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

Material Suplementar Ambiente Dulcícola

Tema: Zooplâncton

RT-55/OUT 26

RA2025 PMBA/FEST-UFES

Vitória,

Outubro de 2026

EQUIPE TÉCNICA

Eneida Eskinazi Sant'Anna (coordenadora)

Leidiane Pereira Diniz

Paula Cristine Silva Gomes

Meggy Galván Gallego

Celton Rafael Ribeiro dos Santos

Eduarda Simões Pedrosa

Gustavo dos Prazeres Carvalho

Larissa Schanen Coelho

Nicole Marina de Alcantara

SUMÁRIO

1. HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL 4

2. METODOLOGIA 6

2.1 COLETA 6

2.2 ANÁLISE 6

2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS 7

3. RESULTADOS DOS INDICADORES 8

3.1 RIQUEZA 9

3.2 ABUNDÂNCIA, BIOMASSA E RECRUTAMENTO 17

3.3 RIQUEZA FUNCIONAL 19

3.4 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES 20

3.4.1 Diversidade de espécies: análise de partição da variância 21

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO 22

5. ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS 22

6. REFERÊNCIAS 22

1. HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

A malha e frequência amostrais do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (PMBA/Fest-UFES) passaram por modificações ao longo do tempo, visando seu aperfeiçoamento para atendimento aos objetivos do Programa. Estas alterações foram orientadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) e aprovadas pelo Comitê Interfederativo (CIF), por meio de: (1) Ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 (para o período de transição), (2) Proposta Técnica de continuidade do monitoramento, apresentadas e aprovadas em 2022, visando o "Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES" e (3) Ofício SEI Nº 32/2024/CTBio/DIBIO/ICMBio, Nota Técnica nº 1/2024-CTBio/DIBIO/ICMBio e Deliberação CIF nº 803, de 08 de agosto de 2024.

As modificações implementadas encontram-se nos seguintes Materiais Suplementares, os quais contemplam todo o período de execução do PMBA/Fest-UFES: 1) MS – Malha amostral, que apresentam as estações amostrais executadas ao longo do tempo por todos os Anexos/Temas, separados por cada marco temporal histórico mencionado acima ("Ano 1", "Transição", "Novo Ciclo" e "Deliberação 803"); 2) Frequência amostral, o qual contempla o histórico da periodicidade amostral (seguindo os mesmos Anexos/Temas contemplados no item 1) e 3) MS – Mapas históricos das malhas amostrais, que apresenta os mapas das malhas amostrais (incluindo as estações) executadas por todos os Anexos/Temas.

Segue o detalhamento temporal, como forma de esclarecer a execução dentro dos marcos históricos: "Ano 1" (setembro de 2018 e setembro de 2019); "Transição" (outubro de 2019 e julho de 2022); "Novo Ciclo" (agosto de 2022 a setembro de 2024) e "Deliberação 803" (outubro de 2024 a março de 2026). O grupo da Ecotoxicologia é uma exceção a esta historicidade, pois iniciou a amostragem referente ao "Novo Ciclo" em janeiro de 2023 e segue com a "Deliberação 803", na periodicidade já informada.

Quadro 1. Histórico da nomenclatura da malha do dulcícola integrado. As estações em negrito são aquelas vigentes no âmbito da Deliberação 803/2024.

Setores	Nome da estação	Código Original	Código Atual (Deliberação 803/24*)	Abrangência Temporal
Lagoas	**Lagoa do Areal**	**E24**	**LAL 01**	**setembro/18 a março/26*** **
	Lagoa do Areal	E24L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Laguna Monsarás	E25a	N/A	outubro/18 a julho/22
	Laguna Monsarás	**E25**	**LMN 02R**	**outubro/18 a março/26*** **
	Laguna Monsarás	E25L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lagoa Cacimbas	**E27**	**E27**	**agosto/22 a março/26*** **
	Lagoa Cacimbas	E27L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lagoa Areão	E23	N/A	outubro/18 a setembro/19
Lagos	**Lago do Limão/Colatina- ES**	**E18**	**LLM 03R**	**outubro/18 a julho/22 outubro/24 a março/26*** **
	Lago Nova	**E19**	**LNV 02R**	**outubro/18 a março/26*** **
	Lago Nova	E19L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lago Juparanã	E20	N/A	outubro/18 a setembro/24
	Lago Juparanã	E20L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lago Palmas	E28	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lago Palmas	E28L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
Reservatórios	Calha Rio Doce – Reservatório UHE Aimorés/Aimorés-MG	ERA	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Calha Rio Doce – Reservatório UHE Aimorés/Aimorés-MG	**N/A**	**UHE AIM**	**outubro/24 a março/26*** **
	Reservatório de Mascarenhas	**ERM**	**UHE MAS**	**agosto/22 a março/26*** **
Calha	**Calha Rio Doce – Montante do reservatório UHE Mascarenhas/Baixo Guandu-ES**	**N/A**	**RDO 11**	**outubro/24 a março/26*** **
	Calha Rio Doce/Colatina-ES	**N/A**	**RDO 12**	**outubro/24 a março/26*** **
	Calha Rio Doce/Marilândia-ES	**N/A**	**RDO 14**	**outubro/24 a março/26*** **
	Calha Rio Doce/Linhares-ES	**E21**	**RDO 15**	**outubro/18 a março/26*** **
	Itapina	E0	N/A	outubro/18 a setembro/24
	Resplendor	E0a	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Povoação	E22	N/A	outubro/18 a julho/22
Foz	Calha Rio Doce/Foz – Regência-ES	E26f	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Calha Rio Doce/Foz – Regência-ES	**E26**	**RDO 16**	**outubro/18 a março/26*** **
Tributários	**Rio Guandu/Trecho baixo**	**N/A**	**RGU 02**	**outubro/24 a março/26*** **
	Guandú	E17	N/A	outubro/18 a julho/22
	Rio Manhuaçu/AimorésMG	**N/A**	**RMH 01**	**outubro/24 a março/26*** **
	Rio Manhuaçu/AimorésMG	E2	N/A	agosto/22 a setembro/24
*** Vigência da Deliberação nº 803: a partir de outubro de 2024 (em curso)**				
**** Estações litorâneas que foram monitoradas pelos seguintes Temas: Mineralogia, Limnologia e Qualidade de água e do sedimento**				
***Março/2026 refere-se ao último período de dados coletados com resultados reportados no presente relatório.**				

2. METODOLOGIA

A metodologia apresentada contempla o escopo em vigência no momento de entrega deste relatório, ou seja, as amostragens e análises previstas para o Novo Ciclo do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática – PMBA/Fest-UFES submetidas à Fundação Renova através do FORMULÁRIO DE APRESENTAÇÃO DE PLANO DE TRABALHO em agosto de 2022 (e dezembro de 2022 para o Tema Ecotoxicologia) e na Deliberação CIF nº 803, de 08 de agosto de 2024. Após a descrição da metodologia implementada, será apresentado um breve descritivo sobre as modificações metodológicas (parâmetros, análise de parâmetros ou grupo de parâmetros, dentre outros) que ocorreram ao longo da evolução do PMBA/Fest-UFES a fim de determinar os indicadores.

2.1 COLETA

O zooplâncton foi coletado em estações amostrais nos ecossistemas aquáticos do Baixo rio Doce. Nos sistemas lacustres (lagos e lagoas), as coletas consideraram a região litoral e limnética (perfil vertical de atenuação luminosa). Nos reservatórios, as coletas foram realizadas apenas na região limnética. Inicialmente foi determinada a profundidade máxima local e a extensão da zona fótica. Para cada amostra superficial foram filtrados 100 litros de água em rede de plâncton com abertura de malha de 68 µm. Para as amostras no ponto de compensação foram filtrados 50 litros de água. Para obter os dados qualitativos, as amostras de zooplâncton foram obtidas através de arrastos horizontais e oblíquos. Antes da preservação das amostras com formol neutralizado (na concentração de 4%), os organismos foram anestesiados com adição de água gaseificada (5 mL), para evitar a contração de espécimes (Pinto-Coelho, 2004).

2.2 ANÁLISE

Em laboratório, a identificação e a contagem do zooplâncton dulcícola foram realizadas de acordo com o tipo de amostra. Para as amostras quantitativas, a contagem dos organismos foi realizada por meio de subamostras de 1 mL em câmaras de Sedgewick-Rafter e microscópio optico (Zeiss/Stemi 508) com câmera acoplada (Axiocam 105). A quantidade de subamostras realizadas variou de acordo com a quantidade de indivíduos registrados em cada amostra. Para amostras com muitos indivíduos (> 100 ind.), como lagos e lagoas, foram quantificadas três subamostras (de 1 mL cada), enquanto para ambientes com poucos organismos, como rios e reservatórios, seis subamostras foram analisadas. Essa quantificação foi feita para estimar a densidade (ind. L^{-1}), biomassa e a riqueza do zooplâncton. Para calcular a densidade do zooplâncton (ind.L^{-1}), o número total de organismos quantificados na amostra foi multiplicado pelo fator de diluição utilizado na contagem e dividido pelo volume de água filtrado no momento da coleta (50 L). Para a estimativa do recrutamento, foi considerada a densidade de copépodes nos estágios de náuplio e copepodito (ind.L^{-1}). Para as amostras qualitativas, os organismos foram analisados, em pelo menos três subamostras, sob microscópio óptico e estereomicroscópio, com identificação realizada a partir de métodos usuais de dissecação e bibliografia especializada (Koste, 1978; Elmoor-Loureiro, 1997; Reid, 1985; Matsumura-Tundisi, 1986; Perbiche-Neves *et al.*, 2015).

Quanto às análises estatísticas, todas consideraram um nível de significância menor que 0,05 e foram realizadas no programa R (R Core Team, 2023). Para determinação da diversidade funcional, as espécies registradas foram classificadas em diferentes grupos funcionais, baseando-se nos seguintes traços: longevidade (curta e longa, até 30 dias e maior que 30 dias de vida, respectivamente), capacidade de escape (baixo, intermediário, grande e máximo), tamanho (traço contínuo, baseado nas medidas dos indivíduos em µm) e estratégias de alimentação (rotíferos filtradores, rotíferos sugadores, rotíferos predadores, cladóceros filtradores, cladóceros raspadores, copépodes filtradores,e copépodes raptoriais).

Para elaboração do diagrama de Sunkey foi utilizada a função “geom_alluvium” do pacote ggplot2. As concentrações dos metais selecionados (Al, Ba, Fe, Mn e Zn) e abundância total do zooplâncton foram somadas abrangendo os dados até setembro de 2024.

As tendências temporais na riqueza (taxonômica e funcional), densidade e biomassa foram testadas usando modelos aditivos de efeitos mistos generalizados (GAMM; função "gamm4"). A curva com a tendência temporal foi obtida pelo método de suavização LOESS (Locally-Weighted Scatterplot Smoother) (função “plotGAMM”). Além disso, também foi calculada a diversidade beta, que pode ser definida como a variação na composição das espécies (abordagem taxonômica) ou dos traços (abordagem funcional, que considera as funções que as espécies desempenham no ambiente) ao longo do espaço ou do tempo. Essas duas abordagens são importantes em estudos de conservação uma vez que podem dar indícios das condições ambientais. Para calcular a diversidade beta taxonômica e funcional entre os anos, tipos de ambientes e períodos hidrológicos, foi utilizada uma análise permutacional de dispersões multivariadas (PERMDISP, função "betadisper"). Este teste é baseado na dissimilaridade média de cada unidade amostral ao centroide daquele grupo no espaço multivariado, através de um uma matriz de distância.

Para verificar quais fatores estariam impulsionando a diversidade do zooplâncton no Baixo rio Doce, foi realizada a análise de redundância baseada em distância (db-RDA). Para avaliação da variação da estrutura da comunidade zooplanctônica da Bacia do Baixo rio Doce, foram utilizadas o conjunto de variáveis que representam as características ambientais (temperatura, salinidade, sólidos totais dissolvidos, alcalinidade total, oxigênio dissolvido, clorofila-a, fósforo total, fosfato, nitrogênio total, nitrito, nitrato, amônio e silicato) e conjunto de metais (alumínio, bário, ferro, manganês e zinco). Além de um conjunto de variáveis temporais (AEM) e variáveis espaciais (distância entre os ambientes), sendo essas últimas derivadas das coordenadas geográficas dos locais pelo método das coordenadas da matriz principal (PCNM), onde os eixos (autovetores) são usados como explicativos variáveis do modelo espacial. São passíveis de teste de significância apenas os chamados efeitos puros, ou seja, aqueles efeitos de um dado conjunto de variáveis já desconsiderando os efeitos com interação dos dois outros conjuntos de variáveis.

2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS

Ao longo da evolução do PMBA/Fest-UFES, algumas alterações e adaptações metodológicas foram necessárias para consolidação do nosso banco de dados e obtenção de resultados cada vez mais

robustos. Fundamental a inserção, a partir de agosto de 2022, dos reservatórios de Aimorés e Mascarenhas (bacia do rio Doce em MG), além de novos pontos amostrais na região litorânea para lagos e lagoas. A inserção dos reservatórios na malha amostral é fundamental para a estimativa do papel desses ecossistemas artificiais na retenção de elementos e na descontinuidade espacial do rio Doce. Os novos pontos amostrais na região litorânea de lagos e lagoas contribuíram para o melhor detalhamento da espacialização do zooplâncton e da estrutura da comunidade, podendo ser usado como subsídio para futuras propostas de conservação do Baixo rio Doce. A frequência amostral foi reajustada no novo ciclo do PMBA/Fest-UFES, enfatizando especialmente a dinâmica sazonal do período chuvoso (coletas mensais), apontado no ambiente dulcícola como o principal gatilho no recrudescimento da condição ambiental do Baixo rio Doce, sobretudo em relação ao aumento dos teores de Al, Ba e Fe, constituintes geoquímicos associados ao Material Ligado ao Desastre (MLD).

3. RESULTADOS DOS INDICADORES

Nesta seção serão apresentados os resultados dos indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade aquática do Tema, os quais foram desenvolvidos pelo PMBA/Fest-UFES e obtidos ao longo de todo monitoramento na área ambiental I. Vale ressaltar que, os indicadores aqui apresentados têm como propósito clarificar e sintetizar a historicidade dos resultados, interpretação e conclusões do monitoramento, promovendo o acompanhamento espaço-temporal da qualidade ambiental e biodiversidade, além de configurarem importantes ferramentas de suporte aos gestores ambientais. A partir destes indicadores, pode-se identificar os impactos com relação direta ou indireta ao rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana (MG).

Os indicadores do PMBA/Fest-UFES vêm se consolidando ao longo do monitoramento e, seguindo a proposta estabelecida desde o Relatório Anual de 2022 (RA2022), a apresentação dos resultados será exclusivamente a partir da apresentação dos indicadores, acompanhados de legenda estendida com a explicação de sua variação espaço-temporal de forma mais direta e objetiva como se segue:

3.1 RIQUEZA

Tabela 1: Lista de espécies do zooplâncton dulcícola e sua distribuição espacial entre outubro de 2018 e janeiro de 2026 no Baixo rio Doce: setores Tributários, Calha do rio Doce, Foz do rio Doce, Lagos, Lagoas e Reservatórios. Os resultados das estações litorâneas foram apresentados junto com as estações superficiais para mostrar o efeito em toda a comunidade. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.

	Tributários				Calha Rio Doce							Foz Rio Doce		Lago				Lagoa					Reservatório		
Espécies	**E17**	**E2**	**RMH01**	**RGUO2**	**E0**	**RDO15/E21**	**E22**	**E0a**	**RDO11**	**RDO12**	**RDO14**	**RDO16/E26**	**E26F**	**E28**	**LLM03R/E18**	**LNV02R/E19**	**E20**	**E27**	**E23**	**LAL01/E24**	**LMN02R/E25**	**E25a**	**ERA**	**UHEMAS/ERM**	**UHEAIM**
Rotifera																									
Anuraeopsis fissa Gosse, 1851	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Ascomorpha sp.	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0
Ascomorpha ovalis (Bergendal, 1892)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Aspelta angusta Harring & Myers, 1928	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1		0
Asplanchna girodi Guerne, 1888	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0
Asplanchna sieboldii (Leydig, 1854)	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Beauchampiella eudactylota (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Bdelloidea sp.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Brachionus angularis Gosse, 1851	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0
Brachionus calyciflorus Pallas, 1766	0	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	0
Brachionus caudatus Barrois & Daday, 1894	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0
Brachionus falcatus Zacharias, 1898	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Brachionus forficula Wierzejski, 1891	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachionus havanaensis Rousselet, 1911	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0
Brachionus dolabratus Harring, 1915	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0
Brachionus leydigi Cohn, 1862	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	0
Brachionus mirus Daday, 1905	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0
Brachionus quadridentatus Hermann, 1783	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0
Brachionus patulus Muller, 1786	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
Brachionus bidentata Anderson, 1889	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0
Brachionus urceolaris Müller, 1773	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Cephalodella gracilis (Ehrenberg, 1830)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cephalodella biungulata (Wulfert, 1937)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cephalodella gibba (Ehrenberg, 1830)	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0
Cephalodella mucronata Myers, 1924	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
Colurella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Colurella obtusa (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Conochilus sp.	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0
Conochilus coenobasis (Skorikov, 1914)	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0

Espécies	Tributários				Calha Rio Doce							Foz Rio Doce		Lago				Lagoa					Reservatório		
	E17	E2	RMH01	RGUO2	E0	RDO15/E21	E22	E0a	RDO11	RDO12	RDO14	RDO16/E26	E26F	E28	LLM03R/E18	LNV02R/E19	E20	E27	E23	LAL01/E24	LMN02R/E25	E25a	ERA	UHEMAS/ERM	UHEAIM
Conochilus dossuarius Hudson, 1885	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Conochilus unicornis (Rousselet, 1892)	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Conochilus natans (Seligo, 1900)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cephalodella catellina (Müller, 1786)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Dicranophorus robustus Harring & Myers, 1928	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicranophorus caudatus (Ehrenberg, 1834)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Dicranophorus grandis (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Dicranophorus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Dipleuchlanis propatula (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Enteroplea lacustris Ehrenberg, 1830	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eothinia elongata (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Eothinia lamellata Bērziņš, 1949	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Epiphanes clavulata (Ehrenberg, 1831)	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0
Epiphanes senta (Müller, 1773)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Epiphanes sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Euchlanis dilatata Ehrenberg, 1830	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
Euchlanis lyra Hudson, 1886	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	1
Eosphora najas (Ehrenberg, 1830)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Epiphanes macroura (Barrois & Daday, 1894)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Euchlanis incisa Carlin, 1939	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Euchlanis myersi Kutikova, 1959	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Filinia opoliensis (Zacharias, 1898)	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0
Filinia terminalis (Plate, 1886)	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0
Filinia longiseta (Ehrenberg, 1834)	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Filinia cornuta (Weisse, 1847)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Hexarthra sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0
Hexarthra intermedia (Wiszniewski, 1929)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	0
Hexarthra mira (Hudson, 1871)	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	0	0	1	0
Hexarthra oxyuris (Sernov, 1903)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Itura deridderae Segers, 1993	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kellicottia bostoniensis (Rousselet, 1908)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0
Keratella americana Carlin, 1943	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Keratella cochlearis (Gosse, 1851)	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0

Espécies	Tributários				Calha Rio Doce							Foz Rio Doce		Lago				Lagoa					Reservatório		
	E17	E2	RMH01	RGUO2	E0	RDO15/E21	E22	E0a	RDO11	RDO12	RDO14	RDO16/E26	E26F	E28	LLM03R/E18	LNV02R/E19	E20	E27	E23	LAL01/E24	LMN02R/E25	E25a	ERA	UHEMAS/ERM	UHEAIM
Keratella lenzi Hauer, 1953	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0
Keratella quadrata (Müller, 1786)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Keratella tropica (Apstein, 1907)	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lecane bulla (Gosse, 1851)	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Lecane clara (Bryce, 1892)	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0
Lecane closterocerca (Schmarda, 1859)	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Lecane cornuta (Müller, 1786)	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Lecane curvicornis (Murray, 1913)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lecane elongata Harring & Myers, 1926	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Lecane hornemanni (Ehrenberg, 1834)	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0
Lecane imbricata (Carlin, 1939)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Lecane furcata (Murray 1913)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Lecane leontina (Turner, 1892)	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Lecane ludwigii (Eckstein, 1883)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Lecane luna (Müller, 1776)	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lecane lunaris (Ehrenberg, 1832)	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0
Lecane nana (Murray, 1913)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Lecane papuana (Murray, 1913)	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Lecane proiecta Hauer, 1956	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0
Lecane quadridentata (Ehrenberg, 1830)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Lecane scutata (Harring & Myers, 1926)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0
Lecane stichaea Harring, 1913	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Lecane stenroosi Meissner, 1908	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
Lecane unguitata (Fadeev, 1925)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0
Lepadella patella (Müller, 1786)	0	0	0	0		0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	0
Lecane decipiens (Murray, 1913)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lecane elsa Hauer, 1931	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
Lecane nodosa Hauer, 1938	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Lecane hastata (Murray, 1913)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Lecane subtilis Harring & Myers, 1926	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Lecane ungulata (Gosse, 1887)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Macrochaetus longipes (Myers, 1934)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0
Monommata pseudophoxa Wulfert, 1960	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Mytilina mucronata (Müller, 1773)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mytilina ventralis (Ehrenberg, 1830)	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0

Espécies	Tributários				Calha Rio Doce							Foz Rio Doce		Lago				Lagoa					Reservatório		
	E17	E2	RMH01	RGUO2	E0	RDO15/E21	E22	E0a	RDO11	RDO12	RDO14	RDO16/E26	E26F	E28	LLM03R/E18	LNV02R/E19	E20	E27	E23	LAL01/E24	LMN02R/E25	E25a	ERA	UHEMAS/ERM	UHEAIM
Monommata caudata Myers, 1930	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Notommata apochaeta Myers, 1933	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notommata cf. *pseudocerberus* Beauchamp, 1908	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notommata cf. *falcinella* Harring & Myers, 1922	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notommata pachyura (Gosse, 1886)	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Platyias leloupi Gillard, 1957	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Platyias quadricornis (Ehrenberg, 1832)	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Ploesoma truncatum	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Polyarthra vulgaris Carlin, 1943	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Pompholyx triloba Pejler, 1957	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0
Proales minima (Montet, 1915)	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Ptygura melicerta Ehrenberg, 1832	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Synchaeta jollyae (Shiel & Koste, 1993)	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0
Synchaeta stylata Wierzejski, 1893	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Testudinella mucronata (Gosse, 1886)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
Testudinella patina (Hermann, 1783)	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0
Trichocerca bidens (Lucks, 1912)	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Trichocerca bicristata (Gosse, 1887)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0
Trichocerca elongata (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0
Trichocerca similis (Wierzejski, 1893)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0
Trichotria tetractis (Ehrenberg, 1830)	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0
Trichocerca sp.	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0
Tetrasiphon hydrocora Ehrenberg em 1840	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Testudinella ohlei Koste, 1972	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichocerca inermis (Linder, 1904)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Cladocera			0																						
Alona guttata Sars, 1862	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
Alonella dadayi Birge, 1910	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	1
Anthalona verrucosa (Sars, 1901)	1	1	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0
Acroperus tupinamba Sinev & Elmoor-Loureiro, 2010	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Alona elisae Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos 2016	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Alona isabellae Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos 2016	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Bosminopsis deitersi Richard, 1895	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

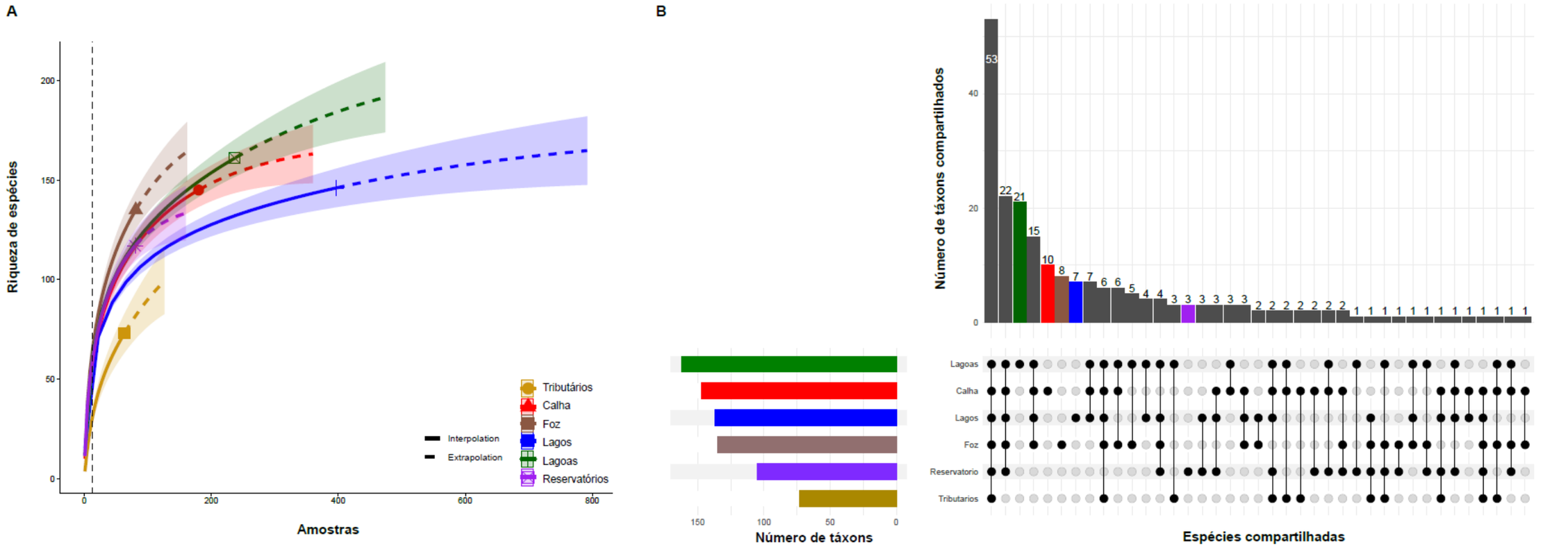
Espécies	Tributários				Calha Rio Doce							Foz Rio Doce		Lago				Lagoa					Reservatório		
	E17	E2	RMH01	RGUO2	E0	RDO15/E21	E22	E0a	RDO11	RDO12	RDO14	RDO16/E26	E26F	E28	LLM03R/E18	LNV02R/E19	E20	E27	E23	LAL01/E24	LMN02R/E25	E25a	ERA	UHEMAS/ERM	UHEAIM
Bosmina hagmanni Stingelin, 1904	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Bosmina longirostris (Müller, 1785)	1	1	0	0	1	1	1	1	1		0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bosmina tubicen Brehm, 1953	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0
Biapertura ossiani (Sinev, 1998)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0		0
Camptocercus australis Sars, 1896	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0
Ceriodaphnia cornuta Sars, 1885	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ceriodaphnia silvestrii Daday, 1902	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0
Chydorus nitidulus (Sars, 1901)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chydorus eurynotus Sars, 1901	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0
Chydorus pubescens Sars, 1901	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0
Chydorus cf. sphaericus (Müller, 1776)	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0
Coronatella monacantha (Sars, 1901)	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0
Coronatella undata Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Ceriodaphnia quadrangula (O.F. Müller, 1785)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1
Ceriodaphnia richardi Sars, 1901	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0
Coronatella poppei (Richard, 1897)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Dadaya macrops (Daday, 1898)	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Daphnia gessneri (Herbst, 1967)	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Daphnia laevis (Birge 1878)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0
Diaphanosoma birgei (Korínek, 1981)	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Diaphanosoma polyspina (Korovchinsky, 1982)	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
Diaphanosoma spinulosum Herbst, 1975	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Disparalona leptorhyncha Smirnov, 1996	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Dunhevedia odontoplax Sars, 1901	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Daphnia ambigua Scourfield, 1947	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0
Diaphanosoma brevireme Sars, 1901	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
Ephemeroporus barroisi (Richard, 1894)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroporus hybridus (Daday, 1905)	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0
Ephemeroporus tridentatus (Bergamin, 1931)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Euryalona brasiliensis Brehm & Thomsen, 1936	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Euryalona orientalis (Daday, 1898)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
Flavalona iheringula (Kotov & Sinev, 2004)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Espécies	Tributários				Calha Rio Doce							Foz Rio Doce		Lago				Lagoa					Reservatório		
	E17	E2	RMH01	RGUO2	E0	RDO15/E21	E22	E0a	RDO11	RDO12	RDO14	RDO16/E26	E26F	E28	LLM03R/E18	LNV02R/E19	E20	E27	E23	LAL01/E24	LMN02R/E25	E25a	ERA	UHEMAS/ERM	UHEAIM
Karualona muelleri (Richard, 1897)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Kurzia polyspina Hudec, 2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ilyocryptus spinifer Herrick, 1882	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Leydigia striata Berabén, 1939	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Leydigiopsis curvirostris Sars, 1901	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Macrothrix laticornis (Jurine, 1820)	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Moina micrura Kurz, 1875	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
Moina minuta (Hansen, 1899)	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Moinodaphnia macleayi (King, 1853)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Macrothrix elegans Sars, 1901	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0
Macrothrix paulensis (Sars, 1900)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Macrothrix spinosa King, 1853	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Magnospina dentifera (Sars, 1901)	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0
Nicsmirnovius paggii Sousa & Elmoor-Loureiro, 2017	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notoalona sculpta (Sars, 1901)	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0
Ovalona glabra (Sars, 1901)	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0
Ovalona kaingang (Sousa, Elmoor-Loureiro & Santos, 2015)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0
*Scapholeberis rammneri*Dumont & Pensaert, 1983	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simocephalus latirostris Stingelin, 1906	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
Sarsilatona serricauda Sars, 1901	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Simocephalus vetulus/ mixtus (Sars, 1903)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0
Simocephalus iheringi Richard 1897	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Copepoda			0																						
Argyrodiaptomus azevedoi (Wright, 1935)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0
Argyrodiaptomus furcatus (Sars, 1901)	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0
Diaptomus corderoi (Wright 1936)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Notodiaptomus conifer (Sars, 1901)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Notodiaptomus iheringi (Wright, 1935)	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Notodiaptomus isabelae Wright, 1936	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Notodiaptomus nordestinus (Wright, 1935)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notodiaptomus henseni (Dahl, 1894)	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1
Notodiaptomus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Eucyclops cf. elegans (Herrick, 1884)	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0

Espécies	Tributários				Calha Rio Doce							Foz Rio Doce		Lago				Lagoa					Reservatório		
	E17	E2	RMH01	RGUO2	E0	RDO15/E21	E22	E0a	RDO11	RDO12	RDO14	RDO16/E26	E26F	E28	LLM03R/E18	LNV02R/E19	E20	E27	E23	LAL01/E24	LMN02R/E25	E25a	ERA	UHEMAS/ERM	UHEAIM
Ectocyclops rubescens (Brady 1904)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0
Eucyclops cf. serrulatus (Fischer, 1851)	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Macrocyclops cf albidus (Jurine, 1820)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
Macrochaetus sericus (Thorpe, 1893)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mesocyclops aspericornis (Daday, 1906)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Mesocyclops cf. ellipticus Kiefer, 1936	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0
Mesocyclops cf. ogunnus Onabamiro, 1957	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0
Mesocyclops meridianus (Kiefer, 1926)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	1	0
Mesocyclops cf. longisetus (Dussart, 1987)	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0
Microcyclops anceps (Ricard, 1897)	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0
Metacyclops mendocinus (Wierzejski, 1892)	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0
Microcyclops alius Kiefer, 1935	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Microcyclops cf. ceibaensis (Marsh, 1919)	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0
Microcyclops finitimus Dussart, 1984	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0
Paracyclops sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Paracyclops chiltoni (Thomson, 1882)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0
Pseudodiaptomus richardi (Dahl F. 1894)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Thermocyclops decipiens (Kiefer, 1929)	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Thermocyclops minutus (Lowndes, 1934)	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Thermocyclops inversus Kiefer, 1936	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
Tropocyclops prasinus (Fischer, 1860)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0

Ao longo do monitoramento (outubro de 2018 a janeiro de 2026) registramos um total de 214 táxons de zooplâncton (Tabela 1).

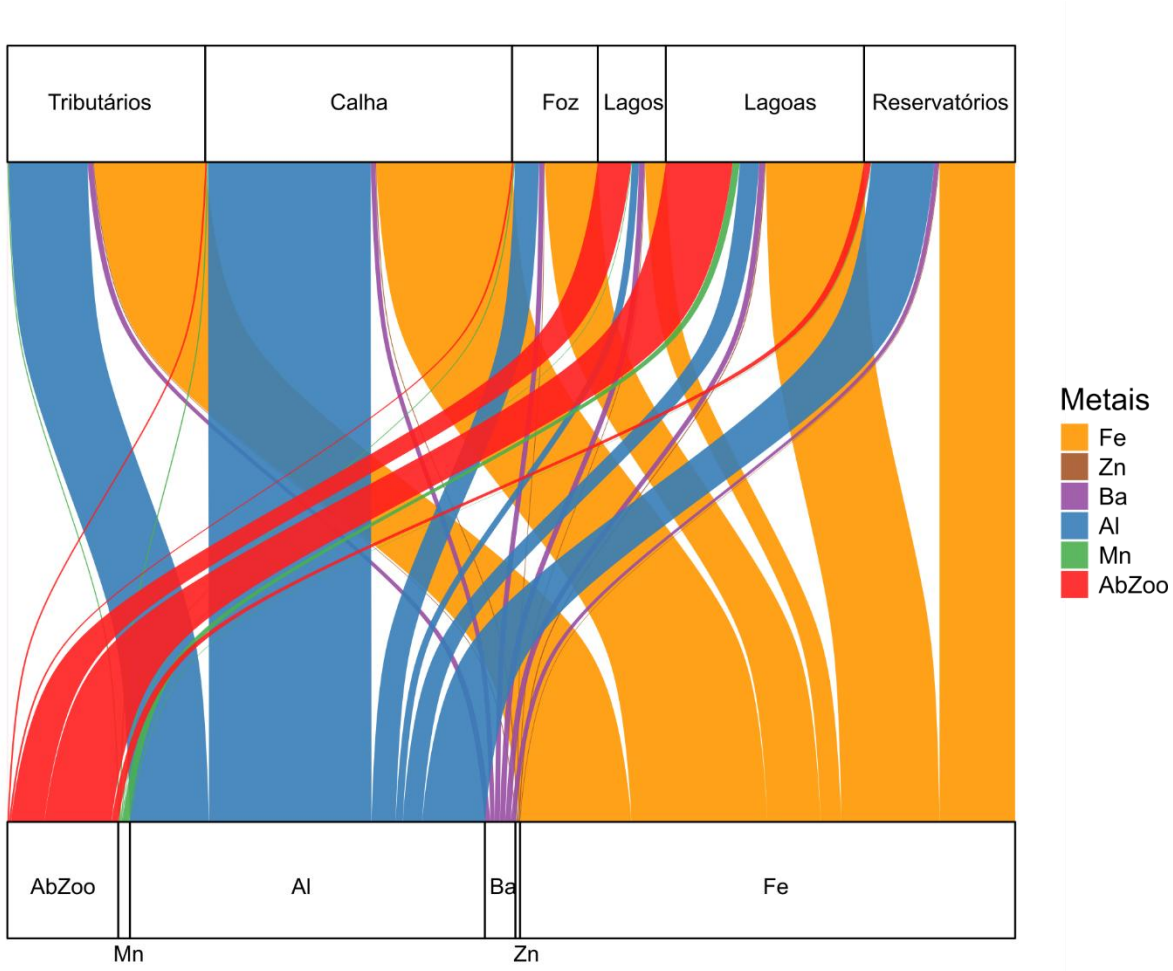
Figura 1: Curvas de rarefação (A) e diagrama de interseção (B) para os tributários (rio Guandu e rio Manhuaçu), calha e foz do rio Doce, lagos, lagoas e reservatórios ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-UFES no Baixo rio Doce. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2026. Amarelo – tributários (rio Guandu e Manhuaçu); vermelho – calha do rio Doce; marrom – foz do rio Doce; azul – lagos; verde – lagoas; roxo - reservatórios. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



No período do monitoramento (outubro de 2018 a janeiro de 2026) foi registrado um total de 214 táxons de zooplâncton, sendo que 73 espécies ocorreram nos tributários, 147 na calha do Rio Doce, 135 na foz do Rio Doce, 136 nos lagos, 162 nas lagoas e 104 espécies nos reservatórios. A maioria dos ambientes ainda não atingiu a estabilidade (Figura 1A), sugerindo que novas espécies podem ser registradas com o aumento do esforço amostral, especialmente nos tributários e lagos. Além disso, embora algumas espécies tenham sido registradas exclusivamente em determinados ambientes, encontramos um elevado número de táxons compartilhados entre todos os ambientes (53 espécies), evidenciando forte conectividade e ampla sobreposição na composição das assembleias zooplanctônicas (Figura 1B). Esses resultados indicam que a diversidade do zooplâncton esteve amplamente distribuída entre os ambientes lóticos e lênticos, com significativa sobreposição de espécies. A presença de espécies exóticas (*Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) e *Mesocyclops* cf. *ogunnus* Onabamiro, 1957) em múltiplos setores reforça a conectividade entre ambientes e a necessidade de monitoramento contínuo para avaliar possíveis impactos ecológicos a longo prazo. Além disso, a ausência de assíntota nos ambientes (Figura 1A) destaca a importância de ampliar o esforço amostral temporal para um inventário mais completo da biodiversidade zooplanctônica na bacia do Rio Doce. Por fim, a baixa ocorrência de espécies exclusivas sugere forte conectividade entre os ambientes, favorecendo a dispersão e colonização dos taxa nos diferentes ecossistemas aquáticos.

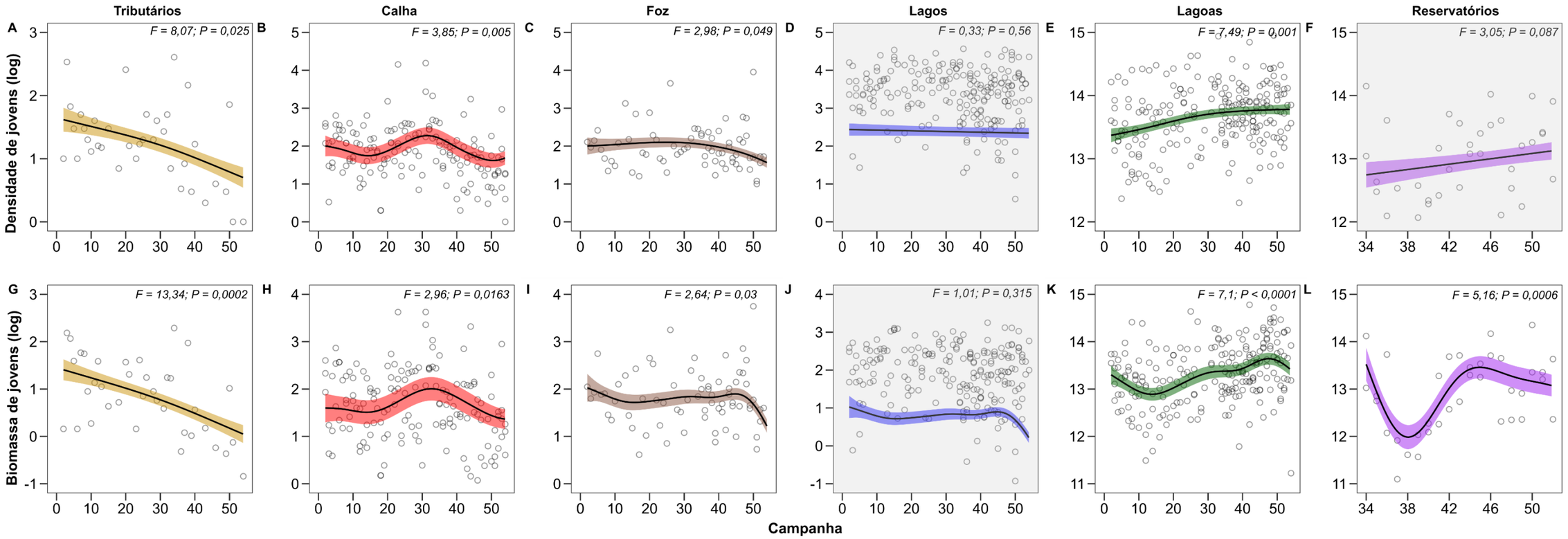
3.2 ABUNDÂNCIA, BIOMASSA E RECRUTAMENTO

Figura 2: Diagrama de Sankey representando as tendências espaciais da concentração de metais e da abundância total do zooplâncton na área amostral. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2026. Tributários: rio Guandu e rio Manhuaçu; Calha: rio Doce; Foz: Foz do rio Doce; Zn: zinco; Mn: manganês; Fe: ferro; Ba: bário; Al: alumínio e AbZoo: densidade do zooplâncton (ind.L^{-1}). O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



Entre os metais selecionados para análise (Al, Ba, Fe, Mn e Zn), o ferro (Fe) e o alumínio (Al) foram os elementos mais representativos da assinatura geoquímica do MLD. Esses metais apresentaram concentrações mais altas na calha do rio Doce e em seus tributários (Figura 2). Os sistemas lóticos, como a calha do rio, apresentam naturalmente menor abundância de zooplâncton devido à sua dinâmica hidrológica e menor tempo de residência da água (Gagneten & Paggi, 2009). No entanto, na calha do rio Doce, essa condição natural pode ser agravada pela elevada concentração de metais, especialmente Fe e Al, que influenciam diretamente a dinâmica das comunidades zooplanctônicas (El-Metwally *et al.*, 2022; Santos *et al.*, 2022). A presença desses elementos em altas concentrações pode provocar alterações na estrutura da comunidade, reduzir a abundância e a riqueza de organismos, aumentar as taxas de mortalidade e desencadear efeitos fisiológicos adversos, comprometendo o desenvolvimento e a sobrevivência do zooplâncton (Silva *et al.* 2022; Cunha Richard *et al.* 2020).

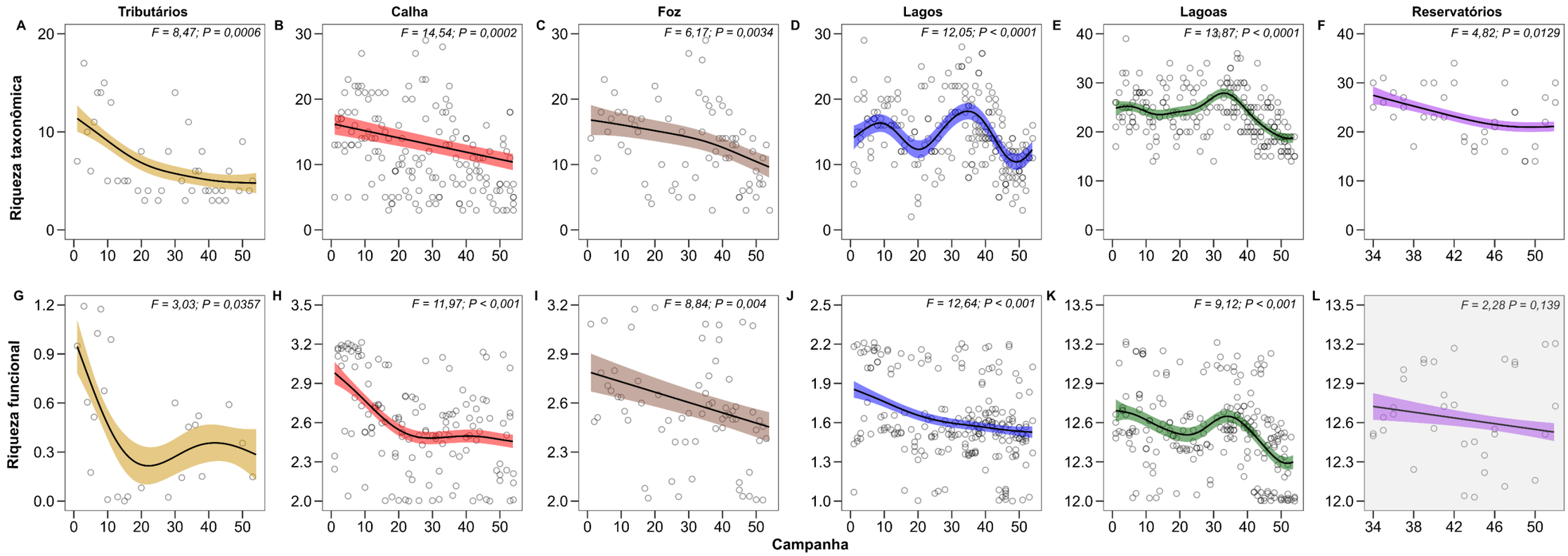
Figura 3: Curvas de suavização obtidas com modelos GAMM, mostrando flutuações temporais na densidade (A ao F) e biomassa de formas jovens do zooplâncton (náuplios e copepoditos) (G ao L) ao longo dos anos de monitoramento no baixo rio Doce, considerando os tributários, calha do rio Doce, foz do rio Doce, lagos, lagoas e reservatórios. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança dos dados ± 95%. Em cinza (C, D, I e J) os modelos que não foram significativos. Amarelo – tributários; vermelho – calha do rio Doce; marrom – foz do rio Doce; azul – lagos; verde – lagoas; roxo - reservatórios. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2026. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



A densidade e biomassa dos jovens diminuiu ao longo do tempo nos tributários (densidade: F = 8,07; P = 0,025; biomassa: F = 13,34; P = 0,0002), na calha do rio Doce (densidade: F = 3,85; P = 0,005; biomassa F = 2,96; P = 0,0163) e na foz do Rio Doce (densidade: F = 2,98; P = 0,049; biomassa: F = 2,64; P = 0,03) (Figura 3 A, B, C, G, H e I). Entretanto, não foi observada nenhuma tendência temporal na abundância e biomassa das formas jovens de zooplâncton para os lagos (densidade: F = 0,33; P = 0,56; biomassa: F = 1,01; P = 0,315). Nos reservatórios, a biomassa de jovens exibiu pequenas flutuações cíclicas após um declínio (F = 5,16; P = 0,0006), enquanto a densidade não mudou ao longo do tempo (F = 3,05; P = 0,087) (Figura 3 F e L). Nas lagoas foi detectado aumento na densidade e biomassa de jovens ao longo do monitoramento (densidade: F = 7,49; P = 0,001; biomassa: F = 7,1; P < 0,0001) (Figura 3 E e K). Embora as lagoas sejam consideradas mais vulneráveis à exposição a rejeitos de mineração (Santos *et al*., 2022), o incremento de formas jovens pode sugerir que as populações estão se mantendo mais estáveis. Investimentos em reprodução permitem que os organismos mantenham as suas populações em números elevados, fazendo com que, mesmo diante de distúrbios ambientais, as populações permaneçam mais estáveis, diminuindo as chances de extinção (Litchman *et al.*, 2013). A redução na abundância e biomassa de jovens nos tributários e na calha do rio Doce sugere que as vias tróficas que estruturam a comunidade zooplanctônica não mostram sinais de estabilidade nesses ambientes e, portanto, a comunidade permanece vulnerável diante de impactos ou alterações ambientais.

3.3 RIQUEZA FUNCIONAL

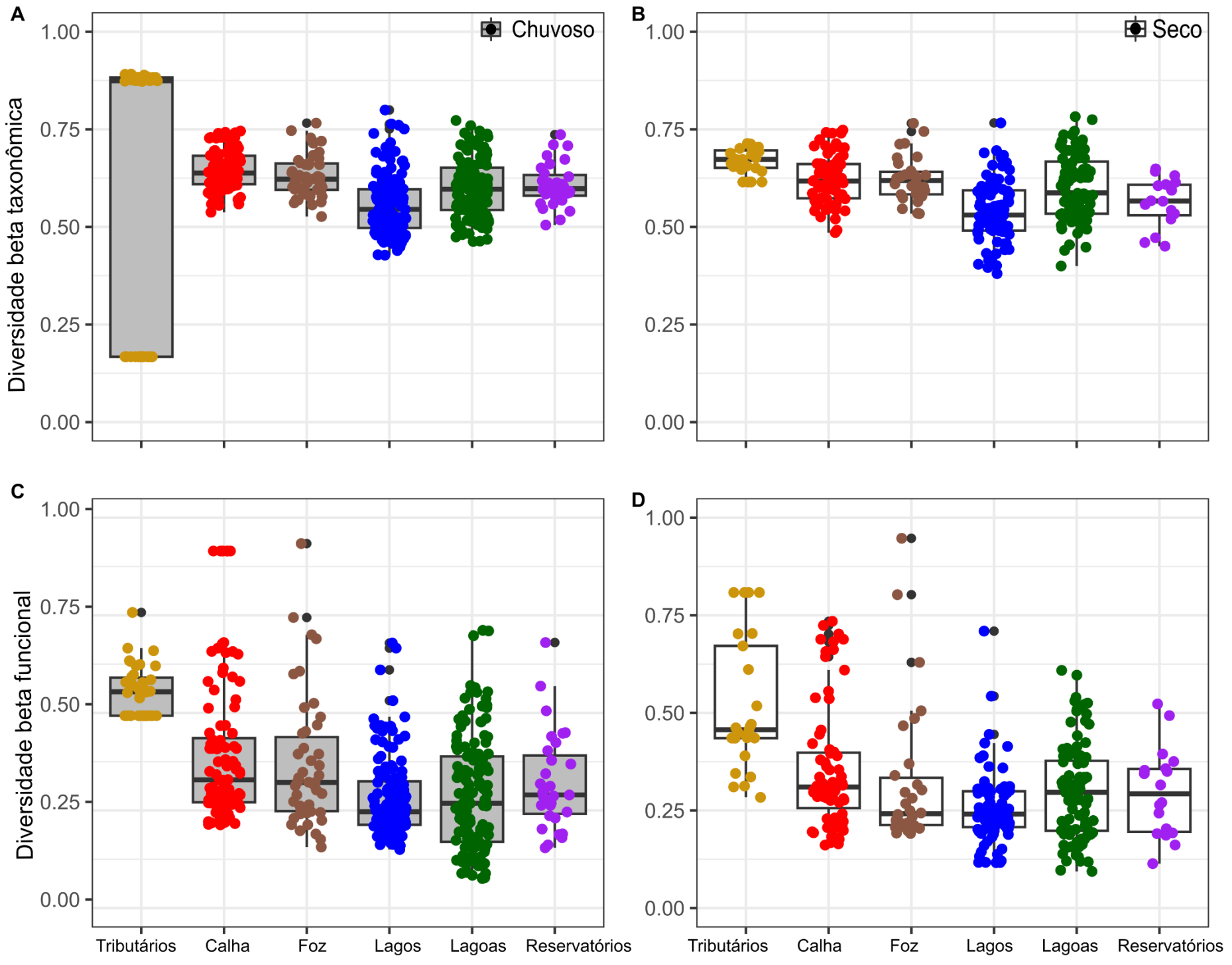
Figura 4: Curvas de suavização obtidas com modelos GAMM, mostrando flutuações temporais na riqueza taxonômica (A ao F) e funcional (G ao L) do zooplâncton ao longo dos anos de monitoramento no baixo rio Doce, considerando os tributários (rio Guandu e rio Manhuaçu), calha do rio Doce, foz do rio Doce, lagos, lagoas e reservatórios. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança dos dados ± 95%. Em cinza (L) o modelo que não foi significativo. Amarelo – tributários; vermelho – calha do rio Doce; marrom – foz do rio Doce; azul – lagos; verde – lagoas; roxo - reservatórios. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2026. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



A riqueza de espécies diminuiu ao longo do monitoramento para todos os ambientes (tributários: F = 8,47; P = 0,0006; calha: F = 14,54; P = 0,0002; foz: F = 6,17; P = 0,0034, lagos: F = 12,05; P < 0,0001; lagoas: F = 13,87; P < 0,0001; reservatórios: F = 4,82; P = 0,0129) (Figura 4 A-F). Com relação à riqueza funcional, todos ambientes perderam funções ecossistêmicas ao longo do tempo (tributários: F = 3,03; P = 0,0357; calha: F = 11,97; P < 0,001; foz: F = 8,84; P = 0,004, lagos: F = 12,64; P < 0,001; lagoas: F = 9,12; P < 0,001) (Figura 4 G-K), com exceção dos reservatórios onde as funções não variaram ao longo do tempo (F = 2,28 P = 0,139) (Figura 4L). Esses resultados indicam que a maioria dos ambientes monitorados está perdendo espécies e traços funcionais ao longo do tempo (com exceção dos reservatórios para a riqueza funcional), o que pode resultar em uma série de impactos negativos, como redução na estabilidade dos ecossistemas, homogeneização biótica e funcional, alterações no fluxo de matéria e energia e perda de funções ecossistêmicas importantes (Yvon-Durocher *et al.* 2010; Yvon-Durocher *et al.* 2015; Simões *et al.*, 2020).

3.4 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

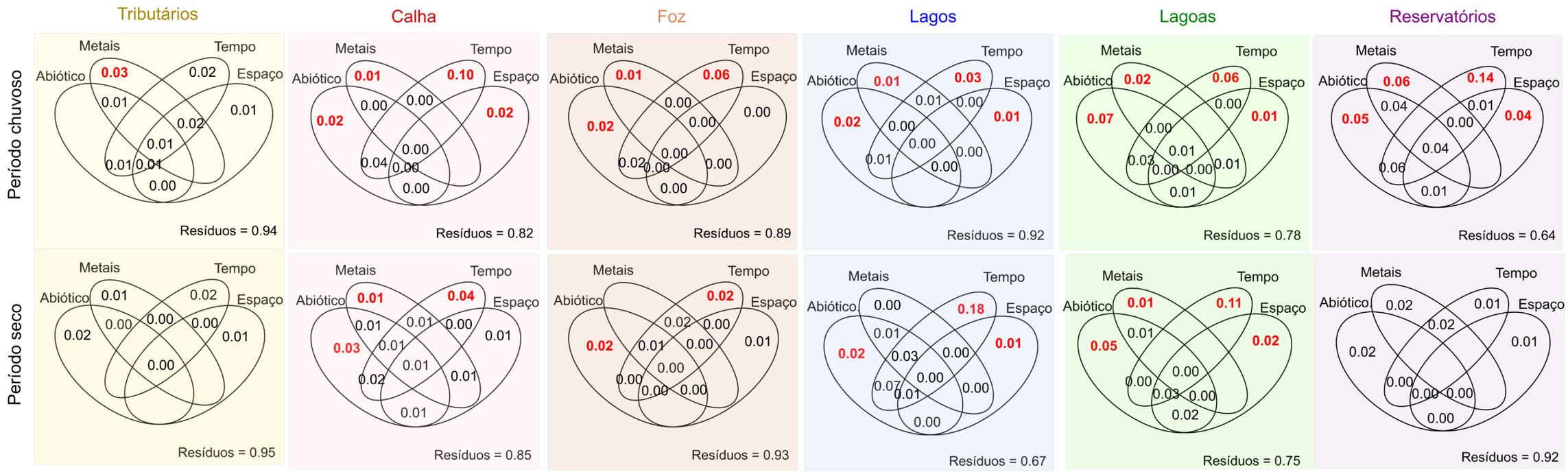
Figura 5: Diversidade beta taxonômica (A e B) e funcional (C e D), considerando os tipos de ambientes e os períodos ao longo dos anos de monitoramento no baixo rio Doce. As caixas cinzas representam o período chuvoso e as caixas brancas o período seco. Amarelo – tributários rio Guandu e rio Manhuaçu; vermelho – calha do rio Doce; marrom – foz do rio Doce; azul – lagos; verde – lagoas; roxo - reservatórios. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2026. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



A composição de espécies (Pseudo-F = 8,07; p = 0,001) e de traços funcionais (Pseudo-F = 7,03; p = 0,001) diferiu entre os tipos de ambiente ao longo do monitoramento. A diversidade beta taxonômica (período chuvoso: F = 7,70; P < 0,001 / período seco: F = 20,27; P < 0,001) e funcional (período chuvoso: F = 29,48; P < 0,001 / período seco: F = 16,27; P < 0,001) foi maior para os tributários (rio Guandu e rio Manhuaçu), para a calha e para a foz do rio Doce, do que para os lagos, para as lagoas e para os reservatórios, independentemente do período hidrológico (chuvoso ou seco) (Figura 5). Apenas durante o período seco, a diversidade beta funcional entre a calha, a foz e os lagos foi semelhante. Desta forma, os resultados indicam que os rios suportam uma composição de espécies e funções ecossistêmicas do zooplâncton particularmente distinta da observada nos outros ecossistemas aquáticos adjacentes. Devido à própria dinâmica fluvial, que impulsiona a mistura do zooplâncton da região litorânea com a região pelágica, essa maior variabilidade de espécies e traços na calha já é esperada (Petsch *et al.*, 2021). Talvez, por isso, os sistemas lóticos apresentaram uma maior variabilidade de espécies e funções, se comparados a ambientes lênticos. Entretanto, ainda não há elementos para avaliar se o aumento da variabilidade nos rios é uma resposta positiva na evolução da qualidade ambiental do Baixo rio Doce após a passagem e a permanência da onda de MLD. É importante ressaltar que, como o rio Doce e os tributários (rio Guandu e rio Manhuaçu) estão perdendo espécies e traços funcionais ao longo do tempo, é difícil prever um cenário de recuperação ambiental. Assim, embora esteja ocorrendo uma elevada troca de espécies e traços funcionais nos rios, como esses ambientes estão perdendo traços ao longo do tempo (Figura 4), há um “risco ambiental médio” no cenário de perda de funções ecossistêmicas (Simões *et al.*, 2020). O risco é classificado como médio, pois, mesmo diante da simplificação taxonômica e dos traços funcionais, a calha e a foz ainda conseguem manter uma elevada diversidade beta (Simões *et al.*, 2020).

3.4.1 Diversidade de espécies: análise de partição da variância

Figura 6: Diagramas de Venn, com base na partição de variância, mostrando a importância relativa do ambiente (dados abióticos), dos metais (Al, Ba, Fe e Zn), do tempo (vetores próprios AEM temporais) e do espaço (que indiretamente refletem a importância da dispersão) para diversidade beta do zooplâncton, considerando os períodos chuvoso e seco ao longo dos anos de monitoramento no baixo rio Doce. Valores em vermelho indicam relações significativas. Amarelo – tributários rio Guandu e rio Manhuaçu; vermelho – calha do rio Doce; marrom – foz do rio Doce; azul – lagos; verde – lagoas; roxo - reservatórios. Período amostral: outubro de 2018 a janeiro de 2026. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



A importância relativa do filtro ambiental (dados abióticos), dos metais, dos processos temporais e do espaço variou em função dos ambientes e do período hidrológico (Figura 6). Os processos temporais, ao longo dos anos de monitoramento, foram os principais impulsionadores dos padrões de diversidade observados, especialmente no período chuvoso. No período chuvoso, os metais influenciaram a diversidade do zooplâncton em todos os ambientes. Nesse período ocorre o aumento da vazão da água, o que favorece a ressuspensão dos metais, elevando a disponibilidade na coluna d'água e intensificando seus efeitos deletérios sobre a comunidade zooplanctônica. Ao contrário, no período seco, a menor ressuspensão do sedimento do fundo favorece a retenção de metais no sedimento, reduzindo a exposição direta do zooplâncton a esses contaminantes (Santos *et al.*, 2022; Santos *et al.*, 2024). Além disso, durante esse período também ocorreu maior influência do componente espacial, provavelmente associada ao aumento da conectividade entre os ambientes aquáticos, que acaba favorecendo a dispersão dos contaminantes e do zooplâncton. Assim, o período chuvoso torna o zooplâncton mais vulnerável à exposição ao MLD. Isso é um indicativo de que o filtro ambiental e os metais são fatores determinantes para permanência do zooplâncton nos diferentes ecossistemas aquáticos do Baixo rio Doce.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO

O investimento em reprodução é fundamental para, mesmo diante das alterações ambientais, manter as populações de zooplâncton estáveis ao longo do tempo e do espaço (Litchman *et al.*, 2013). Observamos que o recrutamento do zooplâncton (aqui mensurado pela densidade e biomassa de formas jovens) do Baixo rio Doce tem sido bastante reduzido. Ao longo dos anos de monitoramento, a densidade e a biomassa dos jovens diminuíram para os tributários e para a calha do rio Doce. Como não constatamos incremento de jovens ao longo do tempo para a maior parte dos ambientes (com exceção das lagoas), isso indica que as vias tróficas que estruturam a comunidade ainda não mostram sinais de estabilidade e que o zooplâncton do Baixo rio Doce permanece vulnerável. Além disso, ao longo dos anos de monitoramento, todos os ambientes, com exceção dos reservatórios, perderam traços funcionais ao longo do tempo. Embora a calha fluvial (rio Guandu, rio Manhuaçu e rio Doce) suporte uma maior substituição de espécies em ambos os períodos hidrológicos (seco e chuvoso), isso pode estar relacionado justamente à perda de espécies e funções ecossistêmicas desses ambientes. Assim, mesmo já tendo se passado dez anos do rompimento da barragem de Fundão, observamos que a comunidade zooplanctônica ainda não mostra sinais de estabilidade e a perda de traços funcionais ao longo dos anos do monitoramento pode resultar na perda de funções ecossistêmicas importantes e alterar outros níveis tróficos do Baixo rio Doce.

5. ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS

Todos os itens previstos foram cumpridos para o Tema.

6. REFERÊNCIAS

Cunha Richard, E.; de Aguiar Duarte, H., Jr.; Calderucio Duque Estrada, G.; Bechtold, J.P.; Gusso Maioli, B.; Araujo de Freitas, A.H.; Warner, K.E.; Melges Figueiredo, L.H. Influence of Fundão tailings dam breach on water quality in the Doce River watershed. *Integr. Environ. Assess. Manag.* **2020**, *16*, 583–595.

Elmoor-Loureiro, L. M. A. Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil. Editora Universa, Brasília, 1997.

El-Metwally, M. E. A.; Abu, El-Regal M.A.; Abdelkader, A. I.; Sanad, E. F. Heavy metal accumulation in zooplankton and impact of water quality on its community structure. Arabian Journal of Geosciences, 15, 2022. https://doi.org/10.1007/s12517-021-09424-x

Gagneten, A. M.; Paggi, J. C. Effects of heavy metal contamination (Cr, Cu, Pb, Cd) and eutrophication on zooplankton in the lower basin of the Salado River (Argentina). Water, Air, and Soil Pollution 198, 317–334, 2009. https://doi.org/10.1007/s11270-008-9848-z

Koste, W. Rotatoria: die Rädertiere Mitteleuropas Begründet von Max Voigt. Monogononta, Gebrüder Borntraeger, Berlin, 1978.

Litchman, E.; Ohman, M.D.; Kiørboe, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. Journal of Plankton Research, 35, 473-484, 2013. https://doi.org/10.1093/plankt/fbt019.

Matsumura-Tundisi, T. Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. Brazilian Journal of Biology [Revista Brasileira de Biologia] 46: 527–553, 1986.

Perbiche-Neves, G., G. A.; Boxshall, D.; Previattelli, M. G.; Nogueira, C. E. F. Rocha. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of ‘‘de la Plata’’ River Basin (South America). ZooKeys, 497, 1–111, 2015.

Petsch, D. K., K. Cottenie, A. A. Padial, J. D. Dias, C. C. Bonecker, S. M. Thomaz & A. S. Melo. Floods homogenize aquatic communities across time but not across space in a Neotropical floodplain. Aquatic Sciences, 83, 1–11, 2021.

Pinto-Coelho, R. M. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais. Amostragem em limnologia. In: Bicudo, C. E. M., Bicudo, D. C. (Eds.) Amostragem em Limnologia. (pp. 149-165). São Carlos, São Paulo, 2004.

R Core Team, 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>. version 4.3.1.

Reid, J. W. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para espécies continentais sul-americanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). Boletim de Zoologia, 9, 17–143, 1985.

Santos, G. S.; Silva, E. E. C.; Barroso, G. F.; Pasa, V. M. D.; Eskinazi-Sant’Anna, E. M. Do metals differentiate zooplankton communities in shallow and deep lakes affected by mining tailings? The case of the Fundão dam failure (Brazil). Science of The Total Environment 806, 150493, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150493

Santos, G. S., Silva, E. E. C., Diniz, L. P., Calvi, R. X., de Oliveira, D. M., Delfim, B. L., Paula, T. L T.; Eskinazi-Sant'Anna, E. M. Deep lakes support higher zooplankton functional diversity than shallow lakes: A case study in lacustrine environments affected by mining tailings (lower Doce River basin, Brazil). Freshwater Biology, 69, 945–958, 2024. https://doi.org/10.1111/fwb.14257

Silva, G. J. da, A. C. Borges, M. C. Moreira, and A. P. Rosa. 2022. Statistical process control in assessing water quality in the Doce river basin after the collapse of the Fundão dam (Mariana, Brazil). J Environ Manage 317. doi:10.1016/j.jenvman.2022.115402

Simões, N.R.; Braghin, L.MS.; Dure, G.A.; Santos, J.S., Sonoda, S.L.; Bonecker, C.C. Changing taxonomic and functional β-diversity of cladoceran communities in Northeastern and South Brazil. Hydrobiologia, 847, 3845-3856, 2020. https://doi.org/10.1007/s10750-020-04234-w.

Yvon-Durocher, G.; Jones, J.I.; Trimmer, M.; Woodward, G.; Montoya, J.M. Warming alters the metabolic balance of ecosystems. Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B Biol. Sci., 365, 2117e2126, 2010.

Yvon-Durocher, G.; Allen, A.P.; Cellamare, M.; Dossena, M.; Gaston, K.J.; Leitao, M. *et al.* Five years of experimental warming increases the biodiversity and productivity of phytoplankton. PLoS Biol., 13, e1002324, 2015.