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: Fitoplâncton

RT- 55/ OUT 26

RA2025 PMBA/FEST-UFES

Vitória,

Outubro de 2026

EQUIPE TÉCNICA

Stefano Zorzal de Almeida (coordenador)

Alessandra Delazari

Amanda Martins Batista

Fabrício Bronzoni de Oliveira

Larissa Bassani de Oliveira Viganor

Maria Caroline Gava

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

2.4 ALTERAÇÕES NA MALHA, FREQUÊNCIA AMOSTRAL E ESCOPO REALIZADAS EM OUTUBRO DE 2024: CONSEQUÊNCIAS PARA AS ANÁLISES DA SÉRIE HISTÓRICA DE INDICADORES 8

3 RESULTADOS DOS INDICADORES 8

3.1 RIQUEZA 9

3.2 DIVERSIDADE 13

3.3 DENSIDADE DE CÉLULAS DE CIANOBACTÉRIAS 21

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO 25

5 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS 25

6 REFERÊNCIAS 25

1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

A malha e a 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/Aimorés-MG	**N/A**	**RMH 01**	**outubro/24 a março/26*** **
	Rio Manhuaçu/Aimorés-MG	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

As coletas para análises quali e quantitativa do fitoplâncton, na calha dos rios e nos ecossistemas lacustres, foram feitas na superfície e, para aqueles ecossistemas lacustres com profundidade que excedesse aos 3 metros, também foram coletadas amostras no ponto de compensação da luz (PC). Para as amostras qualitativas, foi utilizado o método do arrasto superficial com rede de plâncton de abertura de malha de 20µm, na subsuperfície (aproximadamente 20 cm de profundidade), sendo uma amostra por ponto amostral. A amostra coletada foi dividida em duas partes, acondicionadas em frascos de vidro (100 ml), sendo uma das partes fixada com formol 4%, enquanto a outra foi mantida sem fixador (viva). Para o PC, amostras foram coletadas com garrafa de Van Dorn e filtradas em rede de plâncton. As amostras foram acondicionadas em caixa térmica com gelo permanente, para análise do material vivo em laboratório. Para o estudo quantitativo do fitoplâncton na Calha do rio Doce, Foz do rio Doce, tributários e reservatórios, foram coletadas amostras de 100 mL de água em cada estação amostral, submergindo o frasco a 20 cm de profundidade. Nos ambientes lacustres (Lagos e Lagoas), amostras de 100 mL de água foram coletadas na subsuperfície e na profundidade de 1% da radiação solar incidente na superfície – ponto de compensação - (PC), com garrafa de Van Dorn. Todas as amostras quantitativas foram acondicionadas em frascos de vidro âmbar (100 mL) e fixadas com solução de lugol acético 5%.

2.2 ANÁLISE

As amostras qualitativas foram analisadas em microscópio óptico Motic Panthera, equipado com câmera e aplicativo de captura de imagens. A identificação das espécies foi feita ao menor nível taxonômico possível usando bibliografias específicas. A densidade do fitoplâncton foi estimada pelo método de Utermöhl (1958), em microscópio invertido Motic AE2000 em aumento de 400x, usando tempo de sedimentação de pelo menos 3 horas para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983). O volume sedimentado por amostra variou entre 2 e 25 mL, de acordo com as condições de cada amostra. A partir dos dados quantitativos foram determinadas: a riqueza de espécies, a densidade total de indivíduos (ind.mL^{-1}), a densidade de células de cianobactérias (cel.mL^{-1}) e a diversidade da comunidade fitoplanctônica através dos índices de diversidade de Shannon-

Weaver (1949). A biomassa foi calculada a partir da concentração de clorofila-*a*, segundo método de Strickland e Parsons (1972) adaptado por Barroso e Littlepage (1998). A determinação das cianobactérias com maior potencial de produção de toxinas foi feita a partir do registro de táxons com cepas comprovadamente tóxicas para outros ecossistemas brasileiros, segundo Sant'Anna *et al.* (2008).

A análise estatística descritiva foi realizada com os valores mínimos, máximos, médias e desvio padrão para cada estação amostral do PMBA/Fest-UFES. As estações amostrais das novas malhas amostrais, iniciadas em agosto de 2022 e outubro de 2024 (Quadro 1), foram incluídas na análise descritiva, porém com N amostral menor se comparado as demais estações amostrais. Também foram avaliados o esforço amostral na determinação do levantamento da biodiversidade de algas fitoplanctônicas, com uso da curva de rarefação de espécies (MAGURRAN, 2011). O número de espécies exclusivas de cada setor e de espécies compartilhadas entre os seis setores (tributários, calha do rio Doce, foz do rio Doce, reservatórios, lagos e lagoas) foram avaliados pelo gráfico UpSetR. A diversidade beta foi avaliada pela distância das amostras em relação ao centroide da comunidade (quanto maior a distância da amostra em relação ao centroide, maior é sua diferenciação e, consequentemente, maior sua diversidade beta). As tendências temporais nos principais indicadores da comunidade fitoplanctônica (riqueza, diversidade e densidade de células de cianobactérias), 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").

Os conjuntos de variáveis ambientais (temperatura da água, material particulado em suspensão, condutividade elétrica, fosfato, nitrito, nitrato, amônio e silicato) e metais (alumínio total, bário total, cromo total, ferro total e manganês total) foram usados como conjuntos de variáveis preditoras na análise de particionamento da variância, com o intuito de avaliar os efeitos, puros e compartilhados, das variáveis abióticas sobre a variabilidade da comunidade fitoplanctônica. Os efeitos puros de cada conjunto de variáveis foram testados a partir da análise de variância ANOVA ($p \leq 0.05$). O conjunto de variáveis metais usado para o particionamento da variância também foi usado em modelos lineares múltiplos com os principais indicadores da comunidade fitoplanctônica, para avaliar o efeito individual de cada metal.

Todas as análises foram realizadas no programa R (versão 4.4.1; R CORE TEAM, 2024).

2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS

Além das alterações de malha e frequência amostral, não foram efetivadas alterações nas análises da comunidade fitoplanctônica junto ao monitoramento do PMBA/Fest-UFES.

2.4 ALTERAÇÕES NA MALHA, FREQUÊNCIA AMOSTRAL E ESCOPO REALIZADAS EM OUTUBRO DE 2024: CONSEQUÊNCIAS PARA AS ANÁLISES DA SÉRIE HISTÓRICA DE INDICADORES

Assim como a modificação na malha amostral realizada em agosto de 2022, a alteração realizada em outubro de 2024, no âmbito da deliberação CIF nº 803/2024, resultou em retomada da curva de rarefação de espécies (Figura 1A) para um padrão de inclinação ascendente acentuado e na necessidade de remoção da figura de contribuição relativa da riqueza para cada estação amostral, devido a modificações de remoção, adição e retomada na coleta de algumas estações.

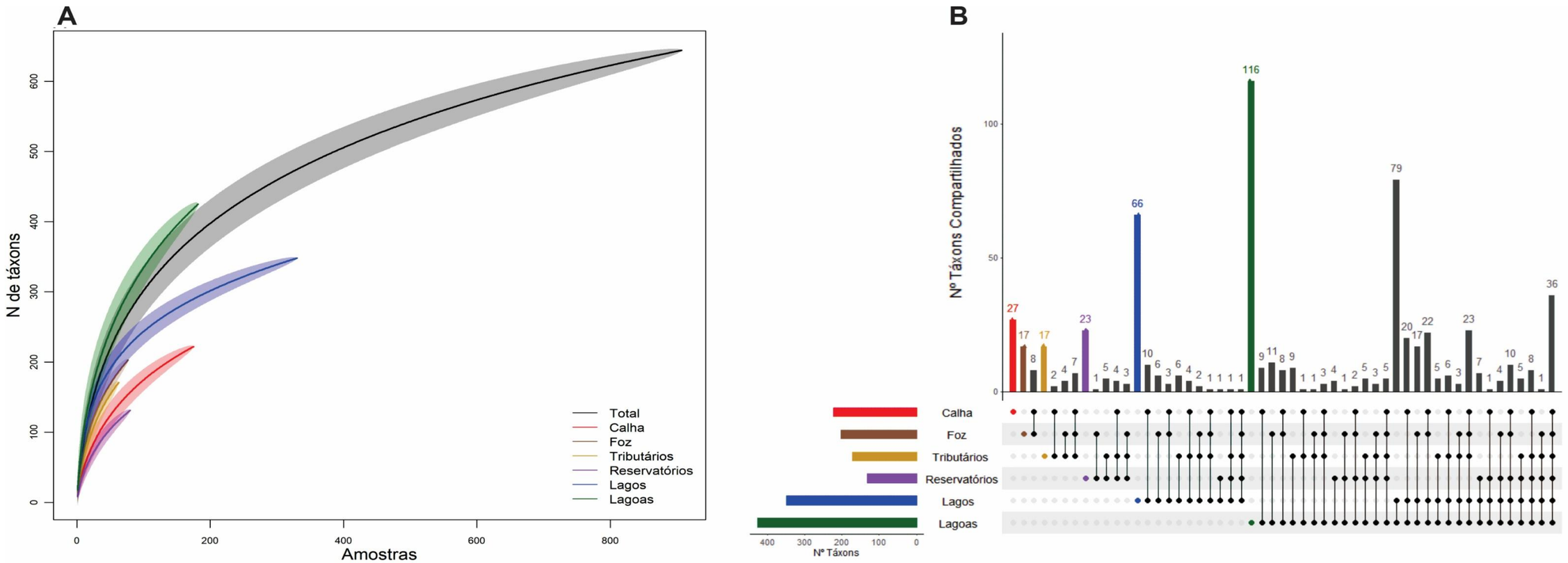
3 RESULTADOS DOS INDICADORES

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.

3.1 RIQUEZA

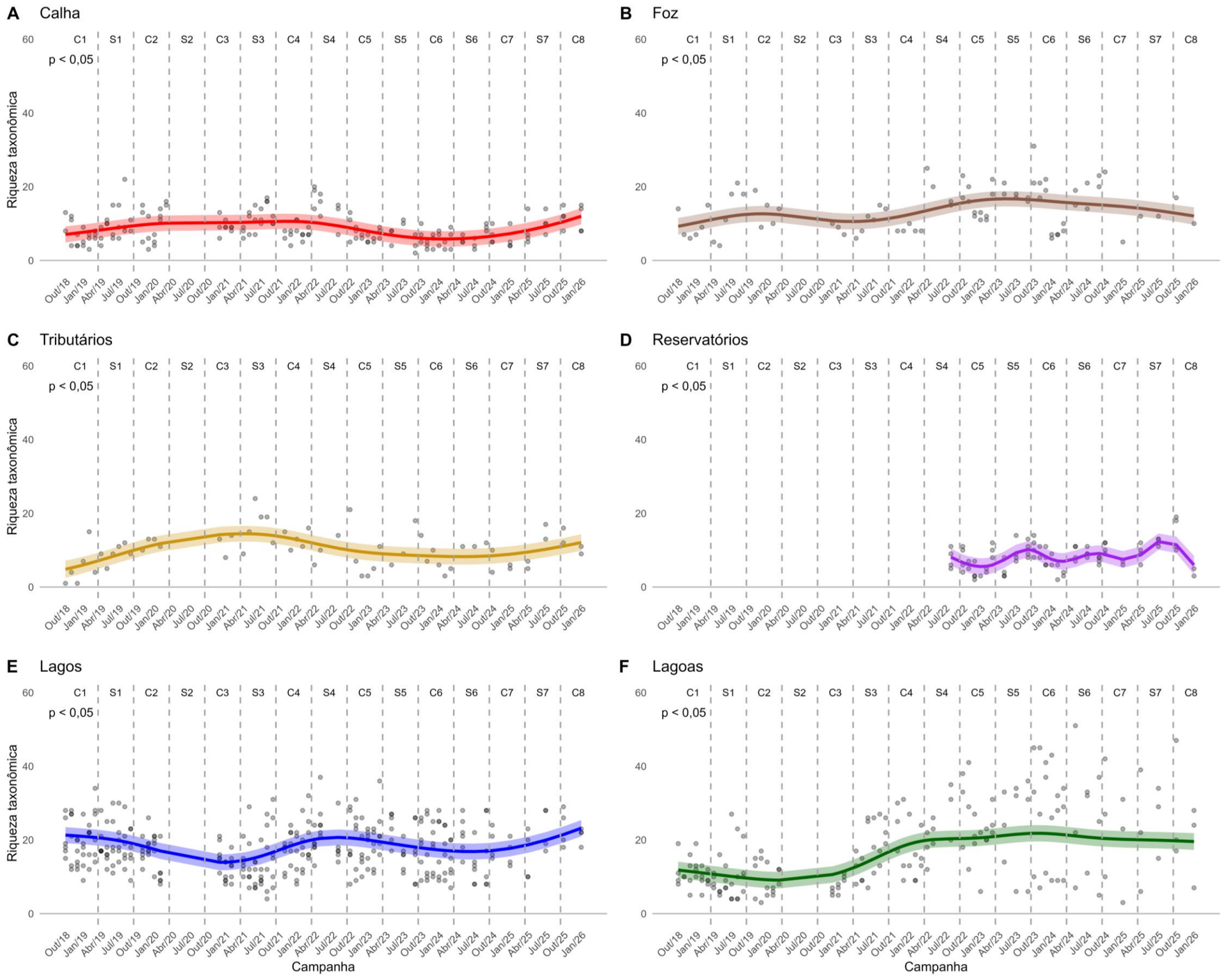
Figura 1: Curva de rarefação de espécies (A) e UpSet Plot com o compartilhamento de espécies do fitoplâncton entre os ambientes estudados (B) no Baixo rio Doce (BRD). Conjunto de dados avaliados a partir de outubro de 2018 até janeiro de 2026. Estações dos reservatórios e demais estações pertencentes a nova malha amostral com dados iniciados a partir de agosto de 2022 ou outubro de 2024 (Quadro 1).



Até o presente momento foram registrados 644 táxons nas análises quantitativas do fitoplâncton, distribuídos em 16 Classes taxonômicas (Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Coscinodiscophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Eustigmatophyceae, Klebsormidiophyceae, Mamiellophyceae, Mediophyceae, Thalassiosirophyceae, Trebouxiophyceae, Xantophyceae e Zygnemaphyceae).

Apesar do número considerável de amostras coletadas na série histórica, novos registros de táxons ainda são frequentes nas estações amostrais, independente da malha amostral. Essas adições resultam em um padrão de inclinação da curva geral de rarefação e das curvas individuais de cada setor, sendo um forte indicativo da necessidade de complementação das coletas de amostras ao longo do tempo e espaço. Essa consistência amostral é o que garante um monitoramento robusto com capacidade de refinar o conhecimento da estrutura, dinâmica e dos processos de modificação do fitoplâncton em respostas às variações ambientais, tanto na bacia do Baixo rio Doce quanto nos setores individualmente. Em termos de contribuição em número de táxons, os sistemas lacustres foram os mais importantes, com as lagoas sendo o setor de maior riqueza geral, seguido pelos lagos (Figura 1A). O setor calha do rio Doce e o setor foz do rio Doce exibiram número semelhante de táxons, o que é consistente por se tratar de setores que compartilham o continuum fluvial, mesmo que com certa distinção em sua dinâmica, decorrente do regime de maré presente na Foz. Desde o início do monitoramento, foram registrados 36 táxons comuns a todos os setores estudados (Figura 1B). Além disso, identificamos que os setores lagoas e lagos, foram os sistemas de maior riqueza exclusiva, 116 e 66 táxons exclusivos, respectivamente. Esses sistemas lacustres também exibiram espécies compartilhadas com os setores calha do rio Doce (Calha-Lagoas: 9 táxons; Calha-Lagos: 10 táxons) e foz (Foz-Lagoas: 11 táxons; Foz-Lagos: 6 táxons), além de 22 táxons sendo compartilhados entre esses quatro setores (Calha-Foz-Lagos-Lagoas), sugerindo que os sistemas lacustres podem atuar como possíveis inóculos de biodiversidade fitoplanctônica para o rio Doce, a partir da conectividade com esses ambientes, principalmente o setor lagoas, pela maior proximidade com o rio Doce em comparação aos lagos.

Figura 2: Análise de tendência temporal para a riqueza taxonômica do fitoplâncton no Baixo rio Doce (BRD) utilizando Modelos Aditivos Generalizados Mistos (GAMM). Sombreamento representa intervalo de confiança de 95% (A-E). Conjunto de dados avaliados a partir de outubro de 2018 até janeiro de 2026. Dados para os reservatórios foram iniciados a partir de agosto de 2022, com a inclusão da nova malha amostral (Quadro 1). Dados faltantes entre março de 2020 e dezembro de 2020 são referentes ao período de pandemia de covid-19. C = Período chuvoso; S = Período seco.



Embora todos os setores monitorados tenham apresentado resposta significativa na variação da riqueza taxonômica ao longo do período de monitoramento (Figura 2), nem todos mostraram tendência nítida de aumento ou redução do número de espécies ao longo do tempo. O setor calha do rio Doce exibiu variação pouco acentuada na riqueza taxonômica ao longo do tempo (Figura 2A), com leve tendência de redução a partir do período chuvoso do ano 5 e posterior tendência de aumento após o período Seco do ano 6. Uma possível explicação para essa redução está no fluxo unidirecional da água, que pode favorecer o transporte de táxons para regiões mais a jusante no rio.

No setor Foz do rio Doce, observamos um aumento gradual da riqueza taxonômica até o período chuvoso do ano 6 (Figura 2B). Atualmente, o setor foz se apresenta tendência de redução da riqueza taxonômica. O padrão de aumento na riqueza observado inicialmente pode estar associado ao fluxo de espécies vindo dos setores à montante. Além disso, a composição de espécies no setor Foz sofre influência do ambienta marinho, devido ao regime de marés, considerando o registro de espécies marinhas neste setor.

A tendência temporal observada nos rios Tributários foi semelhante a observada para a calha do rio Doce, porém de forma mais acentuada (Figura 2C). Neste setor, houve tendência de aumento inicial mais evidente, passando por um processo de redução na riqueza a partir do período chuvoso do ano 4 e subsequente aumento no número de táxons após o período seco do ano 6.

Nos reservatórios, a riqueza taxonômica exibiu oscilações ao longo do tempo (Figura 2D), com tendência de aumento durante os períodos secos e redução nos períodos chuvosos. Isso evidencia os efeitos do represamento sobre os padrões de funcionamento do fitoplâncton quando comparado à trechos contínuos da calha do rio Doce.

Nos lagos, a riqueza taxonômica manteve-se com padrão consistente com relatórios anteriores (Figura 2E). As flutuações observadas nos lagos aparentemente ocorreram mais em decorrência de variações pontuais das condições ambientais que de padrões de sazonalidade acentuada.

Já nas lagoas, observa-se clara tendência de aumento na riqueza taxonômica ao longo do tempo e possível fixação em um platô após o período chuvoso do ano 4 (Figura 2F). No entanto, a riqueza observada neste setor tem se mostrado bastante variável ao longo do tempo e espaço, exibindo amostras com riqueza consideravelmente elevada e outras com riqueza bastante reduzida em comparação às demais estações amostrais dentro do mesmo setor.

Tabela 1: Modelos de regressão múltipla entre a riqueza do fitoplâncton e metais totais nos períodos chuvoso e seco para o Baixo rio Doce. Células cinza: relação não significativa e exclusão da variável do modelo final. Células coloridas: relação significativa e inclusão da variável no modelo final (azul: relação positiva; vermelho: relação negativa). Conjunto de dados avaliados a partir de outubro de 2018 até janeiro de 2026. Dados para os reservatórios foram iniciados a partir de agosto de 2022, com a inclusão da nova malha amostral (Quadro 1).

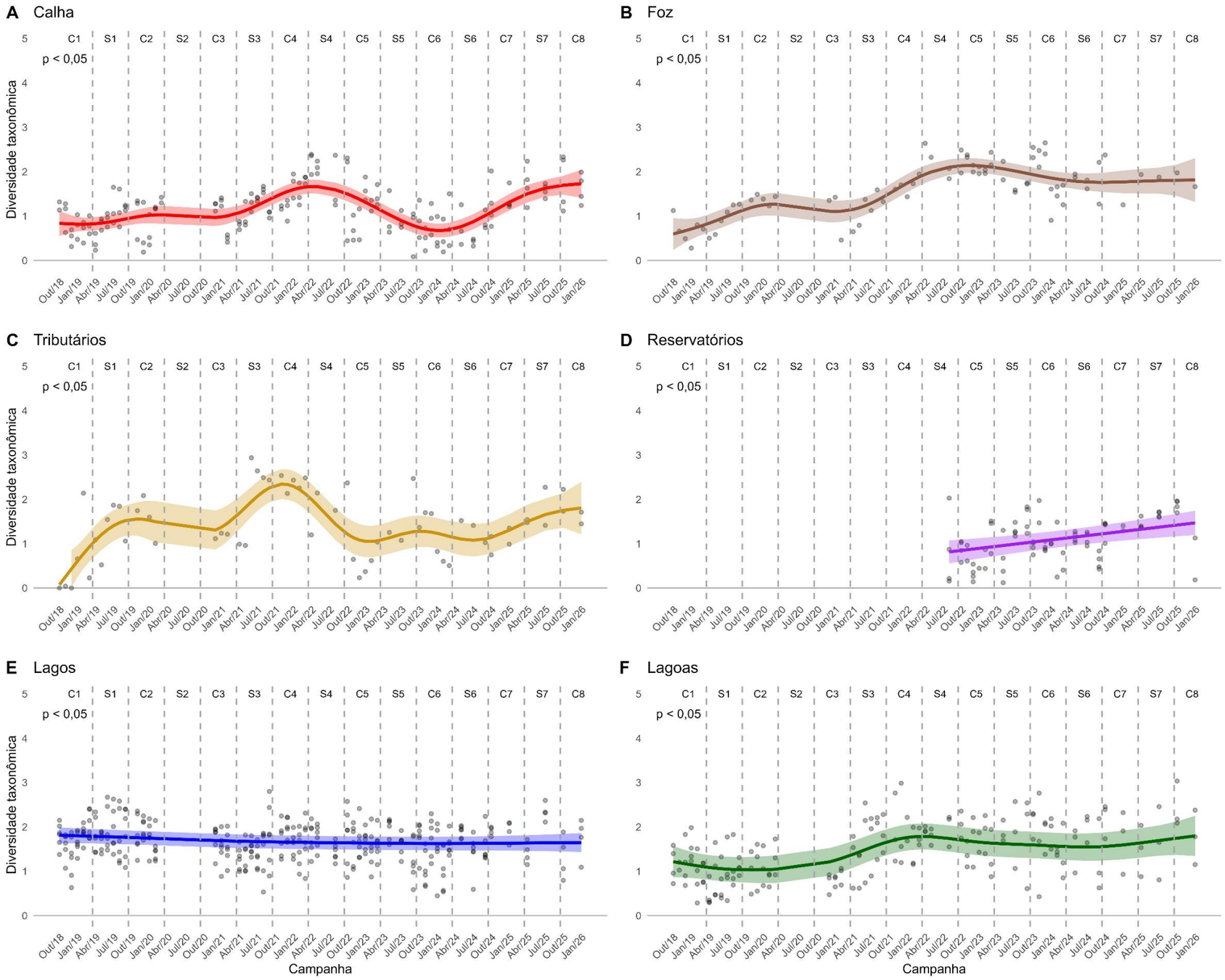
Riqueza	R^2 Ajustado		Al Total		Ba Total		Cr Total		Fe Total		Mn Total	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
Calha do rio Doce	0.28	-	0.00		-0.12		-0.69		0.00			
Foz do rio Doce	-	0.19						-0.33				
Tributários	-	-										
Reservatórios	0.30	0.59	0.00	0.00		-0.29	-2.09		0.01			0.09
Lagos	0.08	0.14	0.00	0.00	0.09	0.08						
Lagoas	-	0.07				-0.16						

Os modelos lineares múltiplos aplicados para investigar a influência das concentrações de metais totais sobre a riqueza de espécies fitoplanctônicas revelaram efeitos significativos em alguns setores e períodos sazonais (Tabela 1). Dentre os metais avaliados, o cromo (Cr) apresentou os efeitos negativos mais expressivos e consistentes sobre a riqueza, seguido pelo bário (Ba) e o alumínio (Al). Durante os períodos secos, observou-se uma redução estimada de –0,69 espécies na calha do rio Doce e de –2,09 espécies nos reservatórios para cada unidade adicional de cromo total. No período chuvoso, o cromo também teve efeito negativo significativo na foz do rio Doce (-0,33), evidenciando um padrão de redução da riqueza fitoplanctônica associada à presença deste metal.

O bário (Ba) apresentou efeitos negativos significativos no período chuvoso para os reservatórios (-0,29) e lagoas (-0,16) e durante o período seco na calha (-0,12). Adicionalmente, o Ba estimulou o aumento da riqueza nos lagos em ambos os períodos sazonais. O alumínio (Al) demonstrou efeitos negativos consistentes, porém com efeito mais fraco se comparado aos demais metais (Tabela 1). Para o ferro (Fe), foram registrados efeitos positivos na riqueza nos setores calha e reservatórios durante o período seco. Efeito significativamente positivo para o manganês (Mn) foi observado apenas nos reservatórios durante os períodos chuvosos (Tabela 1). A ausência de efeitos significativos nos tributários e a pouca influência nos lagos destacam a heterogeneidade espacial de resposta da riqueza a variação de metais. De fato, já são conhecidos os efeitos negativos dos metais sobre comunidades biológicas (Nagajyoti *et al.*, 2010). Isso mostra uma possível influência dos ciclos sazonais de vazão e cheia sobre a disponibilidade de metais na água nestes ambientes. Em particular, observamos fortes associações entre metais e o setor foz, sugerindo possível acúmulo de metais ou influência marinha nessa região.

3.2 DIVERSIDADE

Figura 3: Análise de tendência temporal para os valores de diversidade taxonômica (índice de Shannon) do fitoplâncton no Baixo rio Doce (BRD) utilizando Modelos Aditivos Generalizados Mistos (GAMM). Sombreamento representa intervalo de confiança de 95% (A-E). Conjunto de dados avaliados a partir de outubro de 2018 até janeiro de 2026. Dados para os reservatórios foram iniciados a partir de agosto de 2022, com a inclusão da nova malha amostral (Quadro 1). Dados faltantes entre março de 2020 e dezembro de 2020 são referentes ao período de pandemia de covid-19. C = Período chuvoso; S = Período seco.



Os valores de diversidade taxonômica do fitoplâncton mantiveram-se consistentemente inferiores a 3 ao longo de todo o período monitorado (Figura 3). De modo geral, não foram observadas tendências sazonais marcantes, sugerindo que as variações na diversidade parecem estar mais relacionadas a alterações pontuais de curto prazo nas condições abióticas (por exemplo, eventos isolados de chuvas intensas e aporte de material alóctone) do que a ciclos hidrológicos bem definidos. No setor Calha do rio Doce, observamos tendência de aumento nos anos 3 e 4, seguido de uma acentuada redução na diversidade (Figura 3A), com subsequente recuperação na diversidade a partir do período seco do ano 6.

Na Foz do rio Doce, foi observada uma tendência de aumento gradual da diversidade, principalmente nos períodos secos (Figura 3B). Nesse setor, a diversidade seguiu uma tendência de possível estabilização a partir do período chuvoso do ano 5. Esses padrões sugerem que, embora as dinâmicas abióticas possam não terem sido suficientes para alterar expressivamente o número de espécies, podem ter sido suficientes para influenciar a composição (diversidade beta) e a equitatividade da comunidade (distribuição de abundância entre as espécies). De fato, a modificação na composição do fitoplâncton está relacionada à tolerância e sensibilidade das espécies às variações nas condições ambientais (Reynolds *et al.*, 2002, Padisák *et al.*, 2009).

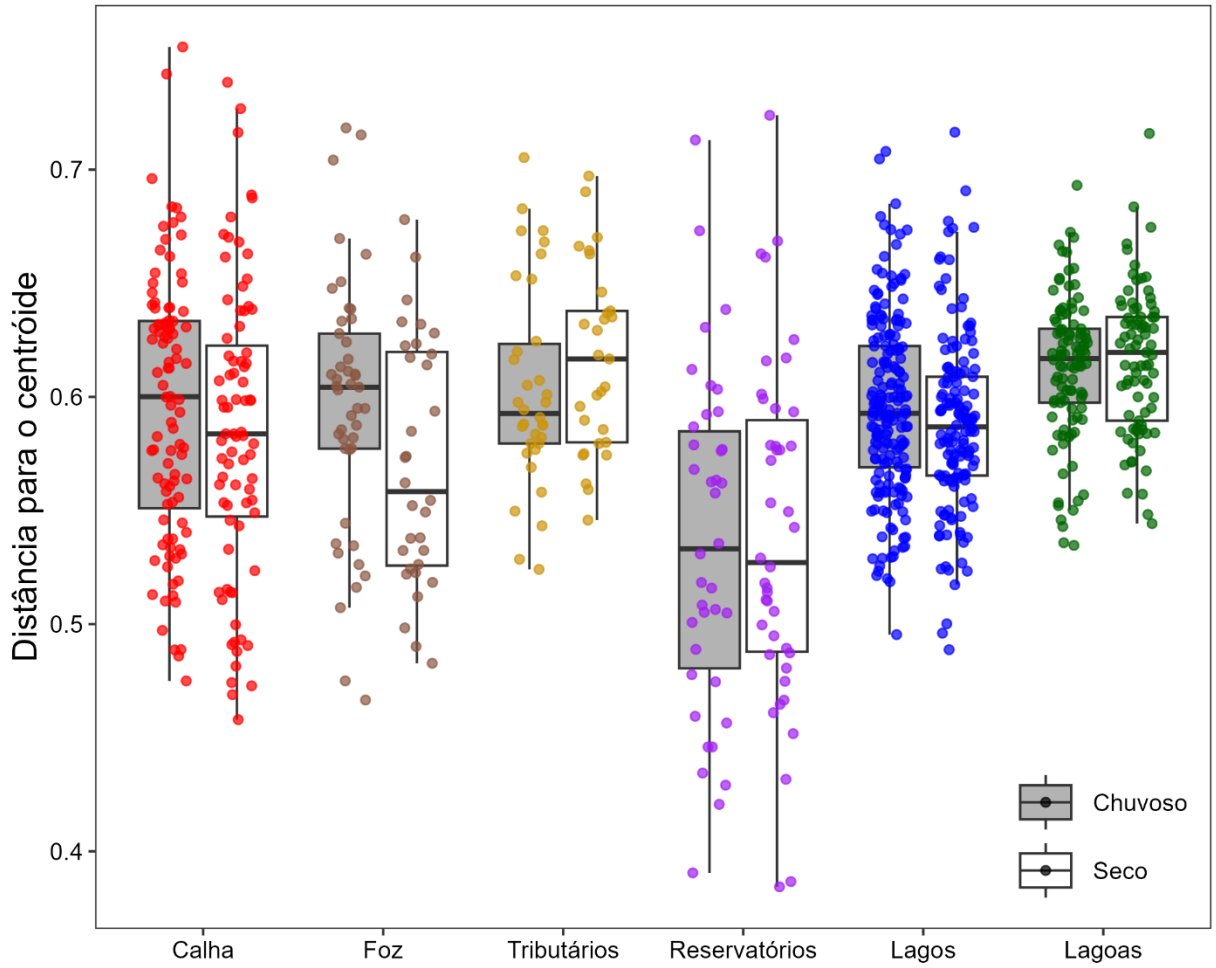
Nos rios tributários (Figura 3C), observamos maior variabilidade dos valores de diversidade taxonômica em comparação ao demais setores, sendo o pico de diversidade registrado ao final do período seco do ano 3 e no período chuvoso do ano 4. Os reservatórios evidenciaram uma tendência temporal de aumento da diversidade (Figura 3D), acompanhando a variação observada para a riqueza de espécies, porém diferindo no padrão geral. Essa distinção no padrão geral observado, com aumento contínuo da diversidade, pode ser resultado de distribuição mais homogênea da abundância entre os táxons registrados.

Nos lagos (Figura 3E) a diversidade taxonômica permaneceu relativamente estável ao longo do tempo, com pequenas oscilações pontuais não associadas a um padrão sazonal evidente. Este padrão sugere uma maior resiliência ecológica desses ambientes em relação às variações ambientais locais. Ao longo da série histórica, os maiores valores médios de diversidade taxonômica foram registrados nos lagos, evidenciando a capacidade destes ambientes de sustentarem maior biodiversidade do fitoplâncton. Nas lagoas (Figura 3F), a partir do período chuvoso do Ano 3, houve um aumento na diversidade do fitoplâncton, mantendo-se em patamar ligeiramente superior ao observado nos anos iniciais a partir do período chuvoso do ano 4. Esse padrão pode também estar associado à inclusão da estação E27 (Lagoa Cacimbas), que ampliou o conjunto de espécies registradas.

A presença de perturbações agudas ou crônicas, como é o caso do MLD (Material Ligado ao Desastre), principalmente no setor calha do rio Doce, é capaz de promover a perda de abundância das espécies sensíveis, o que ocasionalmente pode estabelecer menor competição por recursos e o desenvolvimento de uma ou poucas espécies dominantes (Reynolds, 2006). Isso pode ser um fator crucial para a redução da diversidade taxonômica do fitoplâncton em ecossistemas impactados. Considerando que baixos valores de diversidade taxonômica podem indicar maior estresse ambiental (Barbosa *et al.*, 2001, Wilhm e Dorris, 1968), os resultados sugerem que maior parte ambientes

monitorados no Baixo rio Doce encontram-se em condições de moderado a alto nível de estresse, com exceção dos lagos, onde foram observados valores de diversidade relativamente mais elevados.

Figura 4: Diversidade beta taxonômica do fitoplâncton considerando a distância da amostra ao centroide da comunidade (quanto maior a distância do centroide, maior a diversidade beta). Análise entre os tipos de ambientes e períodos sazonais para o Baixo rio Doce. Cores dos pontos representam o tipo de ambiente (Calha do rio Doce, Foz do rio Doce, Tributários, Reservatórios, Lagos e Lagoas). Cores das caixas representam o período sazonal (chuvoso e seco). Conjunto de dados avaliados a partir de outubro de 2018 até janeiro de 2026. Estações dos reservatórios e demais estações pertencentes a nova malha amostral com dados iniciados a partir de agosto de 2022 ou outubro de 2024 (Quadro 1).



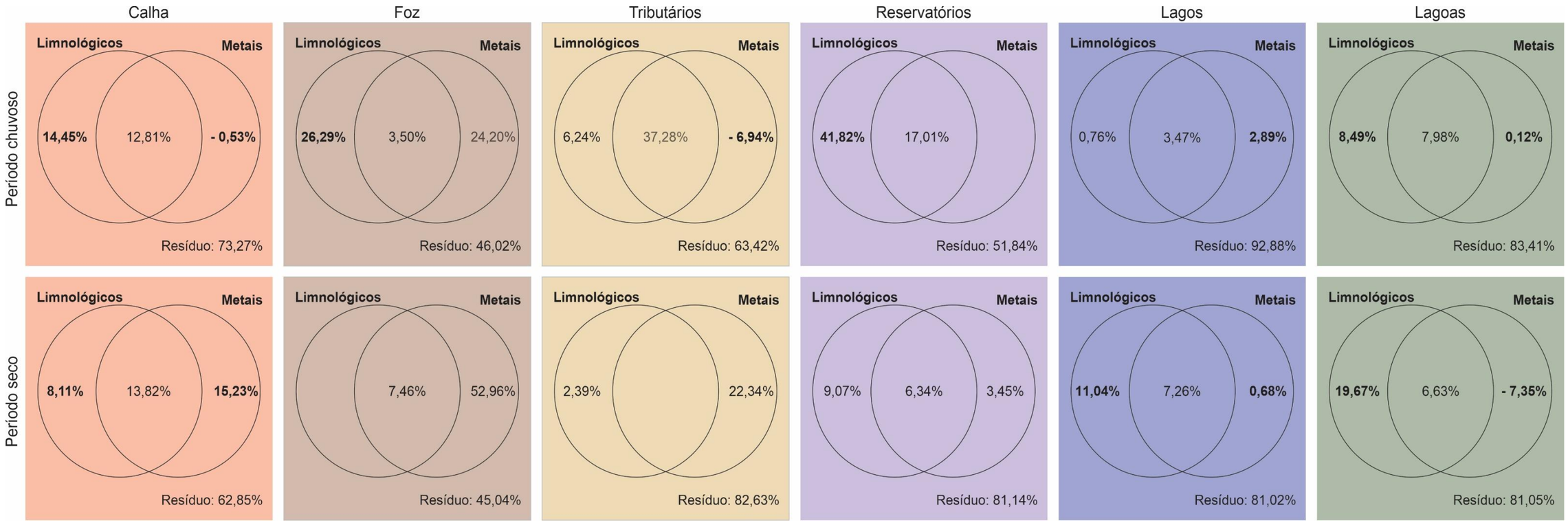
Os ambientes monitorados apresentaram diferentes graus de alteração na composição do fitoplâncton ao longo do tempo, refletindo a diversidade beta registrada em cada ambiente (Figura 4). De forma geral, a maior diferenciação entre períodos sazonais foi observada em setores caracteristicamente lóticos (calha do rio Doce, foz do rio Doce e tributários), enquanto sistemas lênticos (lagos e lagoas) exibiram maior estabilidade na composição de espécies ao longo do tempo. Embora os reservatórios também tenham mostrado certa estabilidade entre períodos sazonais, observado pela mediana dos boxplots, houve maior variabilidade interna nesse setor em comparação aos demais.

O setor foz mostrou uma modificação importante na composição de espécies entre os períodos seco e chuvoso, com bastante variação dentro de cada período sazonal, possivelmente em decorrência da dinâmica acentuada nesses ambientes.

Já no setor calha, houve mudanças na composição do fitoplâncton entre períodos sazonais, porém essas modificações foram menos acentuadas em comparação ao setor foz. Também houve mudanças importantes na composição de espécies dentro de um mesmo período sazonal nesse setor. Além disso, é possível observar um padrão semelhante de diversidade beta entre os setores calha e reservatório, com modificação sazonal e grande variabilidade interna em cada período sazonal. Esse padrão semelhante possivelmente é explicado pela conectividade direta destes ambientes, mostrando a influência do represamento do rio sobre a estrutura do fitoplâncton a jusante dos reservatórios.

Durante os períodos secos, onde espera-se menor variação na diversidade beta (Nabout *et al.*, 2007), a composição do fitoplâncton se manteve bastante dinâmica, semelhante aos períodos chuvosos, com exceção nos lagos, onde a variação na diversidade beta seguiu o esperado e se manteve ligeiramente mais estável em comparação ao período chuvoso. No setor calha, a menor variação da diversidade beta durante o período seco, mesmo que de forma pouco pronunciada, correspondeu ao esperado, devido as condições de menor vazão e turbidez, o que proporciona melhores condições para o desenvolvimento do fitoplâncton. Isso mostra que a dinâmica ambiental de curto prazo pode ter forte influência na estrutura e dinâmica do fitoplâncton deste setor. Estes padrões indicam que o fitoplâncton não se mantém estável ao longo do tempo e entre os ambientes monitorados, podendo ter sua composição quase que completamente substituída de acordo com a variabilidade e estresses ambientais, incluindo as respostas ao MLD, como relatado por outros autores (Nabout *et al.*, 2007; Nogueira *et al.*, 2010; Baselga, 2010).

Figura 5: Diagramas de Venn, com base no particionamento de variância por pRDA, mostrando a importância relativa de variáveis limnológicas (temperatura, material particulado em suspensão, condutividade, fosfato, nitrito, nitrato, amônio e silicato) e concentrações de metais totais (Al, Ba, Cr, Fe, Mn e As) para a distribuição de espécies e abundância do fitoplâncton do Baixo rio Doce (BRD). Conjunto de dados avaliados a partir de outubro de 2018 até janeiro de 2026. Dados para os reservatórios foram iniciados a partir de agosto de 2022, com a inclusão da nova malha amostral (Quadro 1). Foram considerados os períodos chuvosos (painel superior) e secos (painel inferior) separadamente. Valores em negrito indicam influências significativas.



A análise de particionamento da variância por pRDA revelou padrões distintos na influência das variáveis limnológicas e das concentrações de metais sobre a composição e abundância do fitoplâncton, variando conforme o ambiente e o período sazonal (Figura 5).

Na calha do rio Doce, ambos os conjuntos de variáveis explicaram proporções significativas da variância na composição do fitoplâncton em ambos os períodos, com alternância de efeitos entre períodos sazonais para cada conjunto de dados, com redução do impacto de variáveis limnológicas durante o período seco e aumento na influência dos metais neste mesmo período. Nesse setor, foi possível observar uma redução dos efeitos de variáveis limnológicas e um aumento da pressão dos metais durante o período seco. Na foz do rio Doce, o conjunto de variáveis limnológicas apresentou efeito significativo durante o período chuvoso (26,29%). Por outro lado, em comparação ao relatório anterior, os metais aparentemente perderam poder explicativo no período seco nesse ambiente, mesmo com aumento do R^2, passando de 17,39% para 52,96% (não significativos) (Figura 5). Este resultado sugere uma sazonalidade marcante no papel dos diferentes conjuntos de variáveis neste setor, possivelmente refletindo influência marinha ou alterações hidrodinâmicas locais em função do regime de chuvas. Nos tributários, os metais explicaram de forma significativa a variância durante os períodos chuvosos. No entanto, nesse setor o valor de R^2 negativo (-6,94%) significa que os efeitos observados dos metais sobre a comunidade estão sujeitos a interação com o conjunto de variáveis limnológicas, que acaba potencializando o efeito dos metais sobre a comunidade. Isso pode ser observado pela elevada proporção de variância explicada pela interação entre os dois conjuntos de dados (37,28%).

Padrão semelhante também foi registrado para os setores calha durante o período chuvoso e lagoas durante o período seco. Além disso, esse padrão de R^2 negativo também pode ter relação com aumento de variabilidade interna em cada setor, com possíveis diferenciações importantes entre estações amostrais. Já nos reservatórios, onde ainda não haviam sido registrados efeitos significativos, o conjunto de variáveis limnológicas se mostrou significativo durante o período chuvoso (41,82%), mostrando que as condições abióticas oriundas do represamento foram importantes direcionadores da composição e abundância do fitoplâncton nesse setor. Nos lagos, é possível observar uma alternância sazonal de pressão sobre o fitoplâncton, com os metais sendo responsáveis por maior pressão na estrutura e dinâmica da comunidade durante o período chuvoso (2,89%) ao passo que durante o período seco as condições limnológicas (11,04%) exercem maior pressão em comparação aos metais (0,68%). Isso possivelmente pode ter influência de processos de circulação da massa d'água nestes ambientes, o que pode alterar as condições físicas em diferentes períodos sazonais e influenciar nas pressões exercidas por cada variável sobre as comunidades biológicas. Nas lagoas, foi possível observar um aumento expressivo da parcela explicada pelas variáveis limnológicas durante o período seco em comparação ao período chuvoso. No entanto, nesse mesmo período, foi registrado resultado semelhante aos rios tributários durante o período chuvoso, com valor negativo de R^2 (-7,35%), sugerindo que a interação entre as concentrações de metais e as variáveis limnológicas pode direcionar a estrutura do fitoplâncton de maneira distinta entre períodos sazonais, em função do tipo de ambiente. Ainda assim, destacamos que essa porção compartilhada não é passível de teste estatístico, devendo ser interpretada com cautela. Isso pode sugerir uma possível influência das variáveis limnológicas sobre a capacidade de absorção ou efeitos fisiológicos deletérios dos metais sobre o fitoplâncton da região.

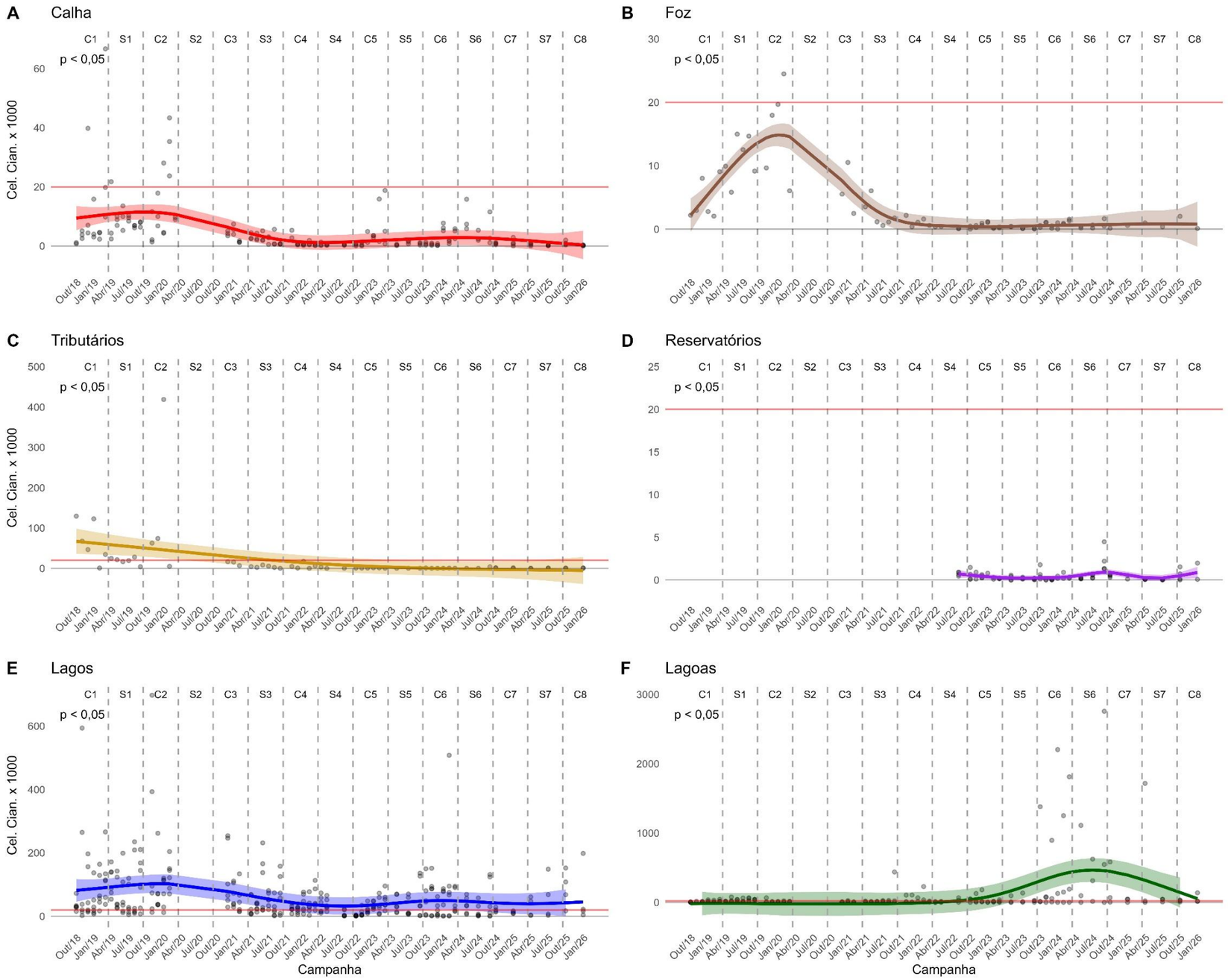
Tabela 2: Modelos de regressão múltipla entre a diversidade de Shannon para o fitoplâncton e metais totais nos períodos chuvoso e seco para o Baixo rio Doce. Células cinza: relação não significativa e exclusão da variável do modelo final. Células coloridas: relação significativa e inclusão da variável no modelo final (azul: relação positiva; vermelho: relação negativa). Conjunto de dados avaliados a partir de outubro de 2018 até janeiro de 2026. Dados para os reservatórios foram iniciados a partir de agosto de 2022, com a inclusão da nova malha amostral (Quadro 1).

Shannon	R^2 Ajustado		Al Total		Ba Total		Cr Total		Fe Total		Mn Total	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
Calha do rio Doce	0.28	0.04			-0.02	-0.01	-0.06	0.02	0.00			
Foz do rio Doce	0.21	-	0.00		-0.02							
Tributários	0.28	0.20		0.00	-0.03							
Reservatórios	0.33	0.35	0.00	0.00		-0.02	-0.13			0.00	0.02	
Lagos	0.07	0.02	0.00	0.00					0.00			
Lagoas	0.08	0.08			-0.01		-0.08		0.00	0.00		0.00

Os modelos lineares aplicados entre a diversidade de Shannon do fitoplâncton e as concentrações de metais totais revelaram efeitos significativos em todos os ambientes (Tabela 2). O Al aparentemente exerce efeitos distintos em função do tipo de ambiente, devido aos efeitos negativos observados em sistemas lênticos (lagos) e de transição (reservatórios) e efeitos positivos em sistemas lóticos como o setor foz do rio Doce e rios tributários. O Cr esteve associado à redução da diversidade do fitoplâncton somente durante os períodos secos, com coeficientes de -0,06 na calha do rio Doce, -0,13 nos reservatórios e -0,08 nas lagoas. Nos períodos chuvosos, houve efeito positivo do Cr sobre a diversidade na calha do rio (Tabela 2). O Ba foi o metal de maior influência negativa, com efeito significativo registrado em ambos os períodos sazonais. A calha foi o setor mais afetado pelas concentrações de Ba, com efeitos negativo tanto no período seco (-0,02) quanto no período chuvoso (-0,01), enquanto os lagos não foram sensíveis a esse metal. Por outro lado, o Fe se destacou como o metal de maior estímulo para o aumento da diversidade taxonômica, mesmo que com coeficientes relativamente baixos. As lagoas foram o setor favorecido pelas concentrações de Fe, onde os efeitos foram significativos tanto no período seco, quanto no período chuvoso. O Mn também apresentou impactos significativos, com aumento da diversidade nos reservatórios durante período seco e redução da diversidade no período chuvoso nas lagoas. No presente relatório, o setor lagos destacou-se pelo maior valor de R^2 (0,35 - período chuvoso; 0,33 - período seco).

3.3 DENSIDADE DE CÉLULAS DE CIANOBACTÉRIAS

Figura 6: Análise de tendência temporal para os valores de densidade de células de cianobactérias (cel./mL) na comunidade fitoplanctônica no Baixo rio Doce (BRD) utilizando Modelos Aditivos Generalizados Misto (GAMM). Sombreamento representa intervalo de confiança de 95% e linha vermelha representa limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005 (20 mil cél/mL). Conjunto de dados avaliados a partir de outubro de 2018 até janeiro de 2026. Dados para os reservatórios foram iniciados a partir de agosto de 2022, com a inclusão da nova malha amostral (Quadro 1). Dados faltantes entre março de 2020 e dezembro de 2020 são referentes ao período de pandemia de covid-19. C = Período chuvoso; S = Período seco.



A densidade de células de cianobactérias exibiu valores excedentes aos limites máximos estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos Classe 2 (20 mil cel./mL), especialmente nos sistemas lacustres. Nos setores Calha do rio Doce e Foz do rio Doce, houve excedente do limite CONAMA apenas em amostras do início do monitoramento enquanto nos reservatórios, a densidade de cianobactérias não ultrapassou o limite estabelecido pela legislação.

A densidade de células de cianobactérias constitui um indicador de impacto indireto por permitir avaliar a saúde do ecossistema em decorrência da proliferação de uma ou poucas espécies deste grupo. É conhecido que as cianobactérias são bastante tolerantes e se desenvolvem bem em ecossistemas impactados, principalmente relacionados à eutrofização (Sperling e Jardim, 2009). Além disso, é um importante indicador relacionado aos possíveis problemas de saúde pública decorrentes do uso da água, devido ao potencial para produção de cianotoxinas (Panosso *et al.*, 2007). Os resultados mostraram respostas temporais significativas em todos os setores monitorados.

No setor Calha, observamos a tendência de redução na densidade de células de cianobactérias (Figura 6A), principalmente a partir do Ano 3, coincidindo com o aumento da diversidade de espécies (Figura 3A). Além disso, picos discretos de aumento na densidade de cianobactérias foram registrados durante períodos chuvosos. Tendência semelhante foi registrada para o setor foz (Figura 6B). Isso sugere que espécies de cianobactérias presentes em grande densidade no início do monitoramento foram sendo substituídas ou perdendo competitividade para outras espécies e, consequentemente, perdendo abundância ao longo do tempo.

Embora tenha sido registrada tendência temporal significativa nos reservatórios (Figura 6D), houve pouca flutuação nos valores de densidade de cianobactérias, sugerindo relativa estabilidade deste indicador.

Nos rios tributários (Figura 6C), foi registrada tendência de redução de cianobactérias a partir do período chuvoso do ano 2, e consequente manutenção deste indicador em patamares bastante reduzidos em comparação ao período inicial do monitoramento.

Nos ecossistemas lacustres, grande parte das amostras apresentaram densidade de cianobactérias acima do limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005, chegando a valores acima de 400 mil cel/mL nos lagos (Figura 6E) e acima de 2 milhões cel./mL nas lagoas (Figura 6F), comprometendo consideravelmente a qualidade da água nestes sistemas. No entanto, observamos respostas distintas entre os lagos e lagoas, com amostras recentes nos lagos tendendo a concentrações menores de células e nas lagoas um aumento expressivo na densidade de células em períodos mais recentes, representando um sinal de alerta para avaliação contínua destes ecossistemas e das respostas deste indicador à variação ambiental.

Embora algumas espécies de cianobactérias sejam beneficiadas pela elevação nas concentrações de metais, não é possível o estabelecimento do efeito causal relacionado ao MLD devido à falta de dados pretéritos ao evento.

Tabela 3: Modelos de regressão múltipla entre densidade de células de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica e metais totais nos períodos chuvoso e seco para o Baixo rio Doce. Células cinza: relação não significativa e exclusão da variável do modelo final. Células coloridas: relação significativa e inclusão da variável no modelo final (azul: relação positiva; vermelho: relação negativa). Conjunto de dados avaliados a partir de outubro de 2018 até janeiro de 2026. Dados para os reservatórios foram iniciados a partir de agosto de 2022, com a inclusão da nova malha amostral (Quadro 1).

Cel. Cianobactérias	R^2 Ajustado		Al Total		Ba Total		Cr Total		Fe Total		Mn Total	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
Calha do rio Doce	0.43	-	-1.47		182.33		737.43		0.89			
Foz do rio Doce	0.40	0.43	-1.89	-0.39	152.09				2.28			77.48
Tributários	0.28	-			406.24							
Reservatórios	0.20	0.50	-22.66	-10.68							2987.37	836.66
Lagos	0.11	-	-13.29		718.55				21.93			
Lagoas	-	0.05				-4870.72						

Os modelos lineares aplicados para avaliar a influência das concentrações totais de metais sobre a densidade de células de cianobactérias revelaram um predomínio de respostas significativas durante o período seco, especialmente nos sistemas lóticos (calha do rio Doce, tributários), e forte pressão dos metais no período chuvoso para o setor Foz do rio Doce e Reservatórios, conforme indicado pelos valores mais elevados de R^2 ajustado (Tabela 3). Por outro lado, lagos e lagoas apresentaram respostas mais sutis, com menor capacidade explicativa dos modelos.

Durante o período seco, os metais Ba, Cr, Fe e Mn favoreceram significativamente o aumento da densidade de cianobactérias, o que contrasta com os resultados observados para riqueza e diversidade, onde estes metais estiveram associados à redução da biodiversidade. O Mn foi o principal metal que favoreceu o desenvolvimento de cianobactérias nos reservatórios, com coeficiente de 2987,37 cel./mL para cada unidade de Mn que aumenta no sistema. Adicionalmente, o Ba favoreceu o desenvolvimento de cianobactérias na calha, foz, tributários e lagos, ao passo que o Fe favoreceu de forma mais sutil o desenvolvimento destes organismos na calha, foz e lagos. O Mn foi o único metal a exercer pressão positiva sobre a densidade de células de cianobactérias durante o período chuvoso, influenciando o aumento desse indicador na foz e nos reservatórios. Também é possível ver a influência negativa do Al sobre o desenvolvimento de cianobactérias, principalmente no período seco (calha, foz, reservatórios e lagos).

Ainda, foram registrados efeitos negativos durante o período chuvoso na foz e nos reservatórios. De fato, é conhecido que o grupo das cianobactérias é resiliente a condições estressantes e pode ser favorecido pela presença de certos metais, possivelmente devido à alta tolerância fisiológica e adaptabilidade deste grupo a condições ambientais adversas (Kulasooriya, 2012).

No entanto, esses impactos negativos do Al foram de menor magnitude absoluta comparados aos aumentos promovidos pelo Ba, Cr e Mn. Isso fortalece a necessidade de monitoramentos ininterruptos para que respostas mais robustas sejam reveladas em relação à variação nas concentrações de metais nestes ambientes.

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

Os ecossistemas estudados ainda se encontram em alto grau de estresse em decorrência de ações na bacia capazes de promover impactos crônicos no fitoplâncton. Devido aos baixos valores de diversidade, os reservatórios foram aqueles com o maior grau de estresse, possivelmente em decorrência do represamento de água e possível acúmulo de contaminantes. Por outro lado, os lagos apresentaram grau de estresse um pouco mais estável, devido a menor variação na diversidade entre os períodos sazonais. No entanto, ainda apresentam valores de diversidade reduzidos, o que os enquadra em grau moderado de estresse, segundo classificação de Barbosa *et al.* (2001) e Wilhm e Dorris (1968).

Em relação à riqueza taxonômica, ao considerar o acúmulo de espécies ao longo do período de monitoramento, percebemos que a contribuição dos ambientes para o conhecimento da real riqueza de espécies da região ainda se encontra subestimada. Esse padrão de incremento de novas espécies registradas com o aumento do número amostral é um indicativo da necessidade de continuação do monitoramento para a consolidação das respostas registradas sobre o padrão de estrutura e dinâmica do fitoplâncton do Baixo rio Doce.

Quanto à densidade de células de cianobactérias, grande parte das amostras apresentaram valores acima do limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005, principalmente nos ecossistemas lacustres. Nas lagoas, houve um aumento expressivo na densidade de células em períodos mais recentes, indicando a necessidade de avaliação contínua desses ecossistemas e da dinâmica desse indicador em resposta às variações ambientais.

Além disso, registramos padrões sazonais de respostas da comunidade fitoplanctônica em relação à variação ambiental, com efeito da concentração de metais mais acentuado no período seco, principalmente para a calha do rio Doce, onde três dos cinco metais avaliados apresentaram relação significativa com os indicadores descritos no presente documento.

5 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS

Não houve intercorrência na realização dos itens previstos.

6 REFERÊNCIAS

BARBOSA, F.A.R.; CALLISTO, M.; GALDEAN, N. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. Aquatic Ecosystem Health and Management Society. v.4, p.51-59, 2001.

BARROSO, G. F.; LITTLEPAGE, J. 1998. Protocolo para análise de clorofila-a e feopigmentos pelo método fluorimétrico (Fluorímetro TD700). Vitória: Programa Brasileiro de Intercâmbio em Maricultura (BMPL) e Programa de Monitoramento Ambiental.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. Global Ecology and Biogeography, v. 19, p. 134-143, 2010.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 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: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em: 12 jan. 2023.

KULASOORIYA, S.A. Cyanobacteria: pioneers of planet earth. Ceylon J. Sci. (Bio. Sci.) 40 (2), 71–88, 2012.

MAGURRAN, A. E. Medindo a diversidade biológica. Curitiba: Editora UFPR, 2011.

MARGALEF, R. Limnologia. Barcelona: Editora Omega, 1983.

NABOUT, J.C.; NOGUEIRA, I.S.; OLIVEIRA, L.G.; MORAIS, R.R. Phytoplankton diversity (alpha, beta and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil) Hydrobiologia 575: 455-461, 2007.

NAGAJYOTI, P.C., *et al.* Heavy metals, occurrence and toxicity for plants a review. Environmental Chemistry Letters, v.8, p.199-216, 2010. DOI: 10.1007/s10311-010-0297-8

NOGUEIRA, I.N.; NABOUT, J.C.; IBAÑEZ, M.S.R.; BOURGOIN, L.M. Determinants of beta diversity: the relative importance of environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities in an Amazonian floodplain. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 22, n. 3, p. 247-256, 2010.

PADISÁK, J., *et al.* Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. Hydrobiologia, v.621, p.1-19, 2009. DOI: 10.1007/s10750-008-9645-0

PANOSSO, R.; COSTA I. A. S.; SOUZA, N. R.; ATTAYDE, J. R.; CUNHA, R. S. R.; GOMES, F. C. F. Cianobactérias e Cianotoxinas em Reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o Potencial Controle das Florações pela Tilápia do Nilo (Oreochromis niloticos). *Oecol. Bras.*, 11 (3): 443-449, 2007.

REYNOLDS, C.S., *et al.* Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. Journal of Plankton Research, v.24, n.5, p.417-428, 2002. DOI: 10.1093/plankt/24.5.417

REYNOLDS, C.S. The Ecology of Phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press, 535pp, 2006.

RStudio Team (2024). RStudio: Integrated Development Environment forR. RStudio, PBC, Boston, MA URL http://www.rstudio.com/.

SANT'ANNA, C. L. et. al. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. Algological studies, v. 126, p. 251-265, 2008.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. The Mathematical Theory of Communication. Illinois: Urbana. 163, p. 688, 1949.

SPERLING, E.V. e JARDIM, F.A. Influence of climatic conditions on cyanobacteria blooms in a tropical water supply river. *In*: 34 WEDC CONFERENCE, 2009, ADDIS ABEBA, Ethiopia, Proceedings Loughborough University, 2009. v.1. p. 832-836.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A pratical handbook of seawater analysis. Fisheries. Ottawa: Research Board of Canada, 1972.

UTERMÖHL, H. Zur vervolkommung der quantitativen phytoplankton - methodik. Mitteilungen Internationale Vereiningung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie 9:1-38, 1958.

WILHM, J. L.; DORRIS, T. C. Biological parameters for water quality criteria. Bioscience, v. 18, n. 6, p. 447-481, 1968.