

**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- 46/ JUN 24**

**RA2023 PMBA/Fest**

Vitória,

Junho de 2024

## **EQUIPE TÉCNICA**

Alessandra Delazari Barroso

Amanda Martins Batista

Fabrcio Bronzoni de Oliveira

Larissa Bassani de Oliveira Viganor

Maria Caroline Gava

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL .....</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>4</b>
2.1	COLETA .....	4
2.2	ANÁLISE.....	5
2.3	HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS.....	6
<b>3</b>	<b>RESULTADOS DOS INDICADORES .....</b>	<b>6</b>
3.1	RIQUEZA.....	7
3.2	DIVERSIDADE .....	10
3.3	DENSIDADE DE CÉLULAS DE CIANOBACTÉRIAS .....	15
<b>4</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS 5 ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO .....</b>	<b>17</b>
<b>5</b>	<b>ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS .....</b>	<b>17</b>
<b>6</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>17</b>

## 1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

A malha e frequência amostral do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (PMBA/Fest) passou por modificações ao longo do tempo, visando seu aperfeiçoamento para atendimento aos objetivos do PMBA/Fest. Estas alterações foram aprovadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) por meio de: (1) ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 (para o período de transição) e (2) Proposta Técnica de continuidade do monitoramento, apresentadas e aprovadas em 2022, visando o “Novo Ciclo do PMBA/Fest”.

As modificações implementadas se encontram nos seguintes Materiais Suplementares: 1) MS – Malha e Frequência amostral, onde as diferentes malhas e frequências amostrais são apresentadas nas abas “Ano 1”, “Transição”, “Novo Ciclo” e “Histórico Frequências” e 2) MS – Mapas das malhas amostrais, com a espacialização histórica referente às malhas amostrais dos Ambientes. Como forma de esclarecer os períodos contemplados em cada uma delas, “Ano 1” se refere às estações amostrais monitoradas entre setembro de 2018 e setembro de 2019, “Transição” às estações entre outubro de 2019 e julho de 2022 e “Novo Ciclo” referente às estações amostrais monitoradas a partir de agosto de 2022, à exceção do grupo da Ecotoxicologia, que iniciou a amostragem referente ao Novo Ciclo em janeiro de 2023.

## 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 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). 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 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. As espécies foram analisadas em microscópio óptico Motic Panthera, equipado com câmera e aplicativo de captura de imagens. A identificação foi realizada ao menor nível

taxonômico possível usando bibliografias específicas. Para o estudo quantitativo do fitoplâncton na calha do Rio Doce e rios tributários (Rio Guandú e Rio Manhuaçu), foram coletadas amostras de 100 mL de água em cada estação amostral, submergindo o frasco a 20 cm de profundidade. Nos ambientes lacustres, 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

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 a 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 ( $\text{ind.mL}^{-1}$ ), a densidade de células de cianobactérias ( $\text{cel.mL}^{-1}$ ) 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 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. As estações amostrais da nova malha amostral iniciada em agosto de 2022 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). 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, conseqüentemente, 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 "gam4"). 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 4.2.2; R CORE TEAM, 2022).

## 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.

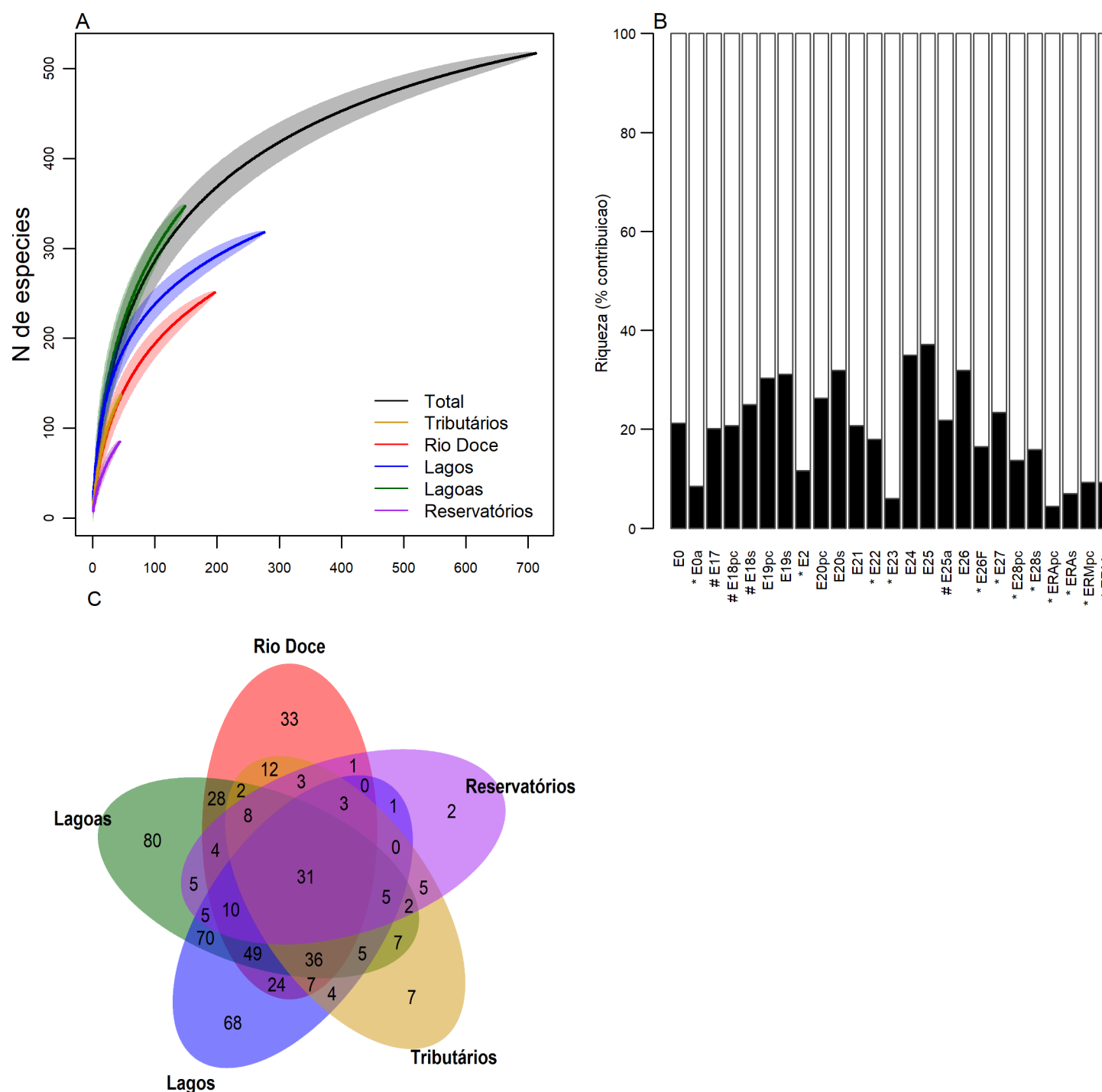
## 3 RESULTADOS DOS INDICADORES

Nesta seção serão apresentados os resultados dos indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade aquática do Tema, os quais foram desenvolvidos pelo PMBA/Fest 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 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

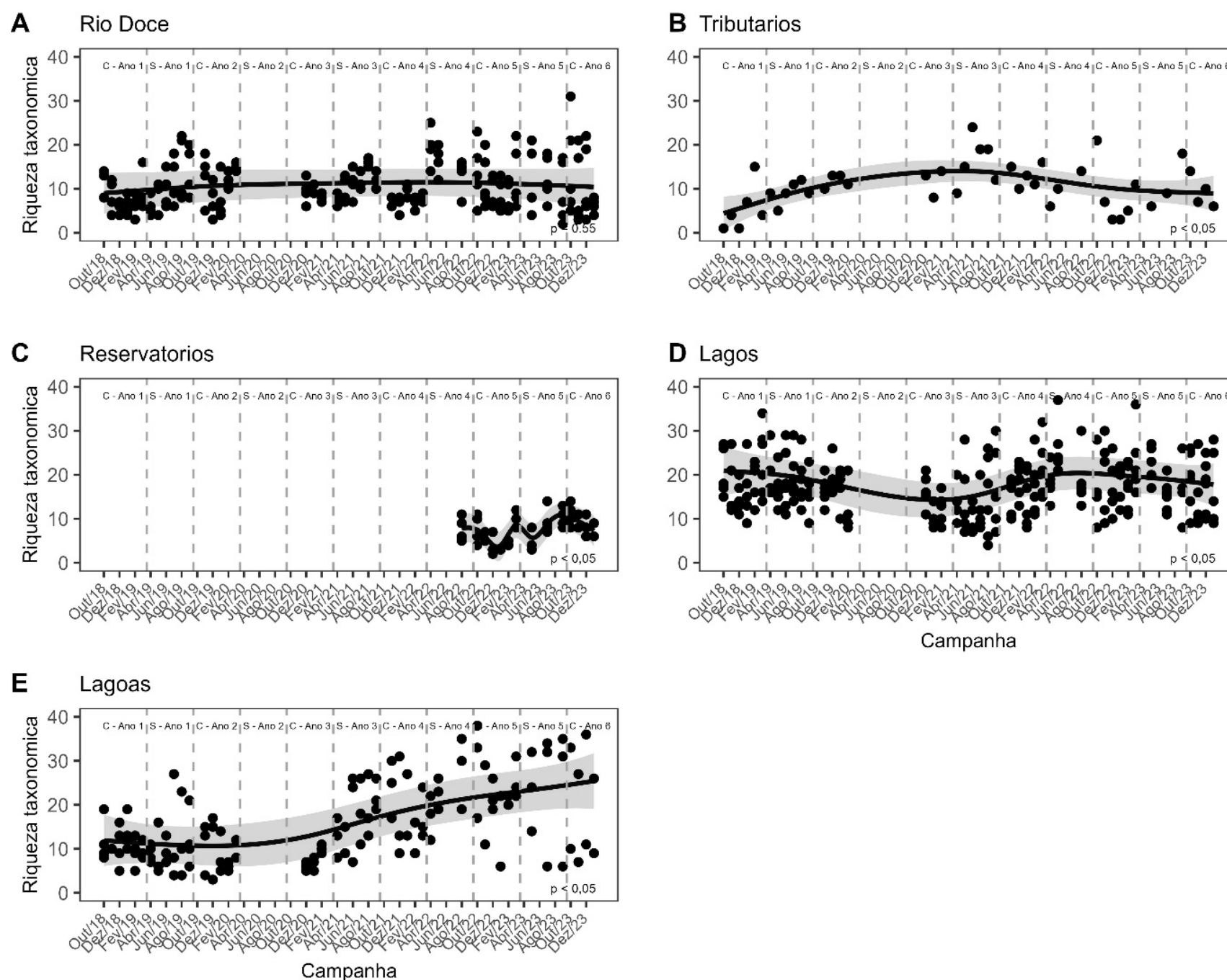
Figura 1: Curva de rarefação de espécies (A), contribuição na riqueza total (B) e diagrama de Venn com o compartilhamento de espécies da comunidade fitoplanctônica entre os ambientes estudados (C). Conjunto de dados avaliados a partir de outubro de 2018 a janeiro de 2024. Estações dos reservatórios e demais estações pertencentes a nova malha amostral com dados iniciados a partir de agosto de 2022. E0: Rio Doce – Itapina, E0a: Rio Doce - Resplendor, E17: Rio Guandú, E18: Lago do Limão, E19: Lago Nova, E2: Rio Manhuaçu, E20: Lago Juparanã, E21: Rio Doce – Linhares, E22: Rio Doce – Povoação, E23: Lagoa Areal, E24: Lagoa Areão, E25: Lagoa Monsarás – praia, E25a: Lagoa Monsarás – ponte, E26: Rio Doce – Regência, E26F: Rio Doce – Foz, E27: Lagoa Cacimbas, E28: Lago Palmas, ERA: Reservatório Aimorés, ERM: Reservatório Mascarenhas, S: superfície, PC: ponto de compensação. \*: estações amostrais descontinuadas com o início do novo ciclo do PMBA/Fest em agosto de 2022. #: estações amostrais inseridas com o início do novo ciclo do PMBA/Fest em agosto de 2022.



Ao todo foram registrados 515 táxons nas análises quantitativas da comunidade fitoplanctônica, distribuídos em 14 Classes taxonômicas (Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Coscinodiscophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Klebsormidiophyceae, Mediophyceae, Oedogoniophyceae, Trebouxiophyceae, Xantophyceae e Zygnemaphyceae). A curva de rarefação de espécies (Figura 1A) apresentou uma retomada no padrão de inclinação acentuada. Tal alteração tem relação com a adição de novas estações amostrais a partir no Novo Ciclo do PMBA/Fest iniciado em agosto de 2022. Essa nova malha amostral resultou no aumento do registro de novos táxons ao longo das amostragens. Tal comportamento da curva evidencia a extrema necessidade de continuação no monitoramento para melhor conhecimento da estrutura da comunidade fitoplanctônica da bacia do Baixo Rio Doce e suas respostas a variações ambientais. Os maiores valores de contribuição relativa para a riqueza (Figura 1B) foram registrados em sistemas lacustres, principalmente nas estações E25 (lagoa Monsarás) e E24 (lagoa Areal), com aproximadamente 37,13% e 35,01% da riqueza total, respectivamente. Adicionalmente, os lagos Nova (E19) e Juparanã (E20), contribuíram respectivamente com 31,91% e 31,14% da riqueza total registrada para a região. Na calha fluvial do Rio Doce, a estação E26, se destacou como 31,91% da riqueza, assemelhando-se aos sistemas lacustres profundos. Os reservatórios estabeleceram-se como os sistemas de menor contribuição para a riqueza, no entanto, vale ressaltar que a amostragem destas estações iniciou juntamente com o novo ciclo do PMBA/Fest, juntamente com as estações E2, E27, E28, E0a e E26F, tendo, portanto, um N amostral menor se comparado as demais estações. Esse menor número de amostras provavelmente não reflete a real riqueza destas estações. Também é importante ressaltar que a redução da contribuição relativa das estações E23 e E18 se deve a descontinuidade de coletas nestes ambientes. Ao longo do período de monitoramento, foram registrados 31 táxons comum a todos os ambientes estudados (Figura 1C), incluindo aqueles presentes na nova malha amostral. Percebemos que os ecossistemas lacustres, rasos e profundos, foram sistemas de maior riqueza exclusiva, sendo 80 táxons registrados exclusivamente para as lagoas e 68 para os lagos. Ao avaliarmos a calha fluvial do Rio Doce, percebemos que este sistema apresenta 33 táxons exclusivos, no entanto vemos que há um grande compartilhamento de espécies entre este ambiente e os sistemas lacustres, com 28 táxons compartilhados com as lagoas e 24 táxons compartilhados com os lagos. Isso sugere uma possível troca de táxons entre estes sistemas, havendo a possibilidade de os sistemas lacustres atuarem como inóculos de biodiversidade fitoplanctônica para o Rio Doce, considerando o fluxo fluvial unidirecional, principalmente em períodos de seca com a redução da vazão no Rio Doce.



Figura 2: Análise de tendência temporal para a riqueza de espécies da comunidade fitoplanctônica no Baixo Rio Doce (BRD) utilizando Modelos Aditivos Generalizados Mistos (GAMM). Sombreamento representa intervalo de confiança de 95% (A-E). Dados para os reservatórios foram iniciados a partir de agosto de 2022, com a inclusão da nova malha amostral. Dados faltantes entre março de 2020 e dezembro de 2020 são referentes ao período de pandemia de covid-19.



Com exceção do Rio Doce (Figura 2A), todos os ambientes monitorados apresentaram resposta significativa na variação da riqueza taxonômica ao longo do período de monitoramento. Os rios tributários apresentaram tendência de aumento na riqueza taxonômica ao longo do período monitorado (Figura 2B). Os reservatórios apresentaram oscilações na riqueza durante o período de amostrado (Figura 2C), apresentando uma pequena tendência de aumento na riqueza taxonômica, no entanto essa afirmativa ainda merece atenção devido ao curto período amostral para estes ambientes em comparação aos demais. Para os lagos, embora tenha sido registrada resposta significativa na variação da riqueza taxonômica ao longo do tempo (Figura 2D), o padrão de riqueza nestes ambientes parece tender à estabilidade, com flutuações aparentemente ocorrendo mais em decorrência de variações pontuais das condições ambientais que ao padrão de sazonalidade acentuada. Já as lagoas vêm apresentando uma visível tendência de aumento na riqueza taxonômica ao longo do tempo (Figura 2E).



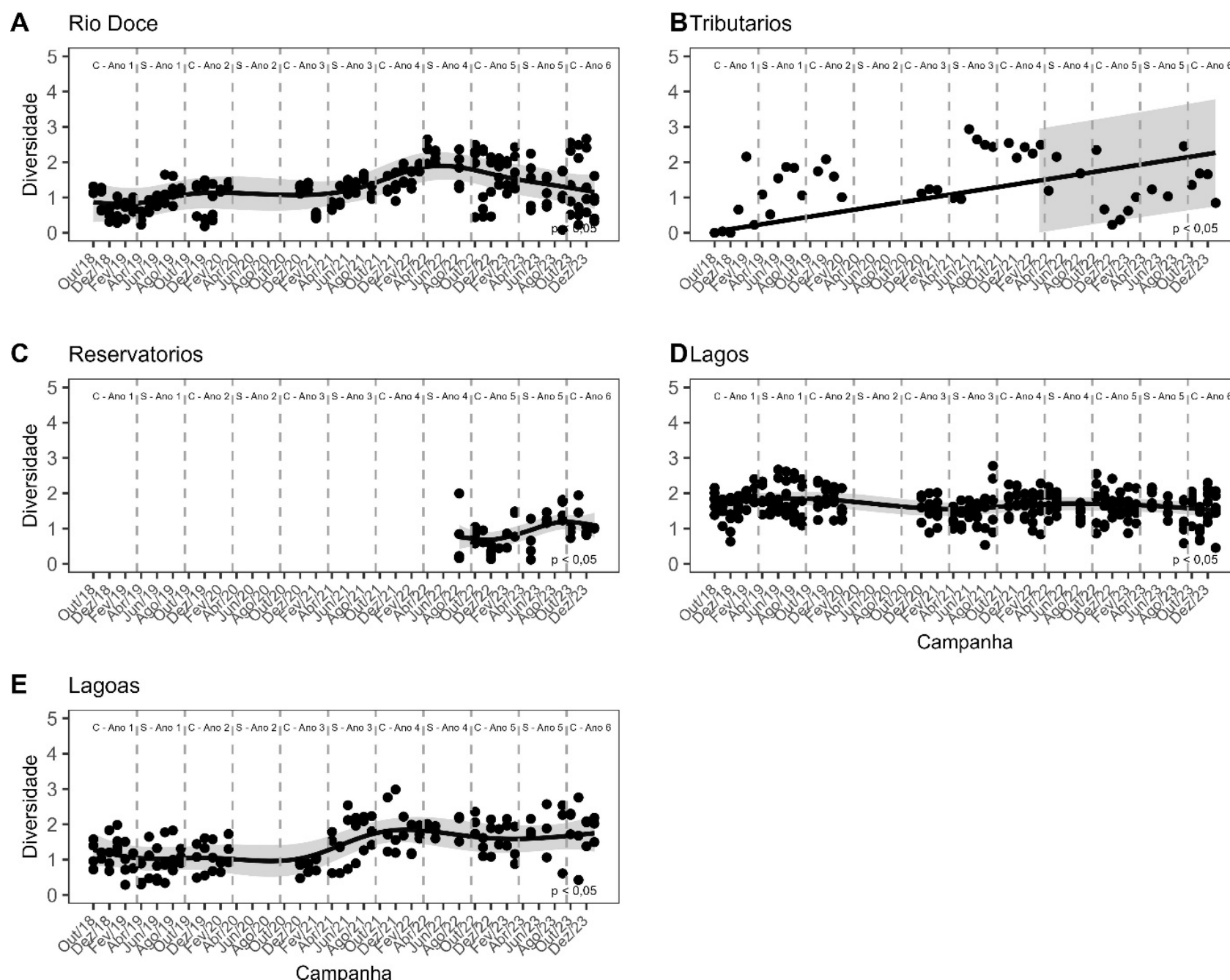
Tabela 1: Modelos de regressão múltipla entre a riqueza fitoplanctônica e metais totais nos períodos chuvoso e seco para o Baixo Rio Doce. Células cinza: relação não significativa e exclusão da variável do modelo final. Células coloridas: relação significativa e inclusão da variável no modelo final (azul: relação positiva; vermelho: relação negativa). Dados para os reservatórios foram iniciados a partir de agosto de 2022, com a inclusão da nova malha amostral. Os dados para o ambiente tributários incluem os dados coletados para o Rio Guandú e Rio Manhuaçu.

Riqueza	R <sup>2</sup> Ajustado		Al Total		Ba Total		Cr Total		Fe Total		Mn Total	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
R. Doce	0.86	-							0.00		-0.05	
Tributários	-	-										
Reservatórios	0.51	0.47				-0.11	-1.84			0.00	-0.97	
Lagos	-	-										
Lagoas	0.10	0.11	0.00			-0.01	0.00					

Os modelos lineares múltiplos aplicados aos valores de riqueza da comunidade fitoplanctônica em relação aos metais totais revelaram efeitos mais pronunciados dos metais na calha principal do Rio Doce nos períodos de seca, além de efeitos consideráveis nos reservatórios e nas lagoas (Tabela 1). A riqueza do fitoplâncton no Rio Doce foi positivamente influenciada pelo ferro e prejudicada pelo aumento das concentrações de manganês. Já nos reservatórios, foram observados efeitos negativos para o bário, cromo e manganês. Nas lagoas, o alumínio foi positivamente relacionado aos valores de riqueza no período seco. Por outro lado, o aumento nas concentrações de bário e cromo foram responsáveis pela redução da riqueza.

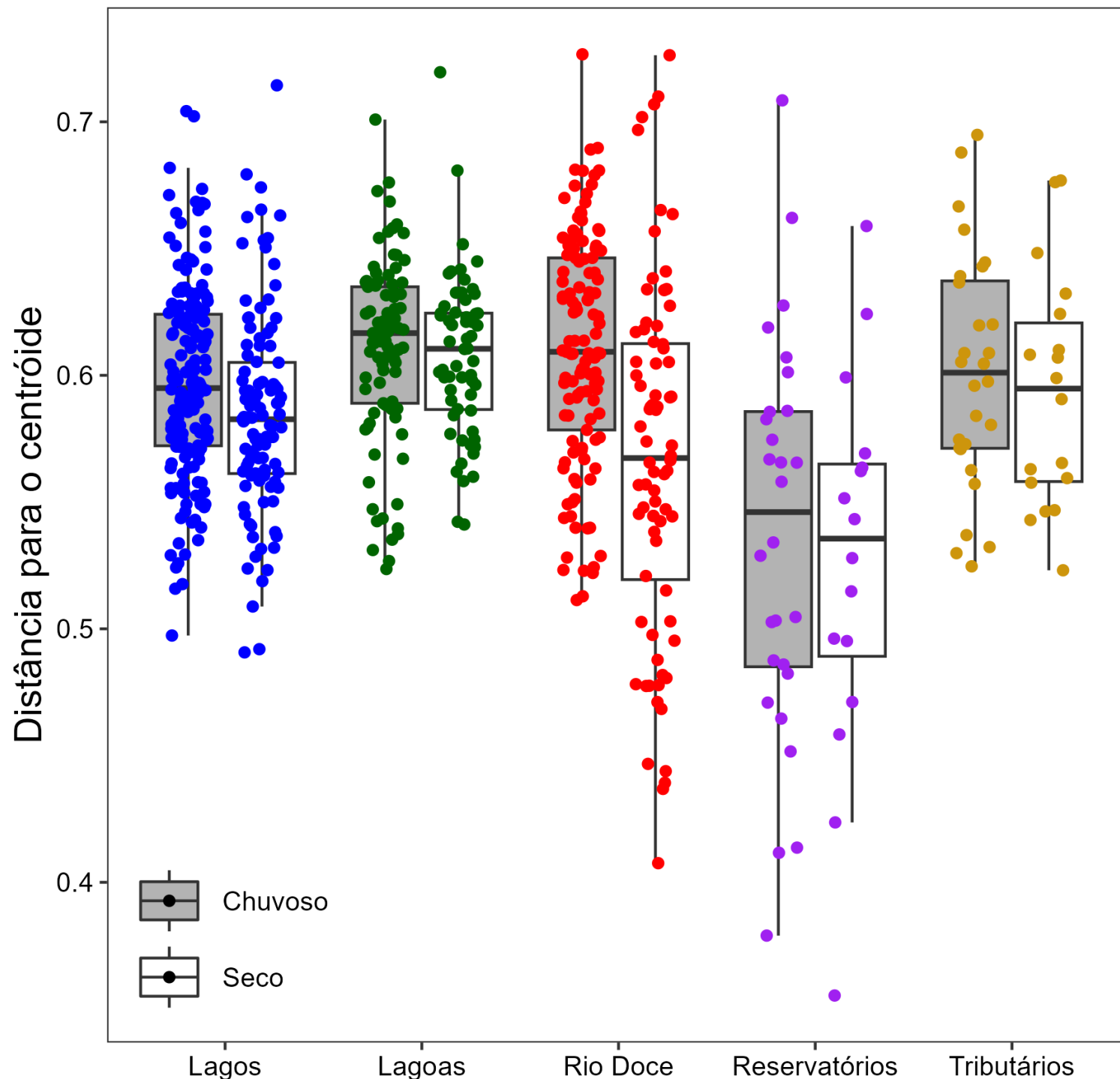
### 3.2 DIVERSIDADE

Figura 3: Análise de tendência temporal para os valores de diversidade taxonômica (índice de Shannon) para a comunidade fitoplancônica no Baixo Rio Doce (BRD) utilizando Modelos Aditivos Generalizados Mistos (GAMM). Sombreamento representa intervalo de confiança de 95% (A-E). Dados para os reservatórios foram iniciados a partir de agosto de 2022, com a inclusão da nova malha amostral. Dados faltantes entre março de 2020 e dezembro de 2020 são referentes ao período de pandemia de covid-19.



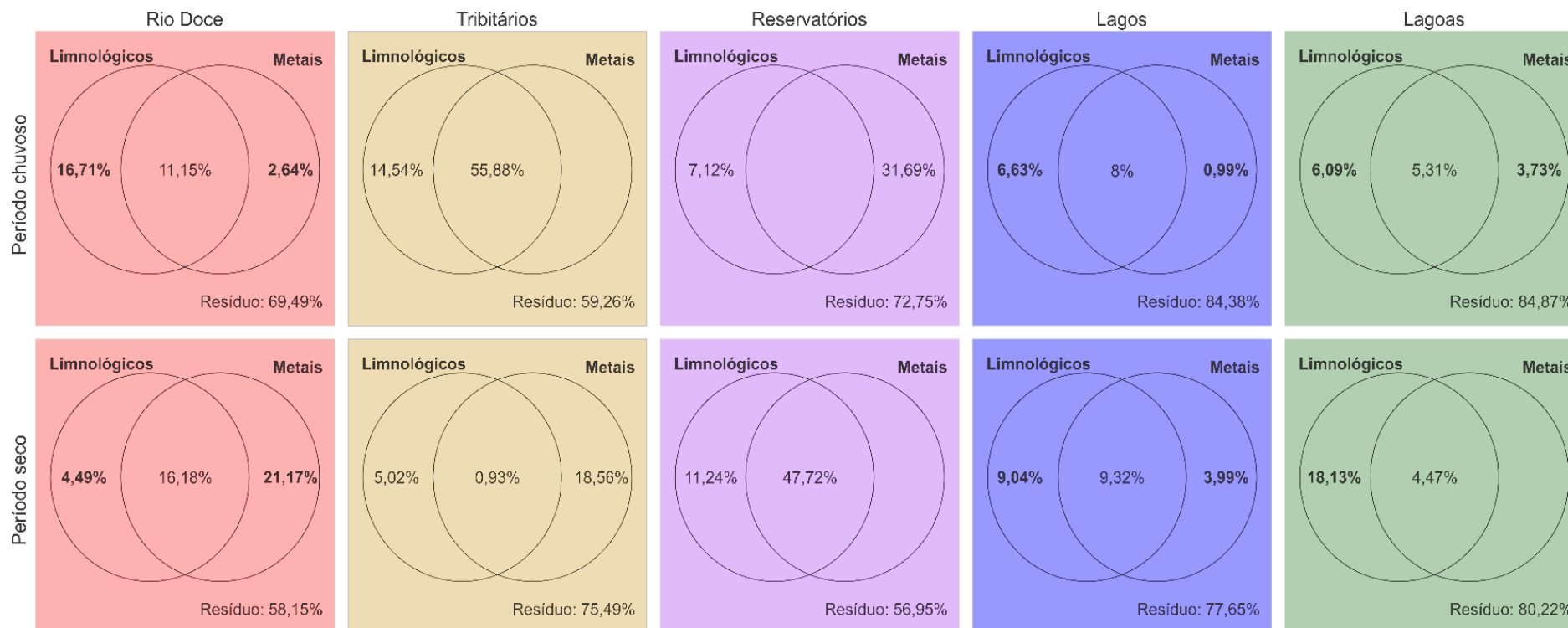
Em relação ao índice de diversidade, os valores observados foram sempre inferiores a 3, semelhante ao que foi reportado nos relatórios anteriores. No geral, tendências sazonais explícitas não foram visíveis nos padrões de diversidade para os ambientes estudados, indicando que a dinâmica observada até o presente momento, parece ser mais influenciada por mudanças pontuais de curto prazo nas condições abióticas, por exemplo, eventos de chuva pontual intensa, que pode gerar entrada de material alóctone para os corpos hídricos. Para o Rio Doce, embora não tenha tido resposta temporal significativa para a riqueza de espécies (Figura 2A), observamos resposta temporal significativa para a diversidade (Figura 3A), com uma leve tendência de aumento da diversidade taxonômica ao longo do tempo. Isso indica que a dinâmica abiótica pode não ter sido suficiente para alterar o padrão de distribuição das espécies ao longo do tempo, porém foi suficiente para alterar o padrão de contribuição relativa da densidade de organismos distribuídos entre as espécies registradas, possivelmente podendo ter relação aos padrões de sensibilidade e tolerância das espécies. Já para os rios tributários (Figura 3B), observamos uma tendência clara e consistente de aumento na diversidade taxonômica ao longo do período de monitoramento. Mesmo com a substituição do rio tributário analisado, essa tendência ainda se manteve evidente. Os reservatórios também evidenciaram tendência temporal de aumento da diversidade (Figura 3C), em concordância com a tendência de aumento na riqueza de espécies. Em relação ao padrão temporal de diversidade nos lagos (Figura 3D), esperávamos observar tendência de aumento ao longo do tempo. No entanto, o padrão observado parece seguir aquele registrado para a riqueza de espécies, com resposta temporal significativa, porém sem variação sazonal brusca. Isso reflete uma tendência de estabilidade no padrão de estruturação da comunidade fitoplancônica dos lagos, em se tratando de distribuição de espécies e suas contribuições relativas de densidade de organismos. Ao longo da série histórica, os maiores valores médios de diversidade taxonômica foram registrados nestes ambientes (lagos), porém com a adição da nova malha amostral, o maior valor médio registrado para o presente relatório foi observado nos rios tributários (1,67 – período seco), seguido dos lagos (1,66 – período chuvoso). Por outro lado, os valores médios mais baixos foram registrados nos reservatórios (0,88 – período seco e 1,06 – período chuvoso). Já para as lagoas (Figura 3E), registramos a tendência de aumento na diversidade taxonômica ao longo do tempo, principalmente a partir do período chuvoso no Ano 3, onde a tendência de diversidade passou a se manter estável em um patamar superior aquele observado entre os anos 1 e 2. A presença de perturbações agudas ou crônicas, como é o caso do rejeito de mineração, principalmente na calha do Rio Doce, é capaz de promover a perda de abundância das espécies mais sensíveis o que ocasionalmente pode estabelecer menor competição por recursos e o desenvolvimento de uma ou poucas espécies dominantes. Isso pode ser um fator crucial para a redução da diversidade taxonômica da comunidade fitoplancônica em ecossistemas impactados. No geral, os níveis de estresse ambiental, baseados na diversidade taxonômica do fitoplâncton, observados para a região do Baixo Rio Doce, se mantiveram entre médio e alto (Barbosa et al., 2001. Wilhm e Dorris, 1968). Com base nos critérios descritos por estes autores, apenas os lagos estiveram com nível moderado de estresse ambiental, todos os demais ambientes avaliados encontram-se em alto grau de estresse.

Figura 4: Diversidade beta taxonômica 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 (Lagos, Lagoas, Rio Doce, Reservatórios e Tributários). Cores das caixas representam o período sazonal (chuvoso e seco). Estações dos reservatórios e demais estações pertencentes a nova malha amostral com dados iniciados a partir de agosto de 2022. E0: Rio Doce – Itapina, E0a: Rio Doce – Resplendor (incluída), E17: Rio Guandú (descontinuada), E18: Lago do Limão (descontinuada), E19: Lago Nova, E2: Rio Manhuaçu (incluída), E20: Lago Juparanã, E21: Rio Doce – Linhares, E22: Rio Doce – Povoação (descontinuada), E23: Lagoa Areal (descontinuada), E24: Lagoa Areão, E25: Lagoa Monsarás – praia, E25a: Lagoa Monsarás – ponte (descontinuada), E26: Rio Doce – Regência, E26F: Rio Doce – Foz (incluída), E27: Lagoa Cacimbas (incluída), E28: Lago Palmas (incluída), ERA: Reservatório Aimorés (incluída), ERM: Reservatório Mascarenhas (incluída), S: superfície, PC: ponto de compensação.



Os diferentes ambientes monitorados vêm apresentando, ao longo de todo tempo, constantes alterações na composição da comunidade fitoplanctônica, sobretudo entre estações amostrais dentro de um mesmo ambiente, com alterações sazonais mais acentuadas para o Rio Doce (Figura 4). Os lagos e lagoas apresentaram maior estabilidade na dinâmica de composição de espécies em comparação com os outros ambientes. Por outro lado, para o Rio Doce foi observada diferença mais expressiva, no padrão de diversidade beta, entre os períodos seco e chuvoso, resultando em maiores alterações na composição de táxons no período de seca, identificado pela maior variabilidade da diversidade beta. Contrariamente ao esperado, o padrão de maior variabilidade na composição de espécies se deu no período de seca, onde as condições de vazão e turbidez do rio foram menores, o que proporcionaria condições para o desenvolvimento de comunidades mais estáveis em termos de composição de espécies ao longo do tempo. Isso é um indicativo que a dinâmica ambiental de curto prazo também pode ter um papel importante na estruturação da comunidade fitoplanctônica do Rio Doce. Estes padrões mostram que a comunidade fitoplanctônica não se mantém estável ao longo do tempo e entre os ambientes monitorados, podendo ser quase que completamente substituída de acordo com a variabilidade e estresses ambientais, incluindo as respostas ao rejeito de mineração, 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 da comunidade fitoplanctônica do Baixo Rio Doce (BRD). Foram considerados os períodos chuvoso (painel superior) e seco (painel inferior) separadamente. Valores em negrito indicam influências significativas.



Houve distinção na influência dos fatores limnológicos e da concentração de metais em função do período sazonal e do tipo de ambiente (Figura 5). Não foi observada influência significativa de ambos os fatores na distribuição e abundância da comunidade fitoplanctônica dos rios tributários e nos reservatórios. Já para o Rio Doce, observamos um padrão de maior influência das variáveis limnológicas no período de chuva e dos metais no período de seca. Já nos ecossistemas lacustres, observamos respostas semelhantes da comunidade fitoplanctônica em relação as variáveis limnológicas, com influência relativa maior no período seco, possivelmente pela possibilidade de circulação da massa d'água, em sistemas profundos. No entanto, os metais não exerceram influência no

período seco para as lagoas. Já para os lagos, a influência da concentração de metais também foi maior no período de seca. Vale ressaltar que, mesmo que não tenha possibilidade de testar estatisticamente, a interação entre os dois conjuntos de dados (limnológicos e metais) exerceram considerável influência para os rios tributários, no período chuvoso e para os reservatórios, no período seco. Além disso, essa interação também se mostrou bastante importante para o padrão de estruturação da comunidade fitoplanctônica do Rio Doce. Isso mostra que há a possibilidade da influência das variáveis limnológicas sobre a capacidade de absorção ou efeitos 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). Dados para os reservatórios foram iniciados a partir de agosto de 2022, com a inclusão da nova malha amostral. Os dados para o ambiente tributários incluem os dados coletados para o Rio Guandú e Rio Manhauçu.

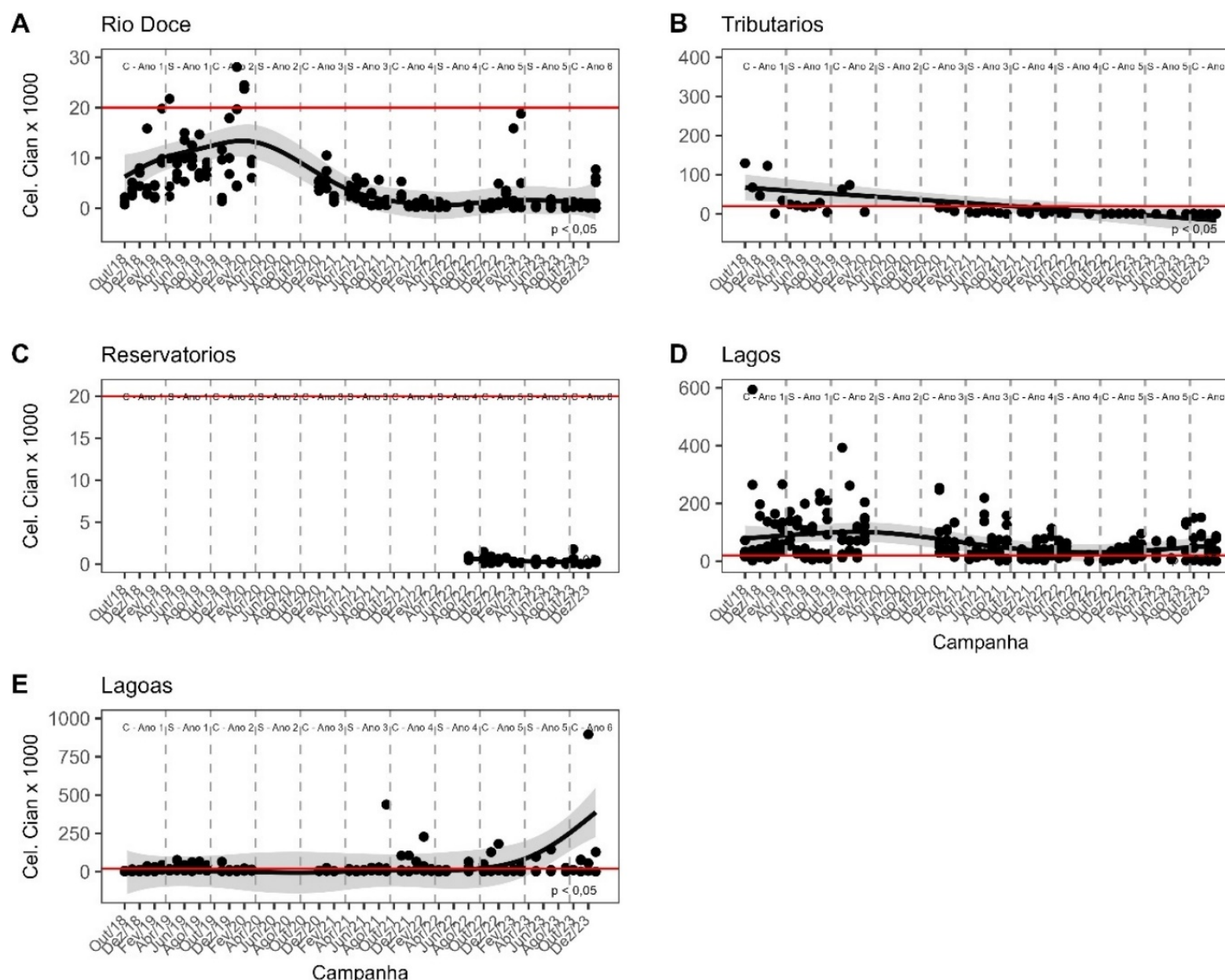
Shannon	R <sup>2</sup> Ajustado		Al Total		Ba Total		Cr Total		Fe Total		Mn Total	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
R. Doce	0.26	-	0.00				-0.15		0.00		-0.01	
Tributários	0.21	-					-0.23					
Reservatórios	0.55	0.64		0.00			-0.40	-0.04			-0.46	
Lagos	0.20	-	0.00						0.00			
Lagoas	-	0.08		0.00		-0.01						

Os modelos lineares aplicados entre a diversidade de Shannon da comunidade fitoplanctônica e a concentração de metais totais revelaram efeitos significativos em todos os ambientes, porém apenas nos reservatórios os efeitos foram significativos em ambos os períodos sazonais estudados (Tabela 2). No Rio Doce, o alumínio e o ferro favoreceram o aumento da diversidade, ao passo que o cromo e o manganês exerceram pressão negativa neste indicador. Nos rios tributários apenas o cromo exerceu pressão significativa na diversidade de Shannon. Já nos reservatórios, houve pressão negativa do cromo em ambos os períodos sazonais, porém com influência mais forte durante o período de seca. Para os lagos, a diversidade de Shannon sofreu influência negativa pelo alumínio e positiva pelo ferro. Nas lagoas, houve pressão significativa dos metais durante o período de chuva, sendo o alumínio exercendo efeito positivo e o bário efeito negativo na diversidade.



### 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. Dados para os reservatórios foram iniciados a partir de agosto de 2022, com a inclusão da nova malha amostral. Dados faltantes entre março de 2020 e dezembro de 2020 são referentes ao período de pandemia de covid-19.



A densidade de células de cianobactérias apresentou valores excedentes aos limites máximos estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos Classe 2 (20 mil cel./mL), especialmente nos sistemas lacustres. 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 desta classe de organismos. É conhecido que o grupo das 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 presentes resultados mostraram respostas temporais significativas para todos os ambientes estudados. No Rio Doce, observamos a tendência de redução na densidade de células de cianobactérias (Figura 6A), principalmente a partir do Ano 3 do monitoramento, coincidindo com o aumento da diversidade de espécies (Figura 3A). Isso sugere que espécies de cianobactérias presentes em grande densidade foram perdendo força e diminuindo sua abundância. Para os rios tributários, observamos o mesmo padrão (Figura 6B), porém com a densidade de cianobactérias declinando de forma contínua ao longo do tempo. Para os ecossistemas lacustres, grande parte das amostras apresentaram densidade de cianobactérias acima do limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005, chegando a picos de aproximadamente 600mil cel/mL nos lagos (Figura 6D) e aproximadamente 900mil cel./mL nas lagoas (Figura 6E). Entretanto, houve tendência significativa de redução na densidade de cianobactérias para os lagos. Embora algumas espécies de cianobactérias sejam beneficiadas pela elevação nas concentrações de metais, ainda não é possível o estabelecimento do efeito causal relacionado ao rejeito de mineração é dificultado devido a falta de dados pretéritos ao evento. Já para as lagoas, foi registrada tendência de aumento na densidade destes organismos, o que pode representar um sinal de alerta para avaliação contínua destes ecossistemas e às respostas deste indicador à variação ambiental.



Tabela 3: Modelos de regressão múltipla entre densidade de células de cianobactérias 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). Dados para os reservatórios foram iniciados a partir de agosto de 2022, com a inclusão da nova malha amostral. Os dados para o ambiente tributários incluem os dados coletados para o Rio Guandú e Rio Manhuaçu.

Cel. Cianobactérias	R <sup>2</sup> Ajustado		Al Total		Ba Total		Cr Total		Fe Total		Mn Total	
	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Chuva
R. Doce	0.49	0.06	0.00	0.00	0.14	0.12	1.44		0.00			0.05
Tributários	0.28	0.11			0.08							
Reservatórios	0.53	-									0.15	
Lagos	0.25	-	0.00					-0.49	0.00			
Lagoas	-	-										

Os modelos lineares múltiplos aplicados entre a densidade de células de cianobactérias e as concentrações totais de metais revelaram que o Rio Doce e os tributários sofreram pressão significativa dos metais em ambos os períodos sazonais (Tabela 3). Já para os reservatórios e os lagos, observamos influência dos metais apenas durante os períodos de seca, enquanto nas lagoas não foram observadas relações significativas. O Rio Doce foi fortemente influenciado durante o período de seca, ao passo que nos períodos chuvosos a pressão dos metais sobre este indicador foi mais branda. Para este ambiente, o alumínio atuou reduzindo a densidade de células de cianobactérias, enquanto o bário, cromo, ferro e manganês favoreceram o desenvolvimento de células de cianobactéria. Para os tributários e os reservatórios, o bário e o manganês favoreceram o desenvolvimento de células de cianobactérias durante o período de seca, respectivamente para os ambientes. Nos lagos, o alumínio apresentou relação positiva com a densidade de cianobactérias, enquanto o cromo e o ferro mostraram relação negativa.

#### **4 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS 5 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 impacto crônico na comunidade fitoplanctônica. Devido aos baixos valores de diversidade fitoplanctônica, 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 com valores de diversidade reduzidos, o que os enquadram em grau moderado de estresse, segundo classificação de Barbosa *et al.* (2001) e Wilhm e Dorris, (1968).

Em relação à riqueza da comunidade fitoplanctônica, 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 consolidarmos as respostas sobre qual é a real estrutura e dinâmica do fitoplâncton do Baixo Rio Doce.

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 de seca, principalmente para o Rio Doce, onde os 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\\_rtfcd\\_a\\_ltrd\\_res\\_393\\_2007\\_397\\_2008\\_410\\_2009\\_430\\_2011.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_ltrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf). Acesso em: 12 jan. 2023.

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.

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.

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 niloticus*). *Oecol. Bras.*, 11 (3): 443-449, 2007.

RStudio Team (2022). RStudio: Integrated Development Environment for R. 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, 1949. 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 practical handbook of seawater analysis. Fisheries. Ottawa: Research Board of Canada, 1972.

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