

**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: Macrófitas**

**RT- 46/ JUN 24**

**RA2023 PMBA/Fest**

Vitória,

Junho de 2024

## **EQUIPE TÉCNICA**

Valquíria Ferreira Dutra

Francisco Álvaro Almeida Nepomuceno

Lucas de Almeida Silva

Brenno Gardiman Sossai

Renata Vieira de Almeida

## 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	ANÁLISES .....	5
2.3	HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS.....	8
<b>3</b>	<b>RESULTADOS DOS INDICADORES .....</b>	<b>8</b>
3.1	DENSIDADE .....	9
3.2	RIQUEZA.....	16
3.3	UNIFORMIDADE .....	23
3.4	DOMINÂNCIA.....	28
3.5	DIVERSIDADE .....	34
3.6	ABSORÇÃO DE METAIS.....	40
<b>4</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS 5 ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO .....</b>	<b>48</b>
<b>5</b>	<b>ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS .....</b>	<b>51</b>
<b>6</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>51</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 macrófitas foram coletadas utilizando um quadrado de 1 m<sup>2</sup> que foi lançado, aleatoriamente, oito vezes em cada estação da malha amostral, de forma preestabelecida e referenciada no perímetro da estação, por meio da coordenada geográfica de cada quadrado. Nas estações localizadas em ambientes lóticos, ou seja, calha do Rio Doce e calha do Rio Manhuaçu (novo ciclo e malha amostral) e Rio Guandu (antigo ciclo e malha amostral), foram realizados quatro lançamentos em uma margem e os outros quatro na outra margem, enquanto nos ambientes lênticos, todos os oito quadrados foram lançados somente em uma margem. Para efeitos de comparação, as 14 estações amostrais foram divididas em: calha do rio Doce (E0a – Resplendor, E0 - Itapina, E21 - Porto de Linhares, E26 – Regência, E26F - Foz), lagos (E19 - Nova, E20 - Juparanã, E28 - Palmas), lagoas (E24 - Areal, E25 -

Monsarás, E27 - Cacimbas), rio tributário (E17 – Rio Guandu e E2 – Rio Manhuaçu) e reservatórios (ERM – Mascarenhas e ERA – Aimorés [novo ciclo e malha amostral]).

Os espécimes férteis (frondes para plantas vasculares sem sementes, flores e/ou frutos para as angiospermas) foram coletados com no mínimo de três amostras (sempre que possível) e processados de acordo com os métodos usuais em taxonomia vegetal (Bridson & Forman 1998). As amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Taxonomia Vegetal – Labtax/CCHN/UFES e depositadas no Herbário VIES (Universidade Federal do Espírito Santo). Sempre que possível, amostras adicionais foram coletadas (flores e frutos) e acondicionadas em recipientes adequados e preservadas em álcool etílico 70%, para estudos morfológicos e identificação. Para as plantas vasculares sem sementes, uma amostra foi necessariamente coletada e armazenada em álcool 70% (além das três amostras para exsiccatas). Os espécimes coletados foram acompanhados de seus respectivos registros fotográficos e os dados referentes às coordenadas geográficas obtidos por meio do aparelho de GPS (Global Positioning System).

## 2.2 ANÁLISES

A identificação dos espécimes foi realizada por meio do método comparativo de vouchers depositados em herbários [CVRD, K, MBML, MO, NY, RB, SPF, VIES, acrônimos de acordo com Thiers (2022)] e/ou utilizando-se bibliografias específicas. A lista das espécies segue os nomes das famílias botânicas propostas pelo APG IV (2016), para as angiospermas, e Smith et al. (2006), para as plantas vasculares sem sementes. Os nomes dos autores seguem a Flora e Funga do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do#CondicaoTaxonCP>) e o estado de conservação dos táxons o CNCF flora (2020), para o estado de conservação à nível nacional, e Fraga et al. (2019), para o estado de conservação à nível estadual.

O banco de imagens foi utilizado para a confecção de um guia ilustrado de campo (guia fotográfico) com características diagnósticas das espécies, para auxiliar na identificação específica em diagnósticos ambientais rápidos. O guia será confeccionado utilizando a ferramenta de design gráfico gratuita Canva (<https://www.canva.com/>).

A classificação das formas biológicas das macrófitas aquáticas seguiu o proposto por Irgang et al. (1984), sendo as espécies categorizadas como: submersa fixa - enraizadas e que crescem totalmente submersas na água; submersa livre - permanecem flutuando submersas na água; flutuante fixa - são enraizadas e com folhas flutuando na superfície da água; flutuante livre - permanecem flutuando com as raízes abaixo da superfície da água; anfíbia - plantas geralmente de margens; emergentes - enraizadas com folhas emergindo parcialmente; e epífita.

Os parâmetros de diversidade (abundância, riqueza, biomassa, índice de dominância e composição de espécies) foram comparados tanto espacial (áreas afetadas diretamente X áreas adjacentes) quanto temporalmente (ao longo do período de monitoramento). Para testar a suficiência amostral total e de cada ambiente (rio Manhuaçu, Lagos, Lagoas, Reservatórios e rio Doce), curvas de rarefação foram

confeccionadas reunindo os dados gerais e abundância específica. Para todas as análises relativas aos parâmetros numéricos das comunidades foram construídos modelos lineares generalizados (GLMs), usando-se as distribuições de erros adequadas em cada caso. As variáveis dependentes (resposta) dos modelos foram abundância, riqueza e índice de dominância e as variáveis independentes (explicativas) foram o local nas análises espaciais e o tempo nas análises temporais, levando em consideração os dos períodos sazonais, chuvoso (Novembro a Março) e seco (Abril a Outubro), levando em consideração os períodos já analisados nos anos anteriores. Todos os modelos, bem como os testes estatísticos, foram construídos/realizados utilizando-se a plataforma R (R Development Core Team 2019). Todas as investigações foram submetidas à análise de resíduos para verificação das distribuições de erro utilizadas, adequação dos modelos e possível presença de 'outliers'.

As análises de composição foram feitas através de estatística multivariada a partir de planilhas de presença X ausência com abundância em cada estação amostral. Foram realizadas análises de similaridade (ANOSIM) e de porcentagem de contribuição das espécies mais influentes (SIMPER), utilizando-se o índice de similaridade de Bray-Curtis. A realização de testes do tipo SIMPER permitem a identificação de espécies mais "influentes" na separação das comunidades, de maneira que, a partir da biologia de tais espécies, seja possível inferir se a mesma é uma espécie que pode ser apontada como bioindicadora. Tais análises foram realizadas no software Past 2.17 (Hammer et al. 2001).

O levantamento da fenologia reprodutiva foi realizado durante os lançamentos dos quadrados, sendo realizado concomitantemente com as análises de diversidade. Além disso, foi realizado um resgate da fenologia dos materiais coletados desde outubro de 2018, início das campanhas amostrais do PMBA/Fest, e incluídos no herbário VIES, para inclusão nas análises de fenologia reprodutiva. Para isso, de acordo com Tannus et al. (2006), foi considerada a presença de flores e/ou frutos, além de botões florais e frutos no início de desenvolvimento para as angiospermas, e esporos para as plantas vasculares sem sementes. Quando os espécimes de angiospermas apresentaram flores e frutos concomitantemente, fez-se o registro de ambas as fenofases nos respectivos meses de ocorrência. Além disso, os registros fenológicos foram classificados quanto ao período sazonal (seco ou chuvoso) e a duração da floração, frutificação e presença de esporos, sendo breve (1 mês), intermediária (2 a 3 meses) e extensa (4 ou mais meses). A data média de floração, frutificação e presença de esporos das espécies, sincronia e o teste de Rayleigh foram calculados no software Oriana 2.0 (Kovach 2004). A inclusão da análise fenológica é importante pois as variáveis ambientais também regularizam as fenofases dos vegetais (e.g. Fonseca et al. 2017), mesmo quando os fatores genéticos são os responsáveis pela existência de periodicidade de desenvolvimento (Richards 1952, Morellato et al. 1989). Além disso, a adição desta análise não impactou a planilha financeira do projeto, já que se trata de observações em campo.

Para a determinação da biomassa, foram utilizados os organismos vegetais que estiverem dentro do quadrado (1m<sup>2</sup>) que foram lançados no momento de obtenção dos dados de diversidade. As plantas do interior do quadrado foram coletadas manualmente, seguindo a proposta estabelecida por Howard-Williams (1975). O material biológico coletado foi lavado com água do próprio ambiente e

posteriormente acondicionado em saco plástico e devidamente identificado, sendo as amostras encaminhadas ao Laboratório de Taxonomia Vegetal – Labtax/CCHN/UFES, onde passaram por triagem. Em laboratório o material foi lavado, seco em estufa a 65°C e, posteriormente, pesado em balança digital, sendo os valores expressos em gramas de peso seco por metro quadrado (gPS/m<sup>2</sup>) e analisado o peso seco de cada margem e de cada estação amostral estudada no âmbito do PMBA/Fest. Subsequentemente, a biomassa de peso seco foi transformada em biomassa de carbono, de acordo com Wetzel & Likens (2000), onde foi considerado que 0,47 do peso seco remanescente livre de cinzas são carbono.

Por fim, para as análises de metais, as macrófitas foram coletadas semestralmente, de forma a abranger os períodos chuvosos e secos, em 13 estações amostrais. A estação amostral E26F foi excluída da análise pela inviabilidade de coleta de material da única espécie que ocorre nesta área, *Talipariti pernambucensis*, formando um grande banco de indivíduos, impossibilitando a coleta de suas raízes que estão submersas na foz do rio Doce, área de grande influência da maré com forte ondomotriz. Foram coletadas manualmente, em cada estação amostral, amostras de raízes e folhas das espécies: *Alternanthera philoxeroides* (E0), *Alternanthera tenella* (E0, E2), *Cuphea melvilla* (ERM), *Eichhornia azurea* (E19, E20, E21 e E26), *Eleocharis acutangula* (E25), *Eleocharis geniculata* (E27), *Eleocharis interstincta* (E27 e E28), *Ludwigia decurrens* (E0 e E2), *Ludwigia leptocarpa* (E27), *Ludwigia octovalvis* (E0a, E2, E24, E28 e ERA), *Ludwigia sedioides* (E19), *Ludwigia torulosa* (E24), *Nymphoides humboldtiana* (E25 e E28), *Panicum aquaticum* (E0), *Pistia stratiotes* (E0a, E26, ERA e ERM), *Polygonum ferrugineum* (E20 e E21), *Polygonum punctatum* (E2) e *Tarenaya spinosa* (E0), selecionadas por apresentarem diferentes formas de vida. Devido a sazonalidade fenológica das espécies, uma vez que, a depender da campanha amostral, podem ser observadas ou não, as análises de concentrações de metais nas raízes e folhas foram realizadas em duas espécies por estação, exceto no rio Manhuaçu, onde foi analisada somente uma espécie. Além disso, foram selecionadas espécies que não possuem dados abundantes na literatura, com o intuito de contribuir para um aumento no conhecimento científico sobre espécies bioacumuladoras, especialmente espécies anfíbias/emergentes. Todo material da mesma espécie coletado no quadrante foi reunido, formando duas amostras compostas para cada espécie, uma amostra de raízes e outra de folhas. Em laboratório, o material foi inicialmente lavado em água corrente para a eliminação de detritos e matéria orgânica. Posteriormente, se procedeu a secagem em estufa de circulação forçada de ar, com temperatura ajustada em 65 °C, por um período de 48 horas. Após esse período, todo o material foi triturado em moinho, peneirado em malha de 2,0 mm e pesado 0,5 g de amostra de cada estação amostral, em triplicatas. As amostras de macrófitas coletadas nas estações foram analisadas pela técnica de Espectrometria Atômica com Plasma Indutivamente Acoplado com detecção por Espectrometria de Massas (ICP-MS), no Laboratório de Ensaio de Combustíveis, Departamento de Química, Universidade Federal de Minas Gerais. Para todas as amostras foram determinadas as concentrações, em ppm ou mg kg<sup>-1</sup>, de 30 elementos: Al, As, Ba, Cd, Fe, Mn, V e Zn. Para tal, utilizou-se equipamento ICP-MS da marca Agilent – Modelo 8800-QQQ. As curvas analíticas foram construídas usando-se materiais de referência rastreáveis e solventes de elevada pureza. A fração de metais biodisponíveis foi obtida pela digestão em forno micro-ondas da amostra adicionada de uma mistura de ácidos (HNO<sub>3</sub>,

HCl e H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), seguida de uma filtração e análise do filtrado, conforme metodologia EPA 3051A.

### 2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS

Para que as análises de metais fossem alinhadas a outras matrizes do PMBA, principalmente à de Ecotoxicologia, houve alteração na frequência amostral. Assim, as análises foram realizadas semestralmente, de modo a abranger os períodos sazonais estudados no âmbito do PMBA. As coletas das amostras de folhas e raízes e suas respectivas análises de concentração de metais, foram realizadas nas campanhas 49<sup>a</sup> (Janeiro 2023) e 50<sup>a</sup> (Fevereiro 2023) para o período chuvoso 5, 53<sup>a</sup> (Julho 2023) para o período seco 5, e 58<sup>a</sup> (Janeiro 2024) para o período chuvoso 6. Destaca-se que no chuvoso 5, as coletas foram realizadas em duas campanhas amostrais, devido as espécies selecionadas das estações E24 (Lagoa Areal) e ERA (Reservatório de Aimorés) não serem encontradas em campo na 49<sup>a</sup> campanha amostral.

## 3 RESULTADOS DOS INDICADORES

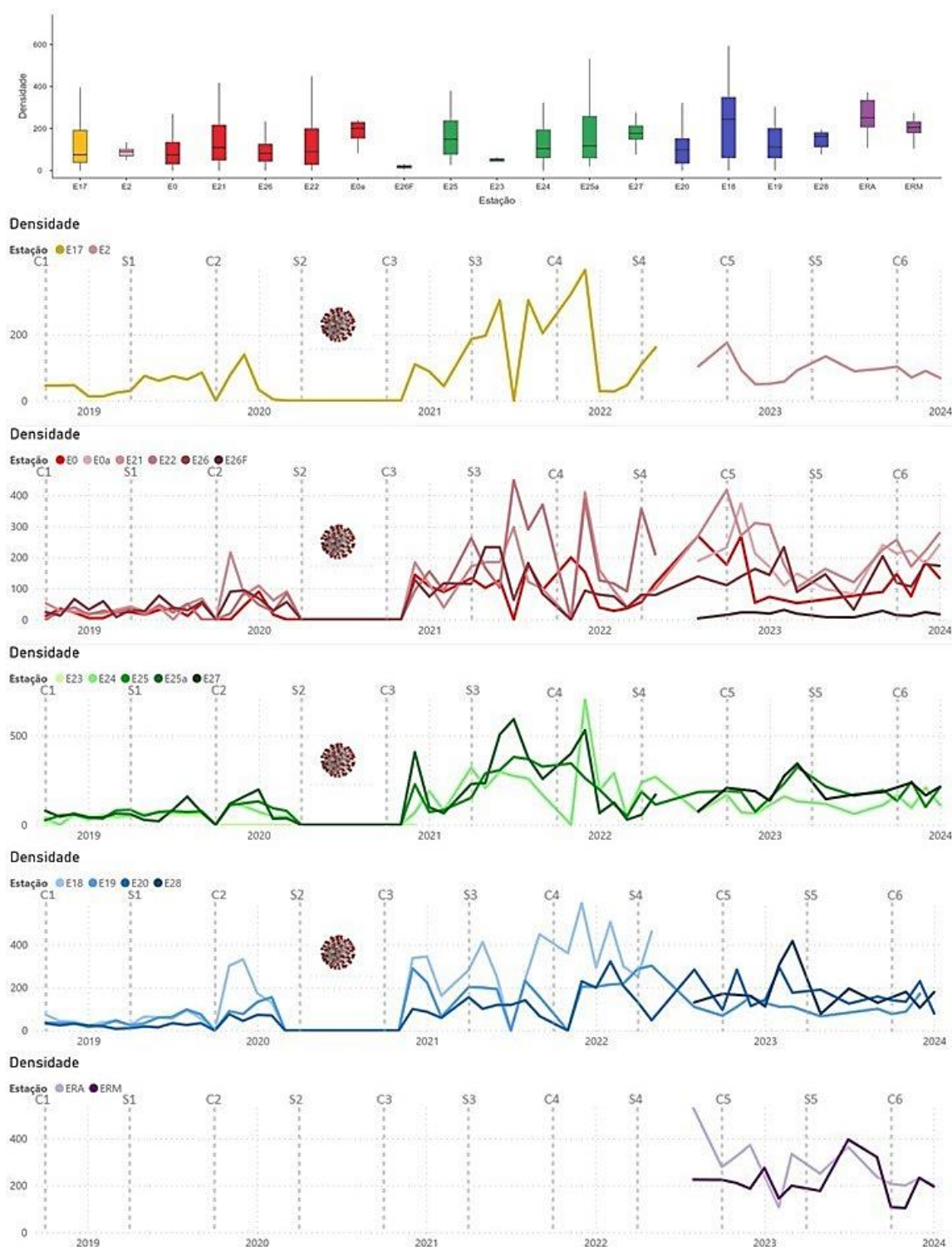
Nesta seção são apresentados os resultados dos indicadores de qualidade ambiental e da biodiversidade aquática do Tema, os quais foram desenvolvidos pelo PMBA/Fest e obtidos ao longo de todo monitoramento na área ambiental I. Vale ressaltar que, os indicadores aqui apresentados têm como propósito clarificar 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 foi 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 DENSIDADE

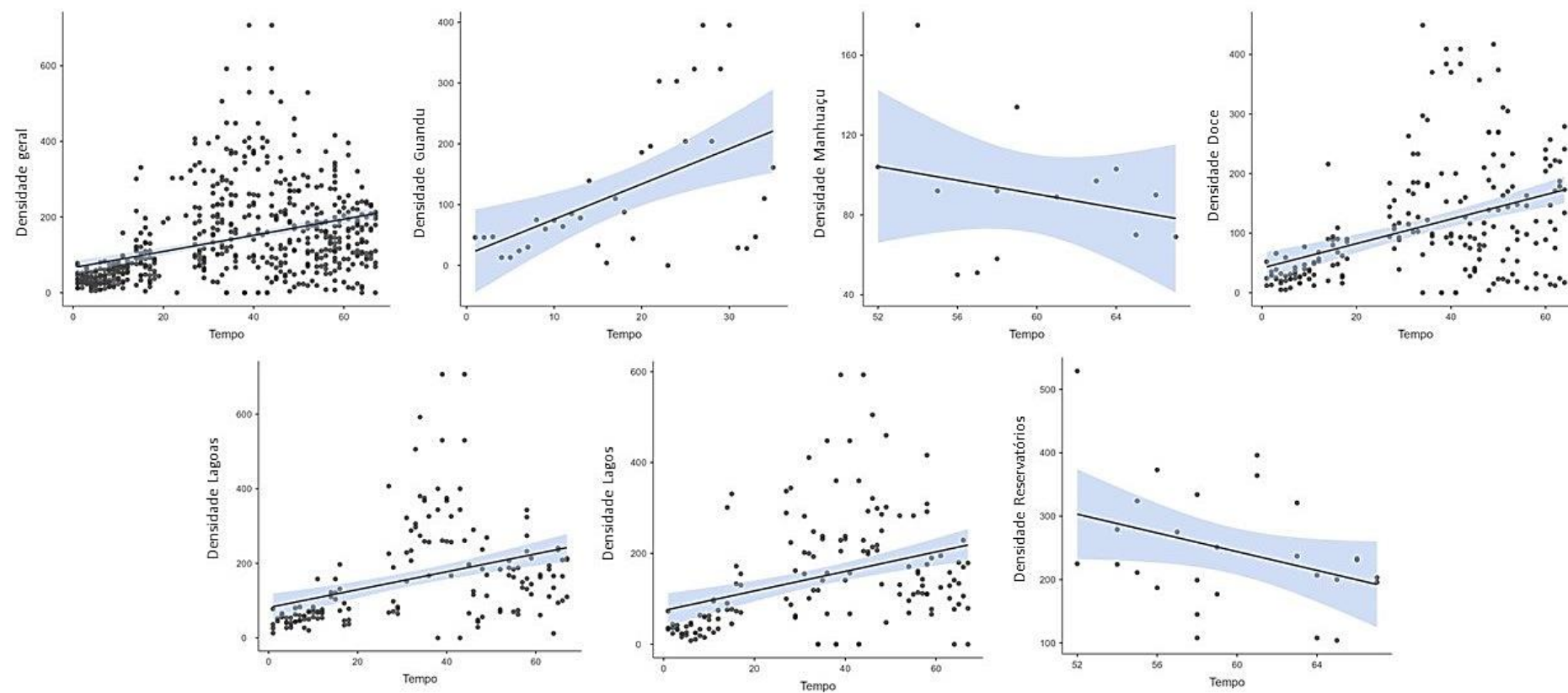
Figura 1: Densidade espaço-temporal das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest – Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. E17 – Rio Guandu (amarelo); E2 – Rio Manhuaçu (rosa); Rio Doce (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; E21 – Porto de Linhares; E22 – Povoação; E26 – Porto de Regência; E26F – Foz; Lagoas (verde): E23 – Areão; E24 – Areal; E25 – Monsarás; E25a – Monsarás; E27 – Cacimbas; Lagos (azul): E18 – Limão; E19 – Nova; E20 – Juparanã; E28 – Palmas; Reservatórios (roxo): ERA – Aimorés; ERM – Mascarenhas. No período sazonal S2 (Seco 2), o símbolo indica o período da pandemia do COVID-19.



A Figura 1 evidenciou a análise quali-quantitativa da densidade, ou seja, o número de indivíduos registrados, em cada estação amostral, bem como nos seis ambientes analisados. Em relação aos ambientes lóticos, rio Guandu (E17), em amarelo, rio Manhuaçu (E2), em rosa, e rio Doce (E0, E21, E22, E26 e E26F), em vermelho; percebeu-se que a estação E0a possui o maior número de registros, sendo a única com média próxima dos 200 indivíduos. Por outro lado, todas as demais estações da calha do rio Doce, localizadas a jusante dos reservatórios de Aimorés e Mascarenhas (E0, E21, E22, E26 e E26F), apresentaram densidade similares, sendo próximo dos 100 indivíduos, onde as maiores densidades observadas foram em E21 e E22, e as menores em E26F, já que apresenta somente uma espécie. Um fato explicativo para a maior densidade em E0a e menor nas demais, é a localização das estações amostrais na calha do rio Doce, como E0a está a montante de dois grandes barramentos do rio, os reservatórios de Aimorés e Mascarenhas, a estação não sofre interferência como as demais que estão localizadas a jusante. Devido ao barramento e manutenção da água que chega dos reservatórios, boa parte da matéria orgânica vegetal que desce na correnteza natural do rio fica retida nas boias e grades de contenção dos reservatórios, assim, essa atividade impacta nos índices de diversidade de macrófitas aquáticas nas estações à jusante, uma vez que passa pouca matéria vegetal. Esse fato é corroborado quando se analisa a densidade dos respectivos reservatórios, que mesmo com o tempo de monitoramento inferior ao da calha do rio Doce, apresentou densidade superior ao verificado em todas estações deste último ambiente, sobretudo o reservatório de Aimorés, que dentro da malha amostral do PMBA, é o reservatório a montante, ou seja, é aquele que recebe o maior fluxo de material vegetal da correnteza do rio, tendo, por conseguinte, maiores valores de densidade de macrófitas aquáticas, entretanto, a densidade verificada no reservatório de Mascarenhas também é superior a verificada nas estações da calha do rio Doce, inclusive E0a. Já em relação aos rios tributários aqui analisados, rio Guandu e Manhuaçu, observou-se que, mesmo com tempo de monitoramento menor, o Manhuaçu apresenta média de densidade superior ao Guandu, porém, de maneira geral, a densidade encontrada no Guandu à época em que era monitorado, ainda é maior do que o Manhuaçu. Já para as Lagoas, as maiores médias de densidade encontradas foram em E27, sendo esse resultado atribuído a dominância das espécies do gênero *Eleocharis* que são abundantes nessa estação, em contrapartida, as estações 24, 25 e 25a apresentaram valores similares, próximo dos 100 indivíduos, e E23, os menores valores. Por fim, nos lagos, o Limão (E18) ainda possui os maiores valores de densidade, mesmo sendo descontinuado com o novo ciclo do PMBA, sendo esse resultado atribuído ao grande banco de *Egeria densa* que na época, dominava boa parte da paisagem desse lago. Por outro lado, o segundo lago com maior densidade foi o Palmas (E28), que mesmo com menor tempo de monitoramento, apresentou valores superiores ao E19 e E20, que possuem valores de densidade similares. Esse resultado também pode ser atribuído à dominância das espécies do gênero *Eleocharis* que são abundantes nessa estação, assim como observado em E27. Portanto, os ambientes lênticos analisados estão sujeitos a dominância de determinadas espécies, influenciando diretamente nos demais índices de diversidade analisados, como riqueza e densidade. No aspecto temporal, em relação aos rios tributários, percebeu-se que o Manhuaçu apresentou flutuações de densidade menores em relação ao Guandu, sendo os maiores valores verificados no período seco e menores no período chuvoso. Na calha do rio Doce, todas as estações apresentaram padrão temporal semelhante, com

decaimento ao longo do período chuvoso e aumento progressivo na fase final do período chuvoso, se estendendo ao longo do período seco. Nos ambientes lênticos não foi possível visualizar um padrão claro da densidade sazonalmente, no entanto, percebeu-se que em alguns períodos sazonais, lagos e lagoas apresentaram comportamentos semelhantes, com um aumento no início do C2, seguido de um decaimento nesse mesmo período. O mesmo comportamento é verificado em C3 e C4, e o contrário em C5, com o decaimento no início do período e o aumento na metade para o final. Por fim, os lagos apresentaram o padrão de decaimento da densidade no período chuvoso e aumento no período seco.

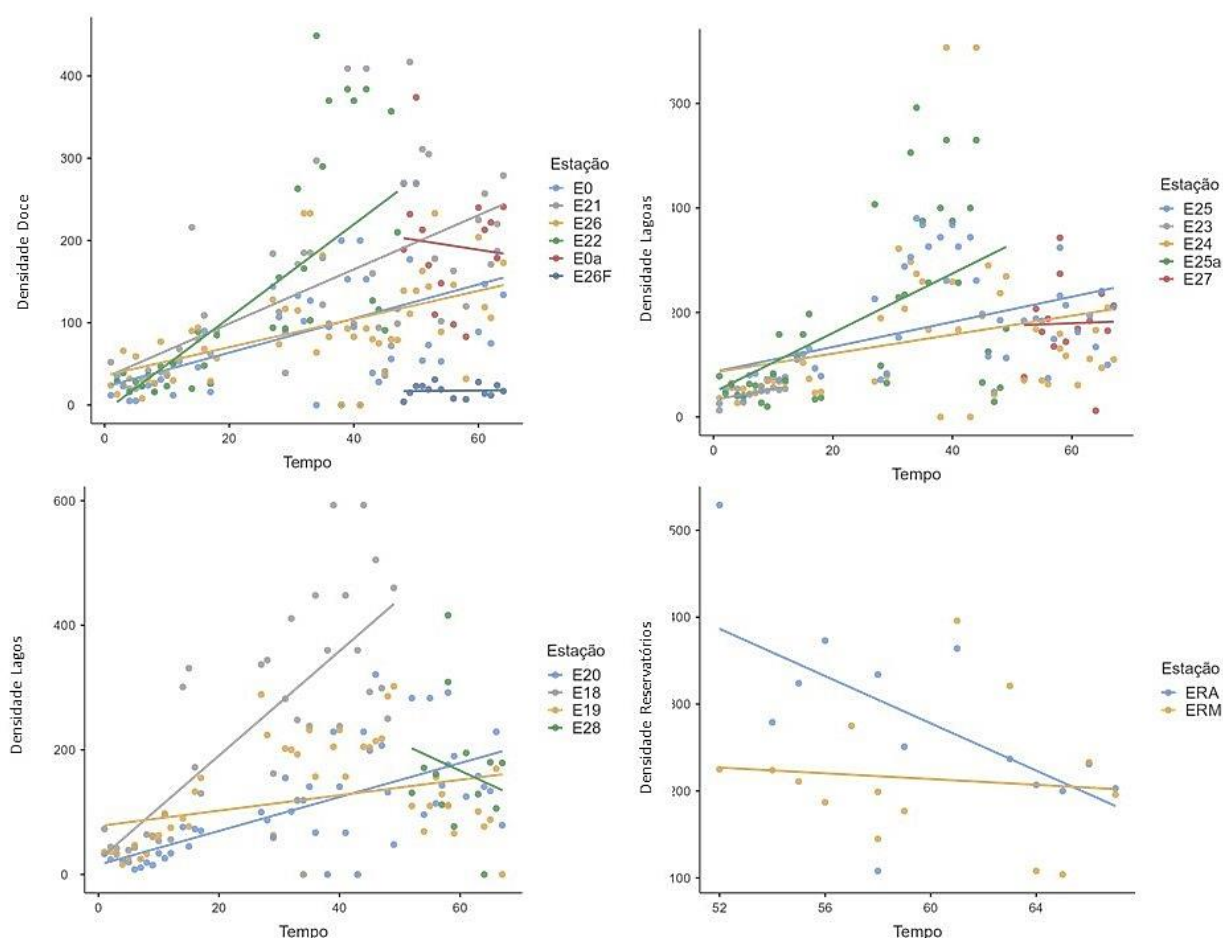
Figura 2: Tendência temporal da Densidade nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest – Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática por ambiente.



Em relação as tendências temporais ao longo de todo o período de execução do PMBA, de maneira geral, quando se analisou todo o conjunto de dados de macrófitas aquáticas para todos os ambientes e respectivas estações amostrais do ambiente dulcícola, verificou-se que a densidade tendeu a um aumento, sendo esse fato ocasionado pelo aumento da densidade temporal nos rios Doce e Guandu, além dos Lagos e Lagoas. Por outro lado, a densidade tendeu a um decaimento ao longo do tempo no rio Manhuaçu e nos Reservatórios, porém esses dois últimos ambientes pertencem a nova malha amostral do PMBA, tendo, conseqüentemente, menor tempo de monitoramento. Ademais, destaca-se que tanto na tendência geral da densidade, como nas tendências de densidades das Lagoas e Lagos, há picos de amostragem que ultrapassam os 600 indivíduos na contagem de densidade, sendo esse fato atribuído a sazonalidade, sobretudo no período chuvoso. O mesmo ocorreu para o rio Doce, quando ultrapassa o número de 400 indivíduos. Estudos como o de Woodward e Hildrew (2002) destacam que os ambientes lóticos, devido ao seu constante fluxo de água, podem apresentar uma menor variabilidade temporal em comparação com ambientes lênticos, onde as condições podem mudar mais rapidamente ao longo do tempo. Já em rios e córregos, onde o fluxo de água é mais constante, as variações temporais podem estar mais relacionadas a eventos como inundações sazonais, mudanças na vazão de água devido à atividade humana ou alterações nos padrões de precipitação. Estudos como o de Resh et al. (1988) destacam a importância do fluxo de água contínuo para manter a integridade ecológica dos sistemas lóticos, fornecendo habitats estáveis para uma variedade de organismos aquáticos.



Figura 3. Tendência temporal da Densidade nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest – Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática que possuem mais de uma estação amostral.

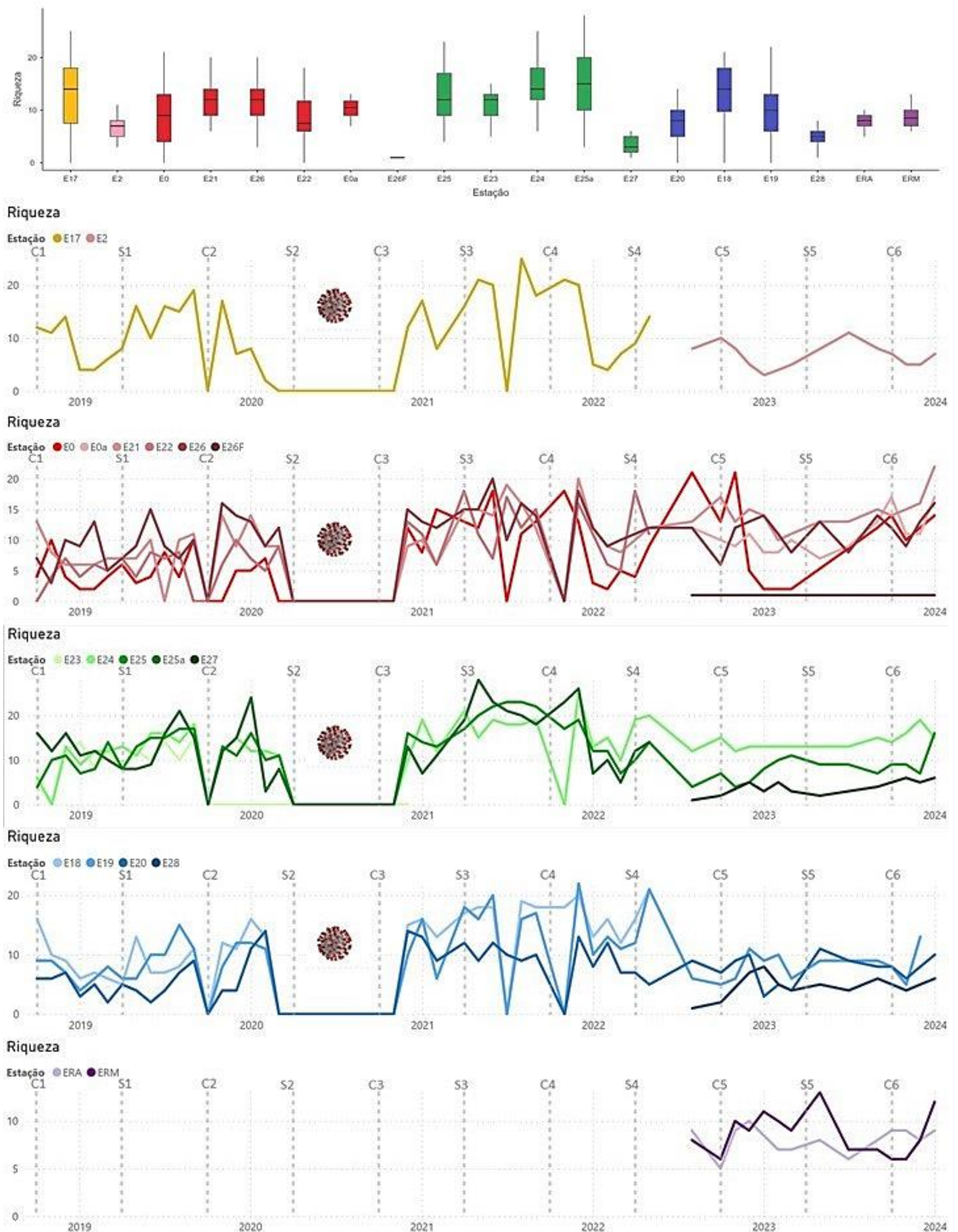


Uma vez que as estações amostrais E17 (rio Guandu) e E2 (rio Manhuaçu) constituem sozinhas dois ambientes, aqui foi analisada a influência de cada estação amostral no seu respectivo ambiente de forma isolada, uma vez que o rio Doce, Lagoas, Lagos e Reservatórios, são constituídos por diferentes estações amostrais e estas por vezes, podem apresentar comportamentos dissimilares. Para o rio Doce, foi evidenciado que a estação com maior influência na densidade total deste ambiente foi E22, mesmo sendo descontinuada, seguida de E21, que ainda continua sendo monitorada. A estação E22 localiza-se em um ponto do rio Doce de difícil acesso, numa região rural onde predominam fazendas. Esse fato possivelmente pode influenciar na comunidade de macrófitas aquáticas, uma vez que devido ao difícil acesso, a comunidade pode estar menos susceptível as alterações antrópicas diretas, apresentando um comportamento natural da comunidade de macrófitas aquáticas nesta região do rio Doce. Ademais, a região é repleta de bancos de areia e grandes rochas, o que dificulta a passagem dos mais diversos contaminantes que descem o rio em direção à foz, sendo este caso, uma outra possibilidade para a alta densidade de macrófitas aquáticas na calha do rio mesmo a estação sendo descontinuada. A densidade também pode estar sendo influenciada pelos dejetos orgânicos despejados no rio pelas fazendas adjacentes, já que são carregados de nutrientes e contaminantes fazendo com que espécies hipertolerantes possam se sobressair em relação às demais. Já a estação E21 está inserida na zona urbana do município de Linhares, recebendo alta quantidade de

contaminantes e com impactos antrópicos nas margens e ilhas do rio Doce, o que altera a dinâmica natural da comunidade de macrófitas aquáticas nessa estação. As estações E0 e E26 apresentaram tendências de densidade temporal bastante similares, ambas aumentaram a densidade ao longo do tempo, mas não ultrapassaram os 150 indivíduos. Por outro lado, a densidade na estação E0a tendeu ao decaimento ao longo do tempo, sendo essa estação a única que não sofre interferência dos processos de barramento, fato que ocorre com as demais estações da calha do rio Doce. Por fim, E26F apresentou baixa densidade por se localizar na foz do rio e apresentar somente uma espécie, sendo a única tolerante as condições ambientais de foz, sobretudo a salinidade. No ambiente lagoas, dentre as três estações atualmente monitoradas (E24, E25 e E27), as lagoas do Areal (E24) e Monsarás (E25) apresentaram tendência ao aumento da densidade ao longo tempo, enquanto a lagoa de Cacimbas (E27) apresentou tendência a estabilização da densidade. As duas primeiras lagoas pertencem ao universo de estações amostrais mais rico em número de espécies, assim, o aumento da densidade aqui evidenciado em E24 e E25 ocorreram devido a riqueza de espécies. Nos lagos, dentre as estações atualmente monitoradas, os lagos Nova (E19) e Juparanã (E20) tenderam ao aumento temporal, enquanto o Palmas (E28) tendeu ao decaimento de sua densidade temporal. Entretanto, destaca-se que, assim como verificado em E24 e E25, o aumento da densidade em E19 e E20 ocorreu devido ao aumento temporal da riqueza de espécies encontradas ao longo das campanhas amostrais, e que, em E28, os valores de densidade iniciaram-se maiores que os valores máximos encontrados atualmente em E19 e E20. Por fim, os reservatórios apresentaram o mesmo comportamento, com a densidade tendendo ao decaimento ao longo do tempo, sobretudo no reservatório de Aimorés (ERA), que teve um decaimento abrupto, enquanto no Mascarenhas (ERM), o decaimento foi mais suave. É importante destacar que o monitoramento da comunidade de macrófitas aquáticas em reservatórios é altamente impactado por atividade antrópicas, sobretudo quando há atividade de limpeza das boias de contenção dos reservatórios, onde está situada grande parte da comunidade.

### 3.2 RIQUEZA

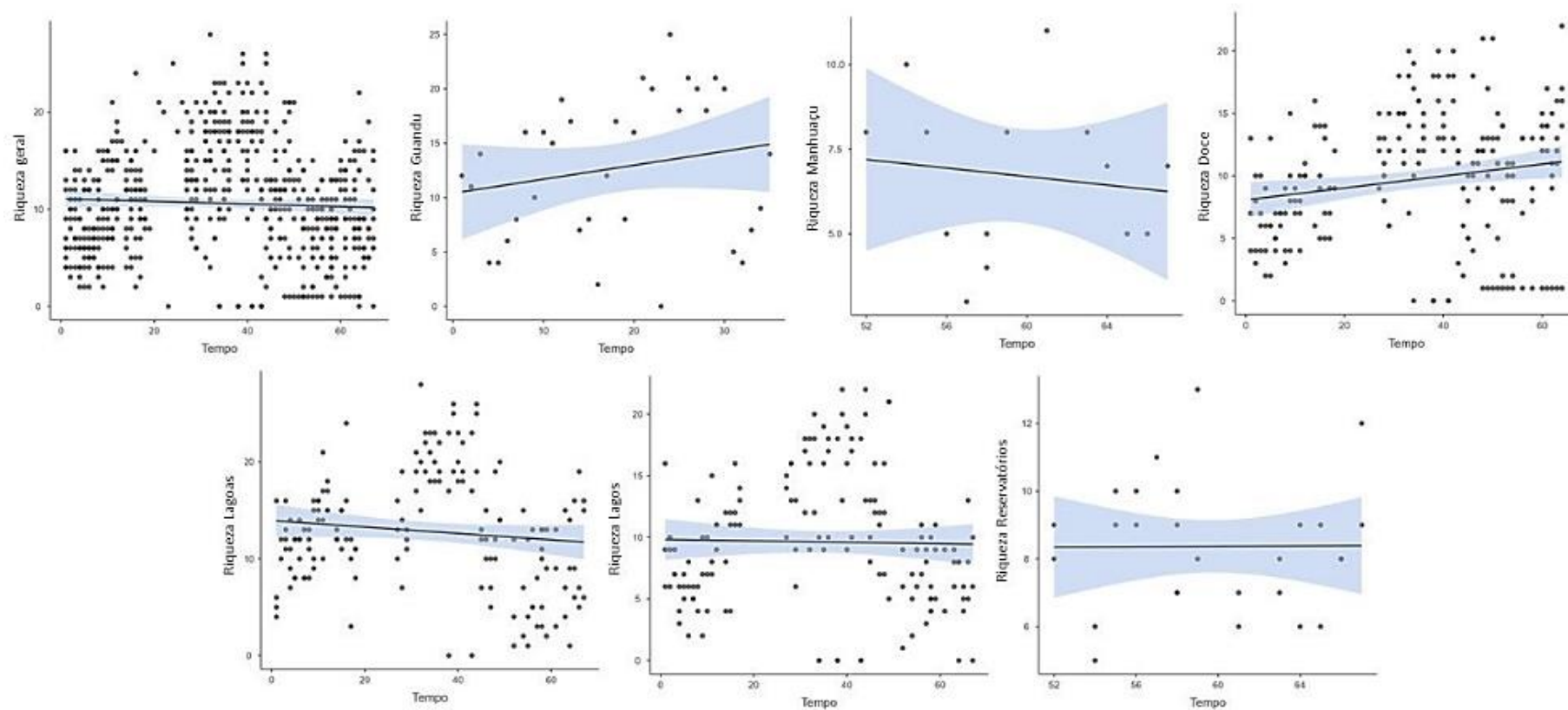
Figura 4: Riqueza espaço-temporal das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest – Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. E17 – Rio Guandu (amarelo); E2 – Rio Manhuaçu (rosa); Rio Doce (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; E21 – Porto de Linhares; E22 – Povoação; E26 – Porto de Regência; E26F – Foz; Lagoas (verde): E23 – Areão; E24 – Areal; E25 – Monsarás; E25a – Monsarás; E27 – Cacimbas; Lagos (azul): E18 – Limão; E19 – Nova; E20 – Juparanã; E28 – Palmas; Reservatórios (roxo): ERA – Aimorés; ERM – Mascarenhas. No período sazonal S2 (Seco 2), o símbolo indica o período da pandemia do COVID-19.





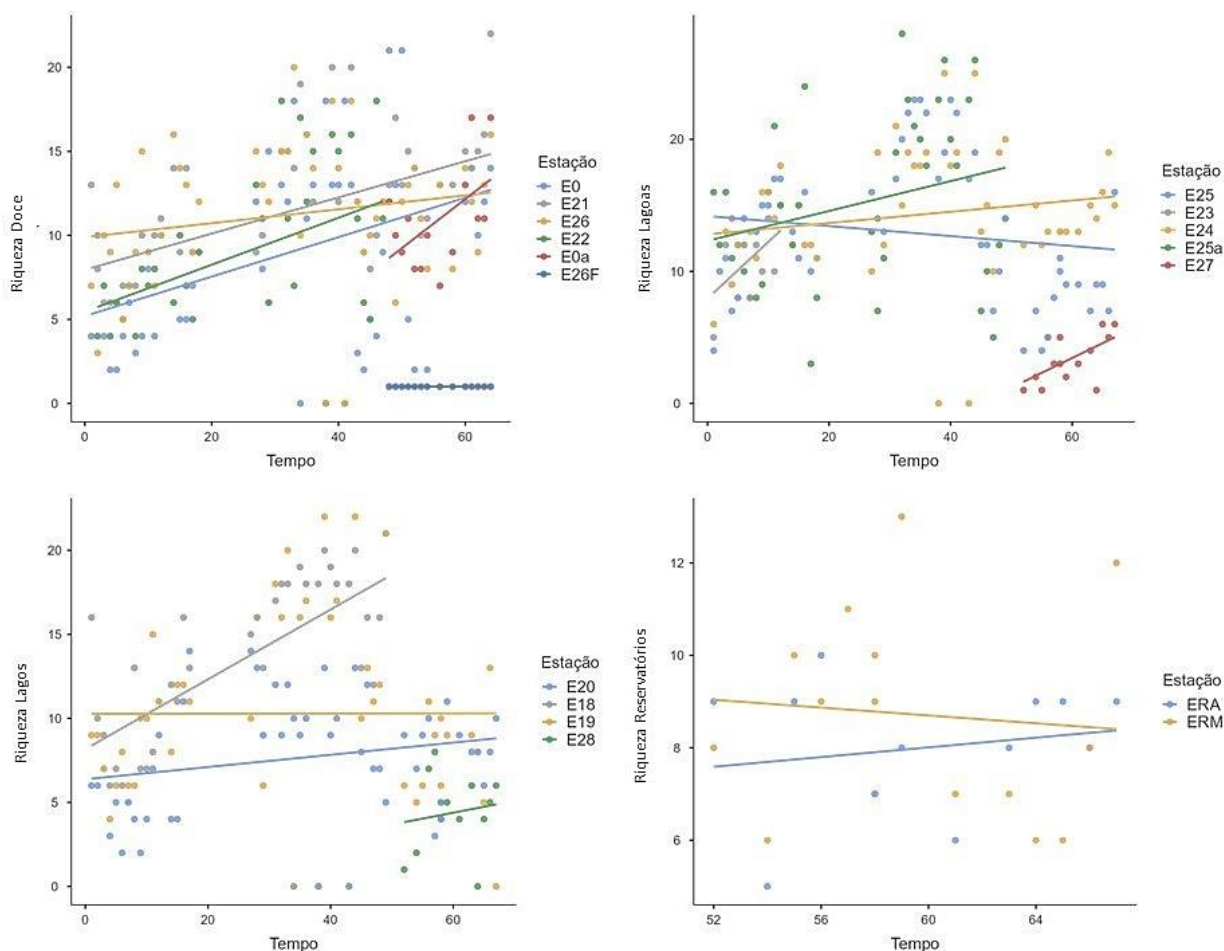
No aspecto espacial, dentre os ambientes lóticos, mesmo descontinuada, a E17 continua sendo a estação com maior riqueza. Dentre as estações da calha do rio Doce, E21 e E26 foram as mais ricas, enquanto E26F apresentou a menor riqueza. Vale ressaltar que E0a é monitorada a menos tempo, mas já apresentou riqueza superior à verificada em E0 e E22. Já no rio Manhuaçu, a riqueza encontrada foi similar à verificada em E22. Nos ambientes lênticos todas as lagoas mostraram riqueza superior aos lagos, exceto por E27, que possui a menor riqueza dentre todas as estações do ambiente lêntico. Nas lagoas, a maior riqueza verificada continua sendo E25a, seguida por E24. Ademais, mesmo sendo descontinuada após o primeiro ano, E23 exibiu riqueza similar ao encontrado em E25. Por fim, como já mencionado, E27 apresentou uma dominância de espécies do gênero *Eleocharis* em relação às demais espécies, fazendo com que essa estação possua a menor riqueza dentre as lagoas. A dinâmica nos lagos foi semelhante à das lagoas, com uma estação que foi descontinuada, E18, sendo a mais rica, enquanto a menos rica foi E28, que também apresentou grande densidade de espécies do gênero *Eleocharis*. Por fim, os reservatórios apresentaram riqueza bastante similar, com uma tênue diferença, onde o ERM apresentou poucas espécies a mais que o ERA. No aspecto temporal e sazonal, o rio Guandu não apresentou um padrão bem estabelecido, exceto por uma queda na riqueza nos finais dos períodos chuvosos, entretanto, nos períodos secos não houve o mesmo comportamento. Já para o Manhuaçu, o decaimento da riqueza ocorreu logo no início do período chuvoso, caminhando para um aumento no final do mesmo período até a metade do período seco, onde tendeu a cair novamente até o início do chuvoso. Na calha do rio Doce, foi verificada diversas flutuações, no entanto, no final do período chuvoso a riqueza tendeu a diminuir, aumentando logo em seguida ao início do período seco. Destaca-se o crescimento da riqueza em E0 e E21 no início do período seco 5. Já para as lagoas, foram observadas diversas flutuações sazonais ao longo do tempo, onde no chuvoso 2 e 4, houve diminuição da riqueza no final do período sazonal, enquanto no chuvoso 3 a riqueza aumentou. Já nos períodos seco 3 e 4 a tendência foi de redução da riqueza, enquanto no seco 1, houve aumento. No entanto, desde o final do período seco 4, E24, E25 e E27 pareceram estar atingindo uma estabilidade independente do período sazonal, sobretudo em E24, já que em E25 a riqueza aumentou levemente no chuvoso 5 e diminuiu levemente no seco 5, retornando ao aumento no chuvoso 6. Nos lagos, a riqueza também apresentou diversas flutuações sazonais, onde nos últimos períodos sazonais, a riqueza nas estações tendeu a diminuir entre a metade e fim do período chuvoso, aumentando no início do período seco, sendo seguida por um leve decaimento. Entretanto, a riqueza aumentou logo no início dos períodos chuvosos, exceto por C1 (chuvoso 1). Por fim, a riqueza nos reservatórios exibiu um comportamento semelhante, onde ambos tiveram a riqueza reduzida no final dos períodos secos e aumento da riqueza no início dos períodos chuvosos.

Figura 5: Tendência temporal da Riqueza nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest – Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática por ambiente.



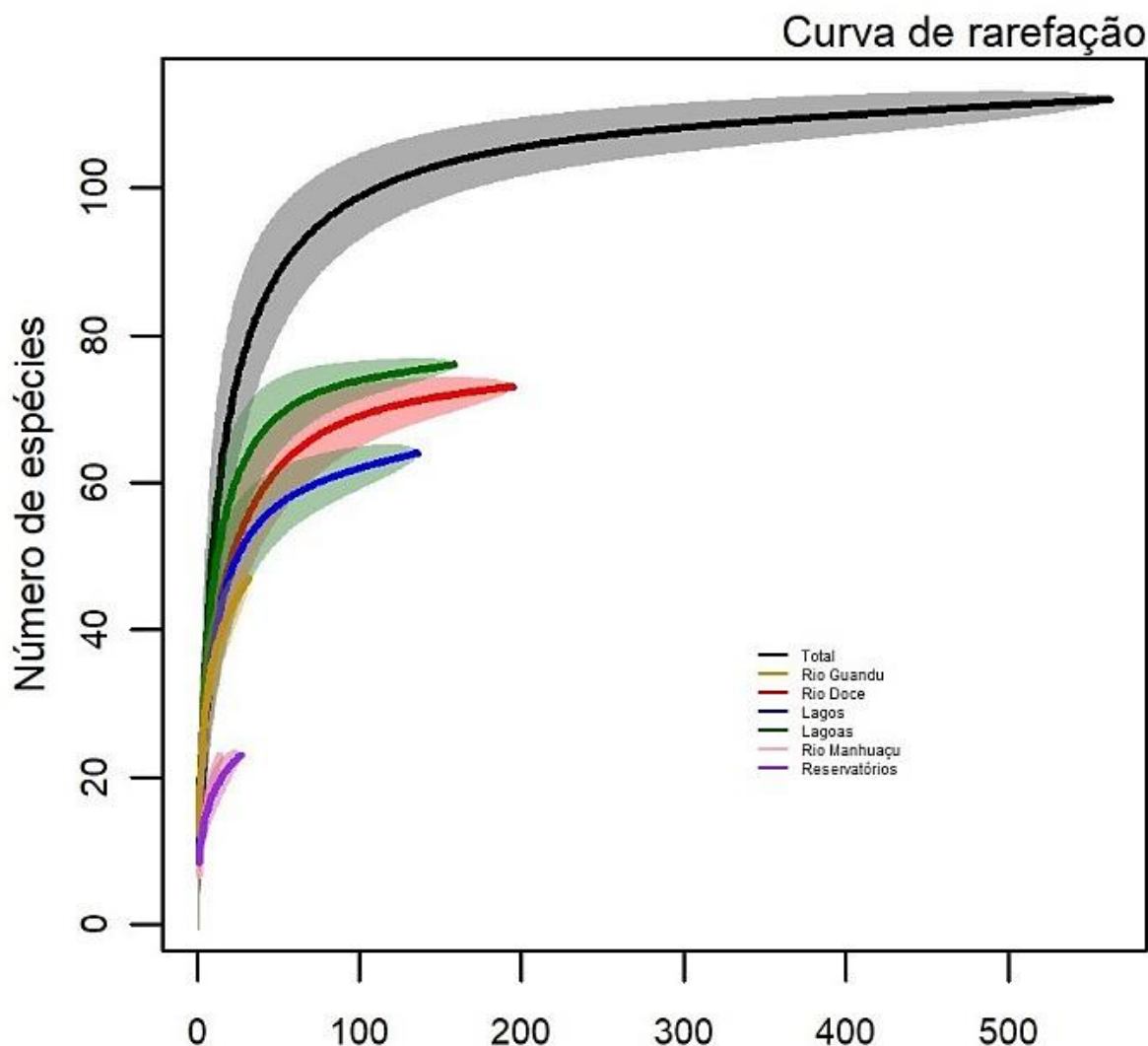
De maneira geral, ao analisar a riqueza no conjunto de dados de todas as estações amostrais e seus respectivos ambientes, observou-se uma tendência à estabilidade, especialmente ao considerar separadamente os lagos e reservatórios, ambientes que também mostraram uma tendência à estabilidade na riqueza de espécies de Macrófitas Aquáticas. Por outro lado, os rios Guandu e Doce exibiram uma tendência ao aumento temporal da riqueza, enquanto o rio Manhuaçu tendeu ao declínio temporal de sua riqueza de espécies. No caso das lagoas, também foi observada uma diminuição ao longo do tempo. A estabilização temporal da riqueza de macrófitas aquáticas em ambientes lênticos e lóticos é um tema importante na ecologia aquática, especialmente considerando os ecossistemas brasileiros, que possuem uma grande diversidade de corpos d'água, desde pequenos lagos até grandes rios, como o rio Doce. Em ambientes lênticos, como lagos e lagoas, a estabilização temporal da riqueza de macrófitas pode ser influenciada por uma série de fatores, incluindo a disponibilidade de nutrientes, a turbidez da água, a profundidade do corpo d'água e a presença de perturbações naturais e antrópicas. Estudos como o de Esteves (2011) destacam que a estabilidade da comunidade de macrófitas em ambientes lênticos pode ser maior em corpos d'água com maior disponibilidade de nutrientes e menor turbidez, onde as condições ambientais são mais propícias ao desenvolvimento dessas plantas aquáticas. Por outro lado, em ambientes lóticos, como rios e córregos, a estabilização temporal da riqueza de macrófitas pode ser influenciada principalmente pelo regime de fluxo de água, a disponibilidade de luz e a dinâmica de sedimentação. Estudos como o de Thomaz et al. (2010) demonstram que a estabilidade da comunidade de macrófitas em rios e córregos pode variar ao longo do gradiente longitudinal, com maior estabilidade observada em trechos com menor fluxo de água e maior disponibilidade de luz para o crescimento das plantas aquáticas. Além disso, estudos recentes têm destacado o papel das interações bióticas, como competição e predação, na estabilização temporal da riqueza de macrófitas em ambientes lênticos e lóticos. Por exemplo, pesquisas como as de Padial et al. (2009) mostram que a presença de herbívoros aquáticos pode influenciar a dinâmica das comunidades de macrófitas, afetando tanto a abundância quanto a diversidade dessas plantas aquáticas.

Figura 6. Tendência temporal nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest – Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática que possuem mais de uma estação amostral.



Todas as estações amostrais ao longo da calha do rio Doce demonstraram uma tendência ao aumento da riqueza, com destaque para E0a, que registrou o aumento mais significativo, enquanto E26 apresentou um aumento mais modesto em comparação com as demais estações. No caso das lagoas, foi observada uma tendência de aumento da riqueza em todas as estações, exceto em E25, em Monsarás, que é uma laguna e ocasionalmente recebe influxos de água salgada do mar de Povoação, o que influencia sua dinâmica ecológica e possivelmente resulta em uma diminuição da riqueza ao longo do tempo. Além disso, embora a riqueza em E27 também tendeu a um aumento, essa estação é fortemente influenciada pela predominância de espécies do gênero *Eleocharis* em relação a outros táxons. Nos lagos, as estações E20 e E28 mostraram uma leve tendência ao aumento da riqueza ao longo do tempo, enquanto E19 tendeu a uma estabilização em sua riqueza. Destaca-se a alta tendência de riqueza temporal que foi observada no lago Limão (E18) quando estava sob monitoramento. Em contraste com a densidade, onde os reservatórios exibiam comportamentos semelhantes, para a riqueza, o padrão foi oposto: o reservatório de Mascarenhas (ERM) tendeu ao declínio, enquanto no reservatório de Aimorés, a tendência foi de aumentar o número de espécies.

Figura 7: Curvas de rarefação.



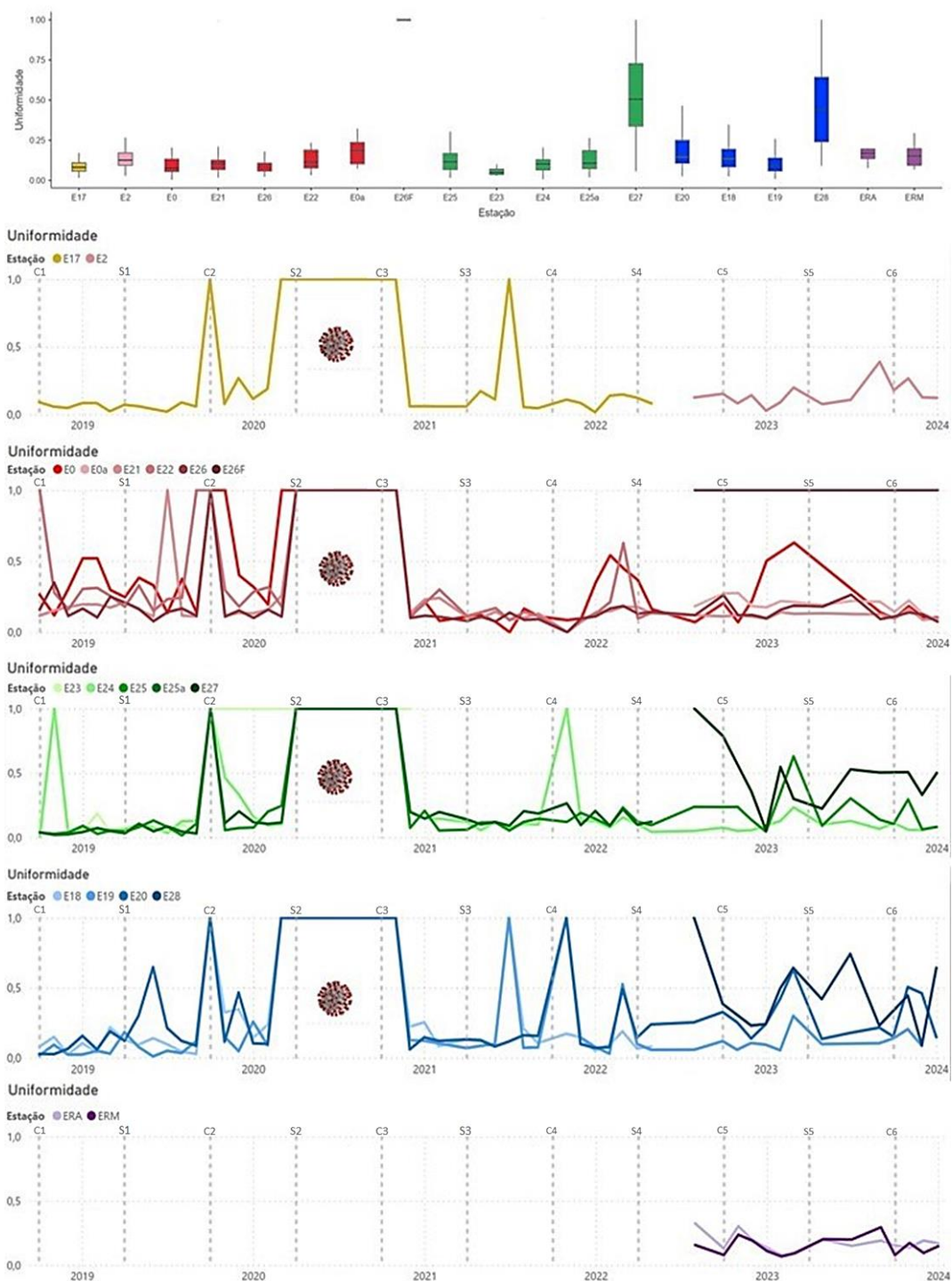
A figura mostra as curvas de rarefação para os seis ambientes analisados no âmbito do PMBA/Fest, bem como uma curva geral com todos os dados. A curva de rarefação busca verificar se a riqueza de espécies aumenta de acordo com o tamanho da amostra estudada. Assim, o mesmo padrão apresentado no RSE2023 continuou sendo observado para o RA2023, para os ambientes já analisados desde o início do monitoramento, onde de maneira geral, analisando os dados de riqueza como um único conjunto, a curva de rarefação tende a uma estabilidade ou leve aumento, indicando uma possível suficiência amostral em termos de riqueza, mesmo sendo inserido os dados das novas estações amostrais. Entretanto, quando analisamos cada ambiente separadamente, as Lagoas e o rio Doce são os ambientes que estão aproximando de uma suficiência amostral, enquanto os Lagos apresentam basicamente a mesma curva de rarefação indicando que a suficiência amostral ainda não foi atingida. Para o rio Guandu, ambiente descontinuado, a suficiência amostral, em termos de riqueza de espécie, não alcançou uma suficiência amostral. Para o rio Manhuaçu e reservatórios, basicamente ainda não se pode fazer afirmações, uma vez que se não foi possível obter uma curva amostral com os dados coletados até o momento. No entanto, levando em consideração as dinâmicas ecológicas, acreditamos

que a curva de riqueza amostral futuramente com a inserção de mais dados, seja maior nos reservatórios em comparação ao rio Manhuaçu. Esse resultado está alinhado com achados de outros estudos que investigaram a riqueza de espécies em ambientes aquáticos. Por exemplo, um estudo de Carvalho et al. (2019), que analisou a diversidade de macroinvertebrados em diferentes habitats aquáticos na Bacia do Rio Doce, também observou uma tendência de estabilização na riqueza de espécies com o aumento do esforço amostral. No entanto, é importante ressaltar que a estabilidade na curva de rarefação não necessariamente indica que todas as espécies presentes foram registradas. Fatores como a sazonalidade, a heterogeneidade ambiental e a dispersão das espécies podem influenciar a eficácia da amostragem. Por isso a importância de estudos de longo prazo e com amostragens mais intensivas podem ajudar a elucidar essas questões. A análise separada dos diferentes ambientes aquáticos revela padrões interessantes. O fato de as lagoas e o rio Doce estarem se aproximando da suficiência amostral sugere que esses ambientes podem estar mais bem amostrados em termos de riqueza de espécies em comparação com os outros locais. Essa tendência é consistente com estudos anteriores que destacaram a importância desses ambientes como hotspots de biodiversidade aquática na região, devido à sua complexidade estrutural e à presença de habitats variados (Thomaz et al., 2010).



### 3.3 UNIFORMIDADE

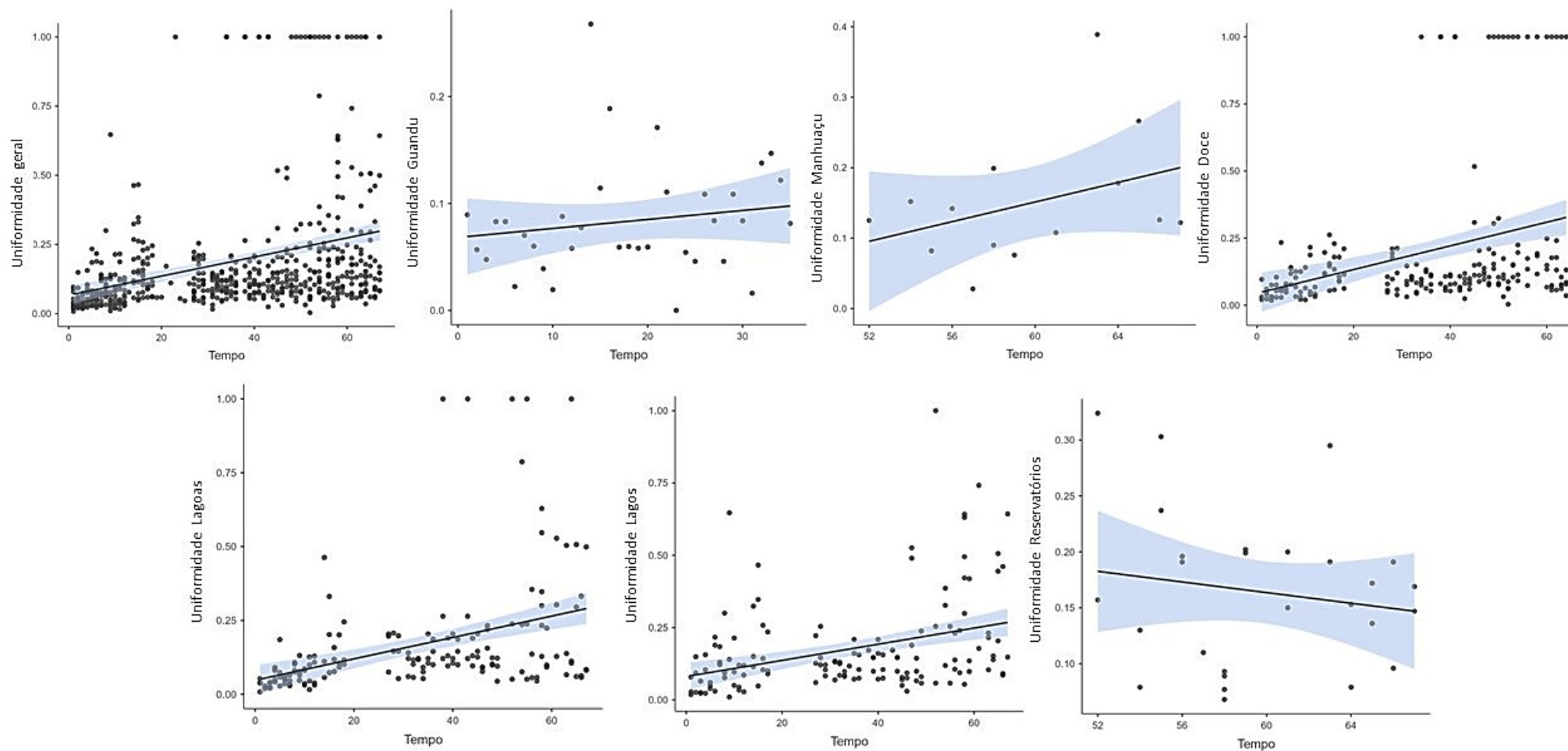
Figura 8: Uniformidade espaço-temporal das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest – Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. E17 – Rio Guandu (amarelo); E2 – Rio Manhuaçu (rosa); Rio Doce (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; E21 – Porto de Linhares; E22 – Povoação; E26 – Porto de Regência; E26F – Foz; Lagoas (verde): E23 – Areão; E24 – Areal; E25 – Monsarás; E25a – Monsarás; E27 – Cacimbas; Lagos (azul): E18 – Limão; E19 – Nova; E20 – Juparanã; E28 – Palmas; Reservatórios (roxo): ERA – Aimorés; ERM – Mascarenhas. No período sazonal S2 (Seco 2), o símbolo indica o período da pandemia do COVID-19.



A figura mostra os valores de uniformidade para as estações amostrais e respectivos ambientes analisados. De maneira geral, E26F foi a estação mais uniforme, haja vista que apresenta somente uma espécie que, por conseguinte, domina toda a estação. No rio Doce, todas as estações apresentaram comportamento similar, onde E22 e E0a apresentaram uma uniformidade ambiental levemente maior que as demais estações. Ademais, a uniformidade dos rios Guandu e Manhuaçu foi similar ao verificado nas estações do rio Doce. Dentre as estações do ambiente lântico, E27 e E28 exibiram os maiores valores de uniformidade, enquanto as demais estações de lagoas apresentaram valores similares, sendo um pouco menor em E23. Já nos lagos, a uniformidade seguiu uma escala, sendo maior em E20 e menor em E19, e com valores intermediários em E18. Por fim, a uniformidade entre os dois lagos foi bastante similar. No aspecto temporal e sazonal, a uniformidade não apresentou grandes flutuações nos rios tributários, exceto por dois picos em E17 (rio Guandu), e aumento no período seco 5 no rio Manhuaçu (E2). Na calha do rio Doce, houve diversas flutuações em relação aos períodos sazonais, porém, os maiores índices de uniformidade foram observados nos períodos chuvosos, sobretudo em E0 e E22. Ademais, E26F possuiu uniformidade máxima em todos os períodos sazonais. Nas lagoas, a maioria das estações apresentaram pequenas flutuações sazonais entre 0 e 0,5, no entanto, alguns picos foram observados, sobretudo nos períodos chuvosos. Por fim, destaca-se que no último período seco, E27 e E25 aumentaram a uniformidade, enquanto E24 permaneceu com ténues flutuações. Nos lagos, as estações apresentaram flutuações semelhantes, especialmente E28 e E20, enquanto a uniformidade em E19 foi menor em comparação com os demais lagos. Isso foi verificado nos reservatórios, onde as linhas de uniformidade estão bem similares, independente do período sazonal.

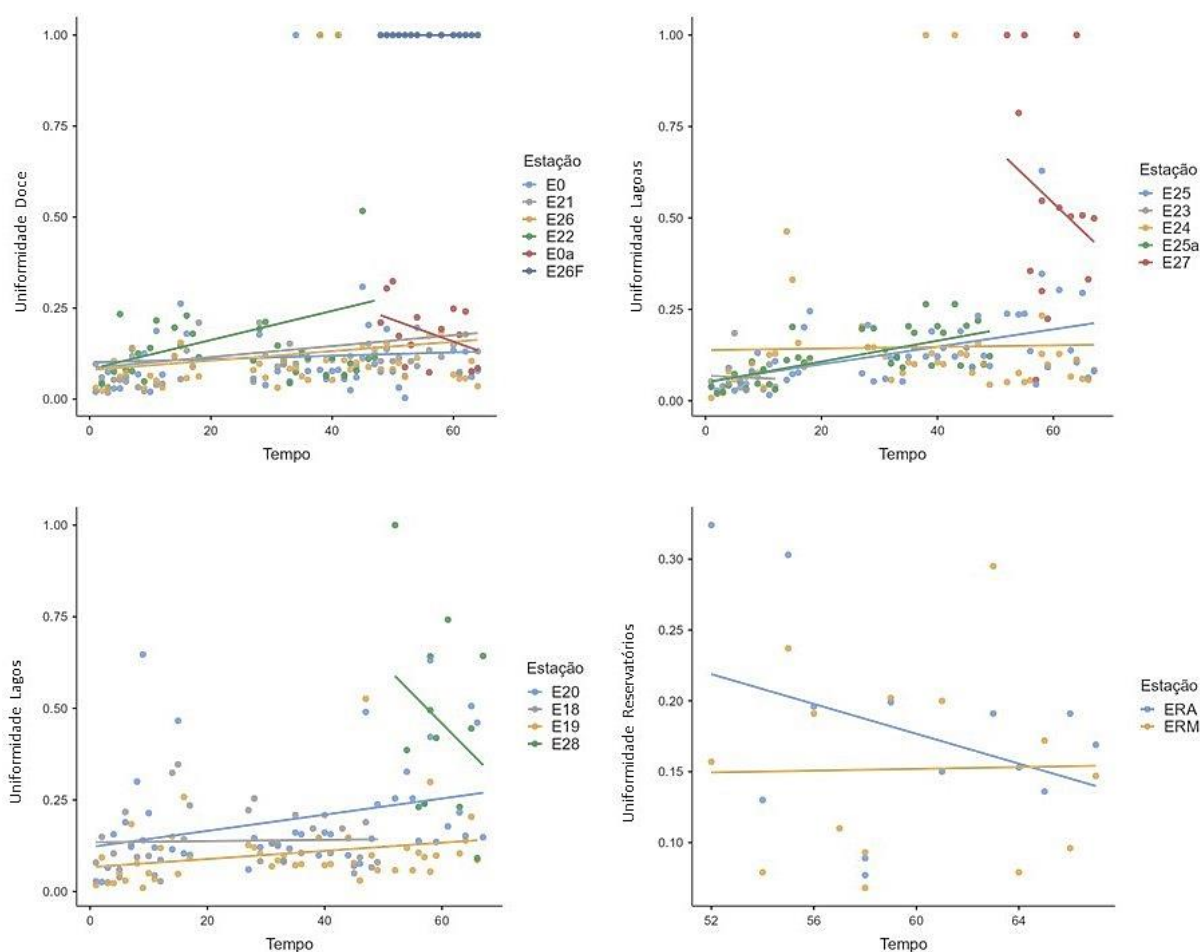


Figura 9. Tendência temporal da Uniformidade nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest – Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática por ambiente.



Em termos gerais, observou-se uma tendência de aumento na uniformidade, evidenciada pelo incremento temporal da mesma em todos os ambientes, com exceção dos reservatórios. A observação de um aumento da uniformidade ao longo do tempo na comunidade de macrófitas aquáticas pode ter implicações importantes para a ecologia desses ambientes aquáticos. A uniformidade, muitas vezes medida como a distribuição equitativa das espécies dentro de uma comunidade, pode refletir mudanças na estrutura e na dinâmica dos ecossistemas aquáticos ao longo do tempo. Um estudo realizado por Padial et al. (2013) em lagoas subtropicais brasileiras mostrou que, ao longo de um período de vários anos, houve um aumento na uniformidade da comunidade de macrófitas aquáticas. Os pesquisadores atribuíram esse aumento à redução da diversidade de espécies dominantes e à proliferação de algumas espécies generalistas, possivelmente em resposta a mudanças nas condições ambientais, como nutrientes disponíveis, disponibilidade de luz e interações competitivas. Esse aumento na uniformidade pode ter várias consequências ecológicas. Por um lado, pode indicar uma simplificação da estrutura da comunidade, com potencial perda de diversidade funcional e resiliência a perturbações ambientais. Por outro lado, pode refletir mudanças na dinâmica do ecossistema que beneficiam algumas espécies em detrimento de outras, levando a uma reorganização das interações ecológicas dentro da comunidade. Além disso, o aumento da uniformidade pode estar relacionado a fatores como eutrofização, poluição e mudanças climáticas, que podem favorecer o crescimento de algumas espécies em detrimento de outras. Estudos de longo prazo e monitoramento contínuo são essenciais para entender melhor os padrões de mudança na comunidade de macrófitas aquáticas e identificar os principais impulsionadores dessas mudanças.

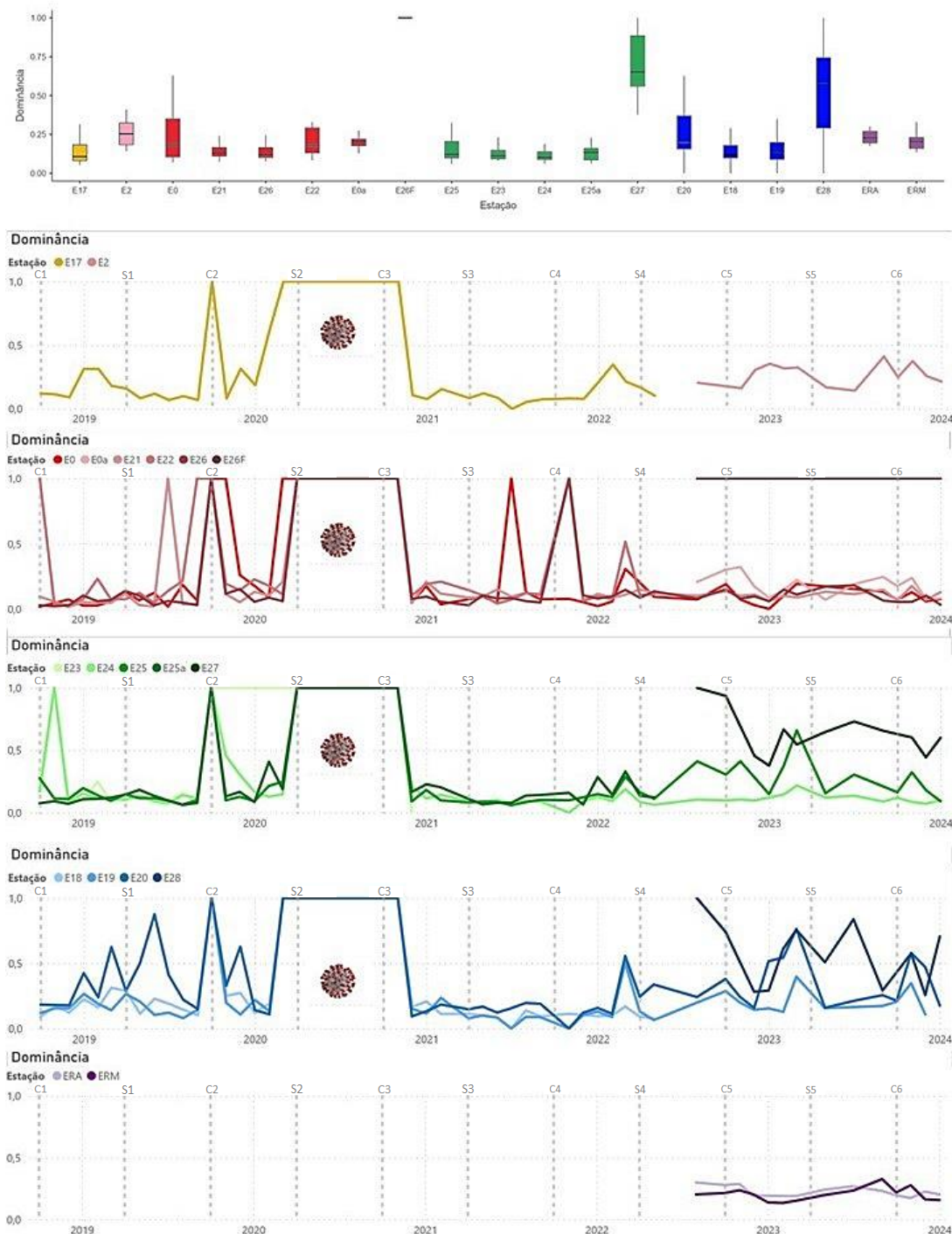
Figura 10. Tendência temporal da Uniformidade nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest – Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática que possuem mais de uma estação amostral.



Mesmo o ambiente rio Doce apresentando tendência ao aumento temporal da uniformidade, uma estação em particular apresentou tendência ao decaimento da uniformidade, a E0a, uma das estações mais diversificadas em termos de espécies da calha do rio Doce. Por outro lado, todas as demais estações do rio Doce, E0, E21, E22, E26 e E26F tenderam ao aumento da uniformidade ao longo do tempo. Nas lagoas, mesmo havendo uma tendência a um aumento da uniformidade, no ambiente como um todo, dentre as atuais estações monitoradas apenas E25 tendeu a um aumento da uniformidade, enquanto E24 tendeu a uma estabilidade temporal da uniformidade, e E27 a um decaimento. A explicação para o ambiente lagoas possuir tendência ao aumento da uniformidade, pode ser a influência da uniformidade de E25a, a época que era monitorada. Nos lagos, as estações E20 e E19, que atualmente continuam sendo monitoradas, tenderam ao aumento da uniformidade ao longo do tempo, enquanto E28, ao decaimento e E18, na época que era monitorada, caminhava para uma estabilidade temporal. Por fim, a tendência ao decaimento da uniformidade do ambiente reservatórios foi fortemente influenciada pela uniformidade em decaimento do reservatório de Aimorés (ERA), haja vista que o reservatório de Mascarenhas (ERM), tendeu a um leve aumento da uniformidade ao longo do tempo.

### 3.4 DOMINÂNCIA

Figura 11: Dominância espaço-temporal das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest – Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. E17 – Rio Guandu (amarelo); E2 – Rio Manhuaçu (rosa); Rio Doce (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; E21 – Porto de Linhares; E22 – Povoação; E26 – Porto de Regência; E26F – Foz; Lagoas (verde): E23 – Areão; E24 – Areal; E25 – Monsarás; E25a – Monsarás; E27 – Cacimbas; Lagos (azul): E18 – Limão; E19 – Nova; E20 – Juparanã; E28 – Palmas; Reservatórios (roxo): ERA – Aimorés; ERM – Mascarenhas. No período sazonal S2 (Seco 2), o símbolo indica o período da pandemia do COVID-19.

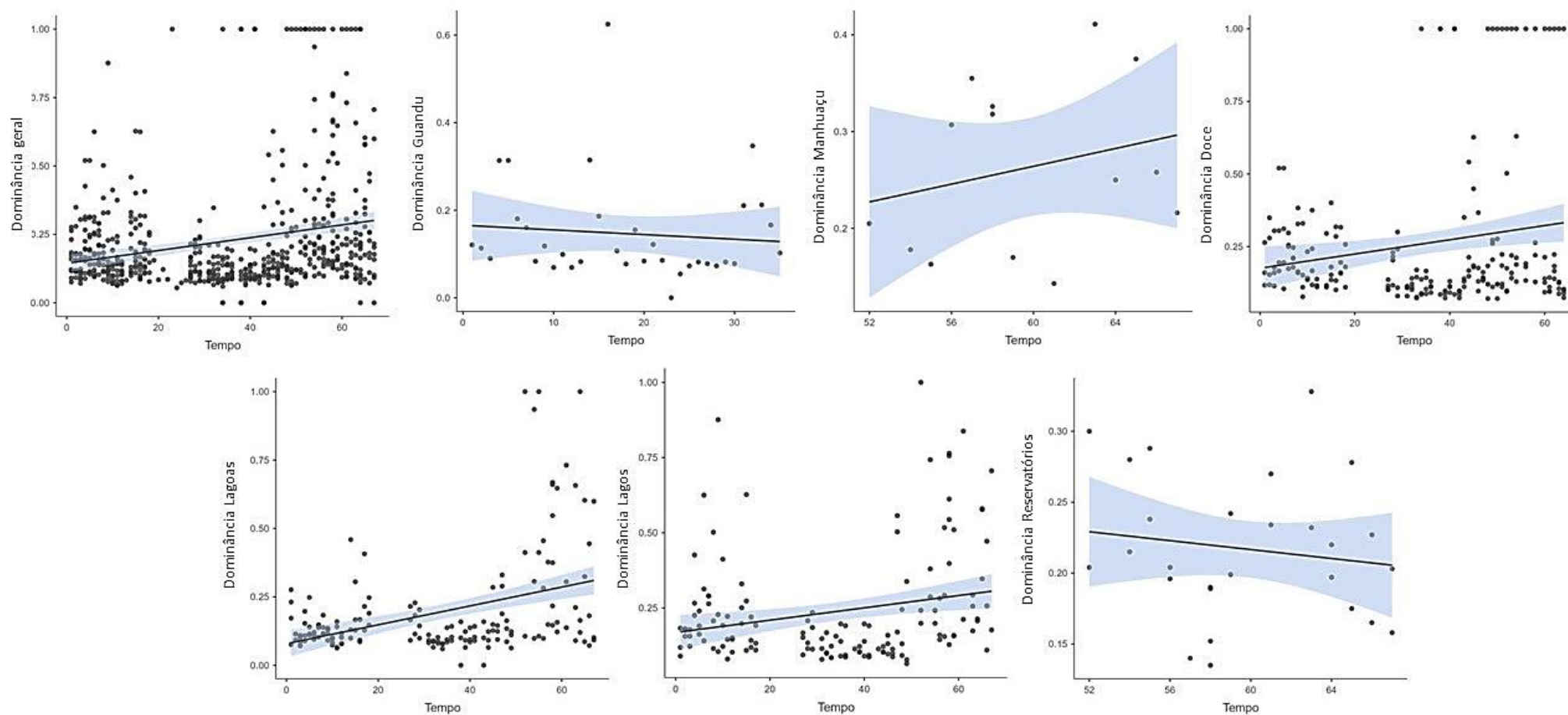


A figura ilustra os valores de dominância observados em cada estação amostral e nos respectivos ambientes analisados. Entre as estações no ambiente lótico, destacou-se E26F, com o maior valor de dominância devido à presença de apenas uma espécie (*Talipariti pernambucensis*). Excluindo E26F, o rio Manhuaçu (E2) apresentou uma média de dominância superior às outras estações, como E17 no rio Guandu, e E0, E21, E26, E22 e E0a no rio Doce. No entanto, na calha do rio Doce, E0 e E22 exibiram a maior amplitude de dominância. No ambiente lêntico, todas as estações amostrais demonstraram índices de dominância semelhantes, exceto E27, cuja dominância foi a segunda mais alta entre todas as estações monitoradas, perdendo apenas para E26F. Como mencionado anteriormente, isso se deve à alta concentração de espécies do gênero *Eleocharis*, o que também foi observado em E28, a estação com a maior dominância entre os lagos. Por outro lado, E18 e E19 exibiram as menores dominâncias entre os lagos monitorados. Por fim, nos reservatórios, observou-se uma dominância ligeiramente maior em ERA, devido à quantidade de indivíduos das espécies dos gêneros *Pistia*, *Eichhornia* e *Salvinia*. No entanto, outras espécies de gêneros com menor dominância coexistem em simpatria com essas espécies hipertolerantes a diversas condições ambientais.

No aspecto temporal, observou-se que as variações no rio Guandu não são tão significativas durante os períodos chuvosos 1 e 4. Por outro lado, no rio Manhuaçu, a dominância aumentou no início do período chuvoso 5, diminuiu até a metade do período seco 5 e aumentou novamente até declinar no chuvoso 6. No caso das estações do rio Doce, diversas flutuações temporais na dominância foram observadas, com as estações mostrando um padrão de aumento da dominância nos períodos chuvosos e uma leve tendência ao declínio nos períodos secos. Nas lagoas, nota-se que a dominância em E27 foi superior às demais estações, seguindo um padrão sazonal diferente de E24 e E25. Além disso, temporalmente, E24 foi a estação que apresentou as menores flutuações, enquanto em E25 e E27 foram mais acentuadas. As estações de lagos aumentaram a dominância ao longo do tempo, principalmente durante os períodos chuvosos, com variações mais marcantes em E28 e E20, enquanto em E19 as variações foram menos pronunciadas. Os reservatórios seguiram o mesmo padrão temporal em relação à sazonalidade, exceto em alguns intervalos curtos em que apresentaram comportamentos divergentes, como no início do chuvoso 6, onde a dominância aumentou no Mascarenhas e diminuiu no Aimorés.

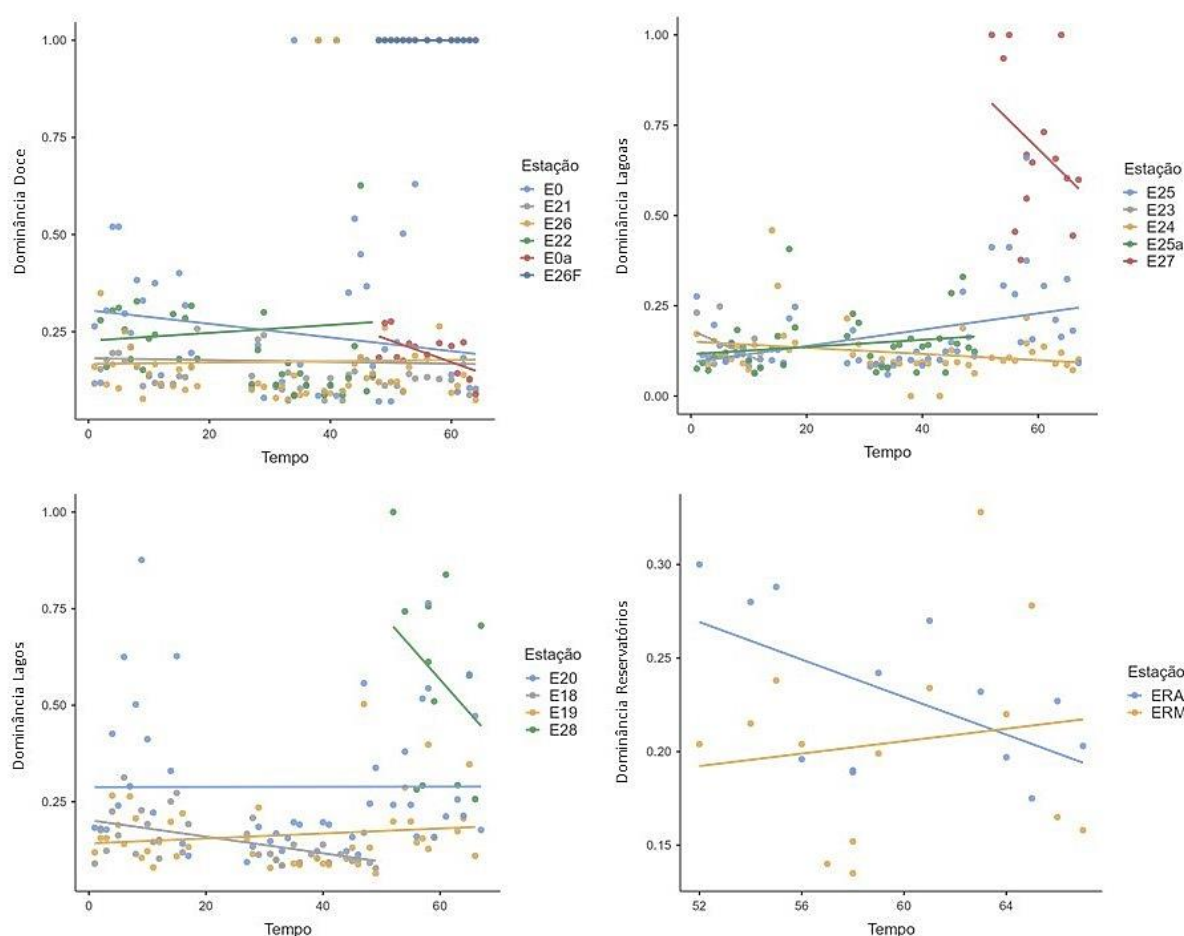


Figura 12. Tendência temporal da Dominância nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest – Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática por ambiente.



De maneira geral, uma tendência ao aumento da dominância foi observada ao analisar todas as estações como um único conjunto de dados, especialmente nos rios Manhuaçu e Doce, nas lagoas e nos lagos. A estação E26F, localizada no rio Doce, desempenhou um papel significativo nessa tendência de aumento da dominância. Por outro lado, no rio Guandu e nos reservatórios, notou-se uma tendência ao declínio da dominância ao longo do tempo. Este padrão contrastante sugere dinâmicas diferentes entre os diferentes ambientes aquáticos, com alguns mostrando uma concentração maior de espécies dominantes ao longo do tempo, enquanto outros tendem a uma maior diversificação ou distribuição equitativa das espécies. A tendência de aumento da dominância de macrófitas aquáticas em ambientes lênticos e lóticos pode ser influenciada por uma variedade de fatores, incluindo mudanças nas condições ambientais, interações bióticas e atividades humanas. Em ambientes lênticos, o aumento da dominância de macrófitas pode ser impulsionado por fatores como o enriquecimento de nutrientes, a estabilidade do ambiente e a disponibilidade de luz. Estudos têm demonstrado que o aumento da eutrofização, pode promover o crescimento exuberante de macrófitas aquáticas (Jeppesen et al., 2019). Em contrapartida, em ambientes lóticos, como rios e córregos, o aumento da dominância de macrófitas pode ser influenciado por fatores como mudanças no regime de fluxo de água, sedimentação e disponibilidade de habitats adequados. Por exemplo, em rios de baixa energia, a colonização de macrófitas aquáticas pode ser favorecida pela deposição de sedimentos e pela formação de bancos de areia, proporcionando substratos adequados para o enraizamento das plantas (O'Hare et al., 2018).

Figura 13. Tendência temporal da Dominância nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest – Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática que possuem mais de uma estação amostral.



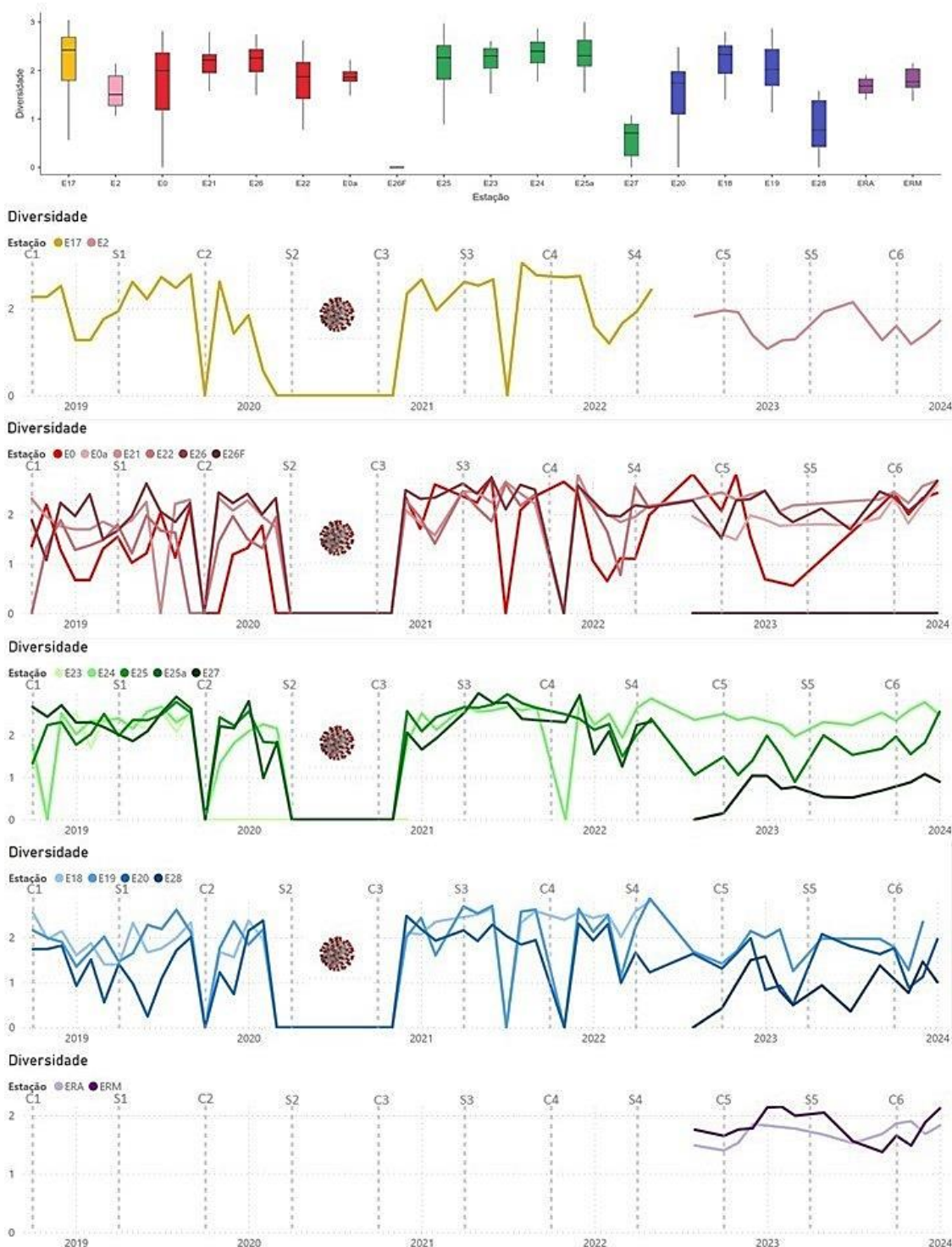
Mesmo o rio Doce apresentando uma tendência geral ao aumento da dominância ao longo do tempo, as estações exibiram comportamentos divergentes. A estação E26F se destacou como a mais dominante, devido à presença de apenas uma espécie, o que certamente contribuiu para a tendência ao aumento da dominância no rio Doce. Além disso, E22, que apresentava uma tendência ao aumento, teve o monitoramento descontinuado. Portanto, entre as estações do rio Doce atualmente monitoradas, a dominância tendeu à estabilidade em E21 e E26, e diminuiu em E0 e E0a. Nas lagoas, apenas as estações E25 (atualmente monitorada) e E25a (descontinuada) mostraram uma tendência ao aumento temporal da dominância, enquanto E23 tendeu à estabilidade e E24 e E27 tenderam ao declínio. No entanto, é importante destacar que, apesar da tendência de diminuição, E27 mantém uma dominância superior às demais estações de lagoas. Na atual rede de amostragem do PMBA, E25 é a estação que mais contribui para o aumento temporal da dominância no ambiente das lagoas. No ambiente de lagos, apenas E19 mostrou uma tendência ao aumento temporal, embora seja tênue, enquanto E20 tendeu à estabilidade e E18 (na época do antigo ciclo) e E28 tenderam ao declínio. O padrão observado em E27 (lagoa) foi similar ao de E28, onde, apesar da tendência ao declínio, a dominância foi superior aos demais lagos. Por fim, embora os reservatórios apresentem uma tendência geral ao declínio ao longo do tempo, eles exibem comportamentos divergentes. A dominância tendeu ao declínio apenas nos



reservatórios de Aimorés, enquanto no reservatório de Mascarenhas, tendeu ao aumento. Portanto, o reservatório de Aimorés foi o principal responsável por puxar a tendência temporal da dominância nos reservatórios para o declínio.

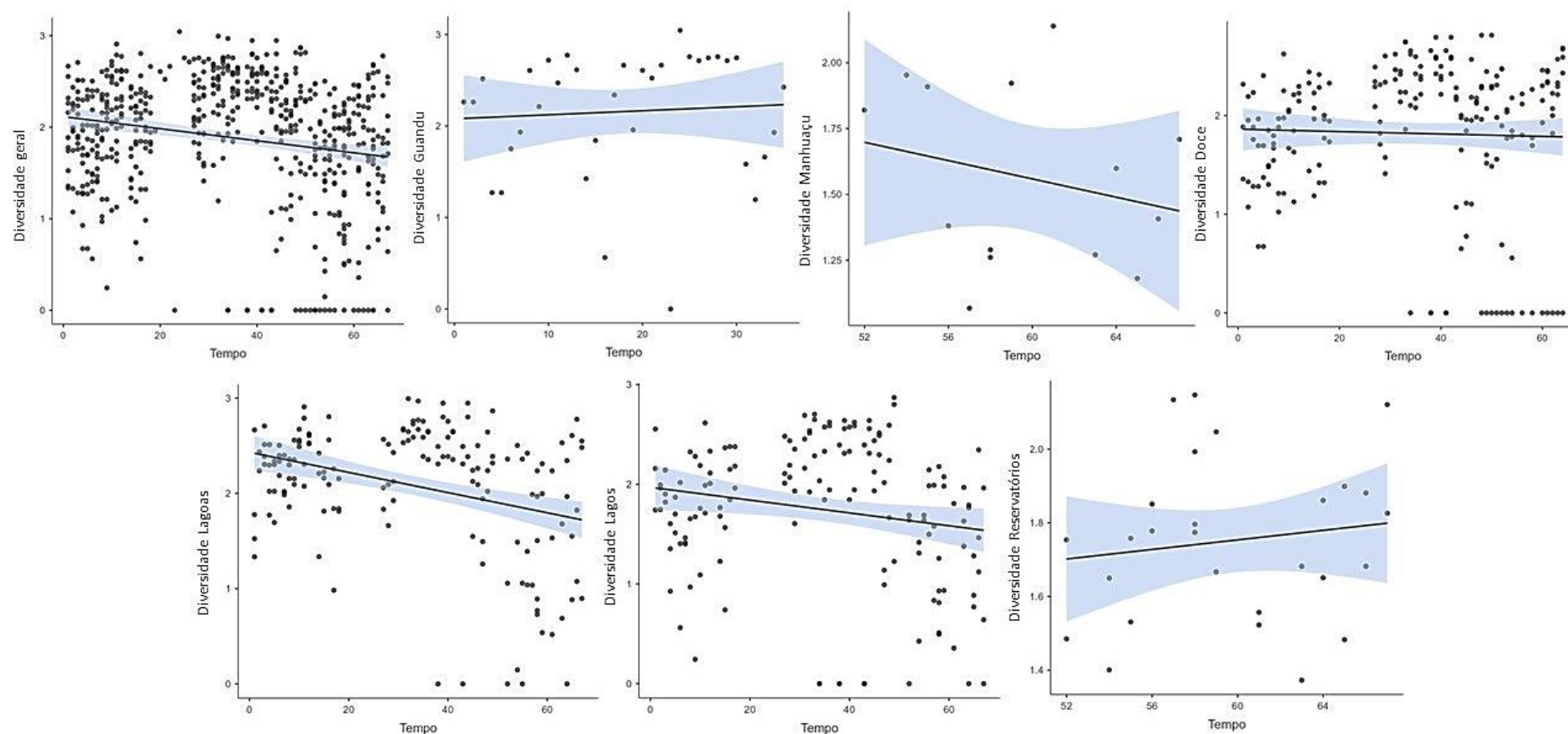
### 3.5 DIVERSIDADE

Figura 14: Diversidade espaço temporal das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest – Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. E17 – Rio Guandu (amarelo); E2 – Rio Manhuaçu (rosa); Rio Doce (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; E21 – Porto de Linhares; E22 – Povoação; E26 – Porto de Regência; E26F – Foz; Lagoas (verde): E23 – Areão; E24 – Areal; E25 – Monsarás; E25a – Monsarás; E27 – Cacimbas; Lagos (azul): E18 – Limão; E19 – Nova; E20 – Juparanã; E28 – Palmas; Reservatórios (roxo): ERA – Aimorés; ERM – Mascarenhas. No período sazonal S2 (Seco 2), o símbolo indica o período da pandemia do COVID-19.



Em relação à diversidade de Shannon nos diferentes ambientes e estações amostrais monitoradas, constatou-se que, no ambiente lótico, a maior diversidade ocorreu no rio Guandu (E17), enquanto a menor foi registrada no rio Manhuaçu (E2). No caso do rio Doce, as menores médias da diversidade de Shannon foram observadas em E22 e E0, ao passo que as maiores foram em E21 e E26. Entretanto, de maneira geral, as estações na calha do rio Doce demonstraram comportamentos similares, exceto por E26F, que exibiu a menor diversidade. No ambiente lêntico, tanto as lagoas quanto os lagos apresentaram comportamentos semelhantes. Nas lagoas, todas as estações exibiram diversidade semelhante, exceto E27, que registrou a menor diversidade. O mesmo padrão foi observado nos lagos, onde E28 apresentou a menor diversidade, enquanto os valores de diversidade para as demais estações são próximos. Quanto aos reservatórios, a diversidade de Shannon não apresentou grandes discrepâncias entre Aimorés e Mascarenhas, sendo ligeiramente maior em Mascarenhas. No aspecto temporal e sazonal, observa-se que a diversidade no rio Guandu tendeu a redução no início dos períodos chuvosos (1 e 4) e aumento no final desses mesmos períodos, assim como no início dos períodos secos. Similarmente, no rio Manhuaçu, a diversidade também diminui no início dos períodos chuvosos e aumenta durante a transição do período chuvoso para o seco. Esses padrões sazonais também foram observados no rio Doce, porém, as flutuações foram mais acentuadas, especialmente na estação E0. Entre as lagoas, as flutuações mais pronunciadas foram observadas em E25, embora não seguiram um padrão sazonal claro. Em contraste, E24 e E27 apresentaram flutuações mais suaves, com maior diversidade em E24. Na estação E27, foi observado um leve aumento no início dos períodos chuvosos. Nos lagos, foi observado um padrão de aumento da diversidade no início dos períodos chuvosos e secos, e redução no final dos períodos chuvosos e secos, em todas as estações, ao longo de todo monitoramento. Assim, a diversidade nos lagos está intimamente ligada aos períodos de transição sazonal, sendo maior no início de cada período. Os dois reservatórios exibem padrões temporais e sazonais semelhantes, com aumento da diversidade no início dos períodos chuvosos e diminuição ao longo dos períodos secos.

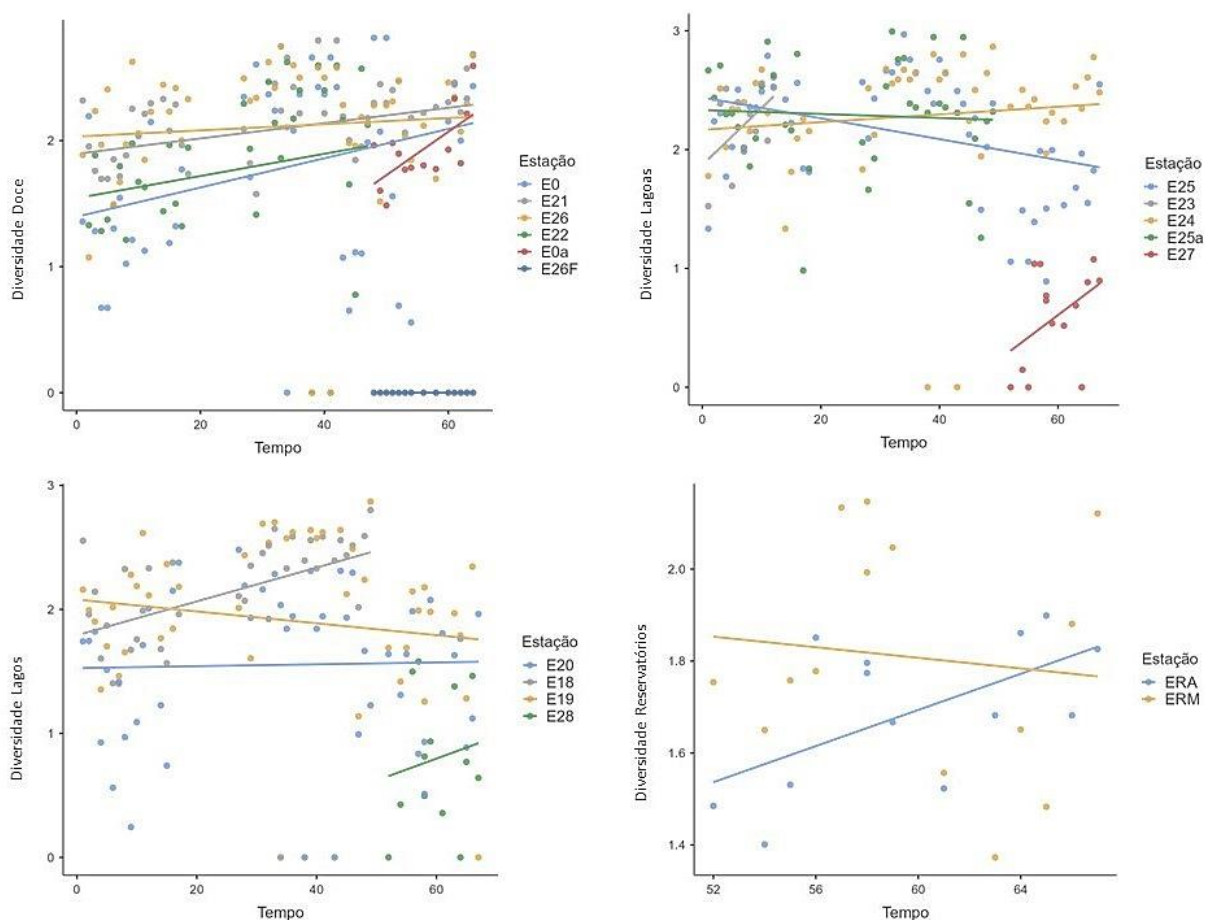
Figura 15. Tendência temporal da Diversidade nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest – Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática por ambiente.



De maneira geral, ao analisar todas as estações em conjunto ao longo do tempo, observou-se uma tendência de diminuição na diversidade, especialmente impulsionada pelos lagos, lagoas e pelo rio Manhuaçu. Por outro lado, verificou-se uma tendência ao aumento da diversidade no rio Guandu e nos Reservatórios. No caso do rio Doce, a diversidade tendeu a se estabilizar ao longo do tempo. Em ambientes lênticos, como lagos e lagoas, o decréscimo na diversidade de Shannon de macrófitas aquáticas pode estar relacionado ao aumento da eutrofização, poluição e alterações na morfologia do habitat. Estudos têm demonstrado que o enriquecimento de nutrientes pode promover o crescimento excessivo de algas e macrófitas competitivas, levando à diminuição da diversidade de espécies menos tolerantes a condições eutróficas (Santos et al., 2019). Além disso, alterações na morfologia do habitat, como a construção de barragens e canais, podem fragmentar e degradar os habitats aquáticos, reduzindo a diversidade de espécies associadas. Nos ambientes lóticos, como rios e córregos, o decréscimo na diversidade de Shannon de macrófitas aquáticas pode ser influenciado por fatores como alterações no regime de fluxo de água, sedimentação e impactos das atividades humanas. Mudanças no regime de fluxo de água, como a redução da vazão devido à construção de barragens, podem alterar a disponibilidade de habitats e recursos para as macrófitas aquáticas (Vorosmarty et al., 2010). Além disso, a sedimentação excessiva e a poluição podem afetar negativamente a saúde dos ecossistemas lóticos, reduzindo a diversidade de espécies de macrófitas.

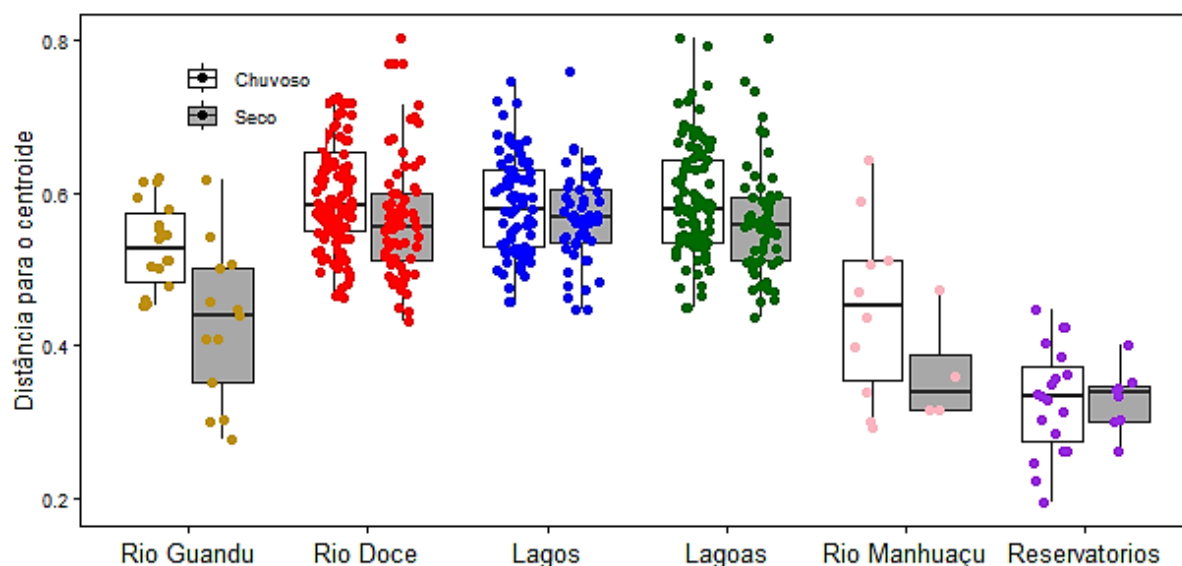


Figura 16. Tendência temporal da Diversidade nos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no ambiente dulcícola do PMBA/Fest - Projeto de Monitoramento da Biodiversidade Aquática que possuem mais de uma estação amostral.



Apesar de o rio Doce apresentar uma tendência em direção à estabilidade, observou-se que todas as estações ao longo do seu curso demonstraram uma inclinação ao aumento da diversidade, com exceção de E26F. Notavelmente, a estação E0a exibiu o maior aumento na diversidade ao longo do tempo, enquanto as tendências de aumento foram menos pronunciadas em E21 e E26. Esses padrões sugerem que, com o passar do tempo, a diversidade no ambiente do rio Doce está propensa a aumentar, em vez de se estabilizar. Nas lagoas, as estações E25a e E25 mostraram uma tendência de diminuição na diversidade ao longo do tempo, enquanto E24 indicou um leve aumento. Por outro lado, E23 e E27 apresentaram tendências significativas de aumento na diversidade. É importante destacar a influência da estação E25 sobre a diversidade das lagoas de forma geral, e que, embora E27 tenha exibido uma tendência acentuada da diversidade, essa estação apresentou a menor diversidade em comparação à outras. Um padrão semelhante foi observado nos lagos, onde a estação E28, apesar de inclinar para um aumento, apresentou a menor diversidade. Além disso, em E18, a diversidade tendeu a aumentar durante o período de monitoramento, enquanto em E19, a tendência foi de redução ao longo do tempo, e E20 tendeu a se estabilizar. Por fim, embora os reservatórios tenham mostrado uma inclinação geral de aumento na diversidade, esse aumento foi condicionado ao reservatório de Aimorés, que exibiu uma tendência mais pronunciada. Em contrapartida, no reservatório de Mascarenhas, houve uma inclinação à diminuição na diversidade ao longo do tempo.

Figura 17. Diversidade Beta entre os ambientes e períodos sazonais.



Os resultados da análise da diversidade  $\beta$  regional demonstraram que a variação na comunidade de macrófitas aquáticas foi influenciada principalmente pela substituição de espécies em vez da agregação de espécies. Observou-se que os locais com maiores valores de substituição de espécies (Turnover) foram o rio Doce, Lagos e Lagoas, enquanto o rio Guandu exibiu os maiores valores de agregação de espécies (Nestedness). Além disso, as análises da diversidade beta em relação à sazonalidade revelaram padrões consistentes, com os rios Guandu e Manhuaçu apresentando os maiores índices de heterogeneidade sazonal, seguidos pelo rio Doce. No entanto, a heterogeneidade sazonal no rio Doce não foi tão pronunciada. Em contraste, Lagos e Reservatórios exibiram a menor heterogeneidade sazonal, enquanto nas lagoas e no rio Manhuaçu, a variação sazonal foi mais sutil. Esses resultados reforçam a importância da dinâmica sazonal e da localização geográfica na estrutura das comunidades de macrófitas aquáticas.

### 3.6 ABSORÇÃO DE METAIS

Figura 18. Concentração de metais pesados em Macrófitas Aquáticas na calha do rio. \*média da concentração de elementos traço em plantas de água doce de ambientes controlados não contaminados, segundo Outridge & Noller (1991) para V, Mn, Zn, As e Cd, e segundo Ostroumov (2005) para Al, Fe e Ba.

Período	Estação Amostral	Espécie	Órgão	Al (mg/Kg)	V (mg/Kg)	Mn (mg/Kg)	Fe (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)	As (mg/Kg)	Cd (mg/Kg)	Ba (mg/Kg)
Chuvoso 5	E0	<i>P. aquaticum</i>	Folha	3967,0	5,5	165,9	3113,8	30,9	< 10	< 3,0	93,1
			Raiz	19916,0	24,1	419,5	16045,8	32,7	< 10	< 3,0	96,1
		<i>A. tenella</i>	Folha	1915,9	< 2,0	398,9	1595,0	23,3	< 10	< 3,0	86,1
			Raiz	1285,8	2,4	184,0	1926,8	12,7	< 10	< 3,0	34,0
	E0a	<i>L. octovalvis</i>	Folha	2017,6	< 2,0	962,2	1737,6	35,0	< 10	< 3,0	55,3
			Raiz	21891,1	28,6	710,6	20387,5	49,2	< 10	< 3,0	182,1
		<i>P. stratiotes</i>	Folha	2431,6	3,9	167,3	1710,8	28,1	< 10	< 3,0	243,6
			Raiz	11422,8	18,4	576,7	8606,3	49,8	< 10	< 3,0	169,1
	E21	<i>E. azurea</i>	Folha	471,9	< 2,0	217,7	389,9	23,6	< 10	< 3,0	267,8
			Raiz	12528,6	14,1	472,8	8506,1	67,8	< 10	< 3,0	192,5
		<i>P. ferrugineum</i>	Folha	2913,9	4,9	3043,0	2460,6	31,4	< 10	< 3,0	221,1
			Raiz	1751,0	6,5	470,7	1508,0	20,6	< 10	< 3,0	136,6
	E26	<i>E. azurea</i>	Folha	1531,5	< 2,0	505,5	1407,8	18,3	< 10	< 3,0	128,2
			Raiz	8762,8	14,7	4289,4	6578,3	51,1	< 10	< 3,0	372,0
		<i>P. stratiotes</i>	Folha	7526,4	10,0	419,9	5941,7	33,4	< 10	< 3,0	372,6
			Raiz	15779,3	21,4	649,1	10903,6	44,5	< 10	< 3,0	256,2
Seco 5	E0	<i>P. aquaticum</i>	Folha	1824,5	< 2,0	95,7	743,5	28,8	< 10	< 3,0	44,3
			Raiz	2685,1	15,1	317,2	18870,4	26,8	< 10	< 3,0	55,2
		<i>A. philoxeroides</i>	Folha	1398,2	< 2,0	524,6	701,3	22,4	< 10	< 3,0	88,0
			Raiz	4034,4	6,6	318,2	2936,4	26,7	< 10	< 3,0	90,9
	E0a	<i>L. octovalvis</i>	Folha	223,4	< 2,0	600,0	1315,4	8,4	< 10	< 3,0	33,7
			Raiz	678,4	< 2,0	170,3	636,2	33,5	< 10	< 3,0	45,7
		<i>P. stratiotes</i>	Folha	1301,5	< 2,0	253,3	664,8	39,1	< 10	< 3,0	223,5
			Raiz	19431,6	23,0	1143,6	10793,7	67,5	< 10	< 3,0	196,5
	E21	<i>E. azurea</i>	Folha	687,4	< 2,0	613,4	659,6	16,7	< 10	< 3,0	89,2
			Raiz	20131,4	20,4	753,0	13218,2	43,7	< 10	< 3,0	321,5
		<i>P. ferrugineum</i>	Folha	2165,4	< 2,0	1306,5	986,2	36,1	< 10	< 3,0	235,2
			Raiz	4679,7	15,5	1671,7	2394,2	19,4	< 10	< 3,0	119,4
	E26	<i>E. azurea</i>	Folha	708,2	< 2,0	252,9	355,2	13,5	< 10	< 3,0	105,7
			Raiz	5794,1	18,3	1192,6	8448,7	63,1	< 10	< 3,0	166,8
		<i>P. stratiotes</i>	Folha	7762,90	9,4	905,6	3910,2	42,6	< 10	< 3,0	158,6
			Raiz	2876,2	3,9	466,2	1993,9	35,3	< 10	< 3,0	266,5
Chuvoso 6	E0	<i>L. decurrens</i>	Folha	669,9	< 2,0	784,84	709,72	53,75	< 10	< 3,0	74,7
			Raiz	745,26	< 2,0	301,31	897,08	60,84	< 10	< 3,0	68,6
		<i>T. spinosa</i>	Folha	425,53	< 2,0	262,85	623,85	44,82	< 10	< 3,0	176
			Raiz	514,46	< 2,0	105,01	691,87	22,4	< 10	< 3,0	134
	E0a	<i>L. octovalvis</i>	Folha	822,3	< 2,0	1792,19	1087,36	34,96	< 10	< 3,0	114
			Raiz	2037,53	8,57	960,37	2611,95	36,63	< 10	< 3,0	123
		<i>P. stratiotes</i>	Folha	947,37	< 2,0	369,25	836,61	26,22	< 10	< 3,0	227
			Raiz	3866,46	9,92	733,69	3308,42	41,46	< 10	< 3,0	195
	E21	<i>E. azurea</i>	Folha	399,26	6,16	152,63	377,38	10,37	< 10	< 3,0	163
			Raiz	4392,6	12,98	1530,51	12188,3	17,46	< 10	< 3,0	182



		<i>P. ferrugineum</i>	Folha	441,29	6,16	636,82	410,43	31,73	< 10	< 3,0	234
			Raiz	17567,34	31,28	3426,24	13078,47	168,57	< 10	< 3,0	263
	E26	<i>E. azurea</i>	Folha	271,04	6,16	291,14	364,71	11,91	< 10	< 3,0	112
			Raiz	9193,8	13,64	626,5	7557,45	20,89	< 10	< 3,0	137
		<i>P. stratiotes</i>	Folha	5214,2	9,34	526,55	4553,75	20,48	< 10	< 3,0	193
			Raiz	5380,72	10,16	595,79	9317,52	29,75	< 10	< 3,0	289
Valores médios de referência (mg/Kg) *				30	9.1	730	100	66	3.2	1.9	1

Em relação à bioacumulação de metais pesados pelas macrófitas na calha do rio Doce, as análises evidenciaram que há uma maior concentração de metais nas raízes do que nas folhas, indicando que os metais se concentram mais na parte basal da planta que está diretamente em contato com a água ou com a água via sedimento, no caso de espécies fixas. Comparando os valores médios de referência, todas as amostras apresentaram valores maiores para Alumínio, Ferro e Bário. Para o Alumínio, as menores concentrações foram verificadas nas folhas de *Ludwigia octovalvis* em E0a no período seco 5, sendo o mesmo padrão verificado nas concentrações de Bário. Para o Ferro, a menor concentração foi encontrada nas folhas de *Eichornia azurea* em E26 no período seco 5. Para os demais metais, houve variação nas concentrações encontradas. Para o Vanádio, por exemplo, onze amostras tiveram as concentrações abaixo dos valores médios de referência, e as amostras das raízes de *Panicum aquaticum* (chuvoso 5, E0), de *L. octovalvis* (chuvoso 5, E0a), de *Pistia stratiotes* (chuvoso 5, E0a, E26 e seco 5, E0a), de *E. azurea* (seco 5, E21, E26) e de *Polygonum ferrugineum* (chuvoso 6, E21), apresentaram mais que o dobro do valor de referência. Para o Manganês, a maioria das amostras tiveram concentrações abaixo dos valores de referência, ficando acima destes valores as folhas de *L. octovalvis* (chuvoso 5 e 6, E0a), de *P. ferrugineum* (chuvoso 5 e seco 5, E21), de *Ludwigia decurrens* (chuvoso 6, E0) e as raízes de *E. azurea* (chuvoso 5, E21, E26, chuvoso 6, E21, e seco 5, E26), de *P. stratiotes* (chuvoso 5 e 6, E0a), de *P. ferrugineum* (seco 5 e chuvoso 6, E21) e de *L. octovalvis* (chuvoso 6, E0a). Para o Zinco, apenas as amostras de raízes de *E. azurea* (chuvoso 5, E21), de *P. stratiotes* (seco 5, E0a) e de *P. ferrugineum* (chuvoso 6, E21) apresentaram concentrações acima dos valores de referência.

Figura 19. Concentração de metais pesados em Macrófitas Aquáticas na calha do rio. \*média da concentração de elementos traço em plantas de água doce de ambientes controlados não contaminados, segundo Outridge & Noller (1991) para V, Mn, Zn, As e Cd, e segundo Ostroumov (2005) para Al, Fe e Ba.

Período	Estação Amostral	Espécie	Órgão	Al (mg/Kg)	V (mg/Kg)	Mn (mg/Kg)	Fe (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)	As (mg/Kg)	Cd (mg/Kg)	Ba (mg/Kg)
Chuvoso5	E2	<i>P. punctatum</i>	Folha	1913,0	<2	887,5	1703,0	21,8	< 10	< 3,0	34,2
			Raiz	10696,0	17,2	469,5	20012,7	42,3	< 10	< 3,0	145,7
Seco5	E2	<i>L. octovalvis</i>	Folha	1505,4	< 2,0	657,0	658,5	83,9	< 10	< 3,0	184,9
			Raiz	155,3	< 2,0	223,7	259,1	26,4	< 10	< 3,0	57,7
		<i>A. tenella</i>	Folha	1974,3	< 2,0	256,7	661,8	24,0	< 10	< 3,0	223,3
			Raiz	867,8	< 2,0	96,3	802,6	26,0	< 10	< 3,0	121,5
Chuvoso6	E2	<i>L. decurrens</i>	Folha	1261,31	< 2,0	219,97	1731,15	20,04	< 10	< 3,0	134,6
			Raiz	5208,23	8,1	437,18	10013,57	30,49	< 10	< 3,0	137,15
		<i>L. octovalvis</i>	Folha	323,96	< 2,0	435,48	586,95	19,28	< 10	< 3,0	83,12
			Raiz	4275	6,54	681,23	6163,08	31,65	< 10	< 3,0	151,96
Valores médios de referência (mg/Kg)*				30	9.1	730	100	66	3.2	1.9	1

Para o rio Manhuaçu, devido à baixa composição de espécies, bem como uma baixa densidade de espécies, as análises foram realizadas somente com *Polygonum punctatum* no período chuvoso 5, e com as espécies *Ludwigia decurrens* e *Ludwigia octovalvis*, no período chuvoso 6. Já no período seco 5, foram analisadas as espécies *L. octovalvis* e *Alternanthera tenella*. Assim como na calha do rio Doce, todas as amostras apresentaram valores acima da referência para Alumínio, Ferro e Bário. Destacam-se as concentrações de Alumínio e Ferro nas raízes de *P. punctatum*, no chuvoso 5, em E2, 356 e 200 vezes maiores que os valores de referência, respectivamente. E para o Bário, as concentrações nas folhas de *A. tenella*, no seco 5, em E2, 223 vezes acima dos valores de referência. Para os demais metais, apenas as raízes de *P. punctatum* (chuvoso 5, E2) apresentaram concentrações de Vanádio acima dos valores de referência; e as folhas desta mesma espécie, no chuvoso 5, também em E2, apresentaram concentrações de Manganês acima da referência. As folhas de *Ludwigia octovalvis* (seco 5, E3) apresentaram concentrações mais altas de Zinco. Diferentemente do rio Doce, onde as raízes tiveram destaque na absorção dos metais, para o rio Manhuaçu destacou-se as concentrações mais elevadas de metais também nas folhas das espécies, no período seco, mesmo estas possuindo forma de vida anfíbias/emergentes, assim como a maioria das espécies analisadas na calha do rio Doce, enquanto nos períodos chuvosos as maiores concentrações foram encontradas nas raízes.

Figura 20. Concentração de metais pesados em Macrófitas Aquáticas nos Lagos. \*média da concentração de elementos traço em plantas de água doce de ambientes controlados não contaminados, segundo Outridge & Noller (1991) para V, Mn, Zn, As e Cd, e segundo Ostroumov (2005) para Al, Fe e Ba.

Período	Estação Amostral	Espécie	Órgão	Al (mg/Kg)	V (mg/Kg)	Mn (mg/Kg)	Fe (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)	As (mg/Kg)	Cd (mg/Kg)	Ba (mg/Kg)
Chuvoso5	E19	E. azurea	Folha	148,7	<2,0	39,7	136,8	8,6	< 10	< 3,0	150,5
			Raiz	13587,2	18,8	1929,1	21704,8	25,4	< 10	< 3,0	236,6
		L. sedioides	Folha	932,3	< 2,0	166,8	1643,6	29,4	< 10	< 3,0	174,1
			Raiz	1747,4	5,8	218,5	46508,6	27,9	< 10	< 3,0	252,0
	E20	E. azurea	Folha	8455,4	17,2	4623,3	20605,4	28,3	< 10	< 3,0	461,9
			Raiz	496,6	< 2,0	135,5	193,6	10,2	< 10	< 3,0	121,5
		P. ferrugineum	Folha	714,0	< 2,0	538,9	364,3	19,5	< 10	< 3,0	63,6
			Raiz	19579,5	19,0	825,3	10228,7	24,8	< 10	< 3,0	248,3
	E28	N. humboldtiana	Folha	358,0	< 2,0	26,7	209,2	36,4	< 10	< 3,0	43,0
			Raiz	1590,0	2,6	41,2	1797,8	15,7	< 10	< 3,0	52,3
		L. octovalvis	Folha	293,3	< 2,0	633,4	732,4	54,6	< 10	< 3,0	104,7
			Raiz	5687,5	8,6	87,1	7331,1	50,3	< 10	< 3,0	111,7
Seco5	E19	E. azurea	Folha	34,4	< 2,0	72,2	100,1	8,3	< 10	< 3,0	90,1
			Raiz	1757,6	2,5	1694,1	4963,4	13,4	< 10	< 3,0	239,9
		L. sedioides	Folha	213,4	< 2,0	9,6	2302,5	30,7	< 10	< 3,0	262,1
			Raiz	789,4	4,6	18,3	19435,2	36,0	< 10	< 3,0	233,0
	E20	E. azurea	Folha	169,4	< 2,0	23,4	203,8	9,6	< 10	< 3,0	60,8
			Raiz	3796,8	7,2	48,0	9698,5	16,9	< 10	< 3,0	173,0
		P. ferrugineum	Folha	678,2	9,6	169,2	8074,4	28,8	< 10	< 3,0	250,9
			Raiz	15411,8	< 2,0	91,5	280,5	34,1	< 10	< 3,0	114,6
	E28	E. insterstincta	Folha	196,0	< 2,0	92,4	170,6	15,9	< 10	< 3,0	19,3
			Raiz	508,7	1,9	75,6	2984,6	13,6	< 10	< 3,0	22,2
		L. octovalvis	Folha	379,0	< 2,0	94,8	234,6	41,5	< 10	< 3,0	83,0
			Raiz	3100,9	3,7	40,8	2464,5	40,5	< 10	< 3,0	54,4
Chuvoso6	E19	E. azurea	Folha	271,5	< 2,0	161,98	355,22	7,27	< 10	< 3,0	127,96
			Raiz	2855,1	< 2,0	1243	4012,46	10,27	< 10	< 3,0	198,53
		L. sedioides	Folha	345,8	< 2,0	273,79	1105,66	17,98	< 10	< 3,0	154,19
			Raiz	4990	7,7	1383,38	7394,36	30,76	< 10	< 3,0	334,73
	E20	E. azurea	Folha	460,1	< 2,0	228,68	1052,31	10,2	< 10	< 3,0	140,26
			Raiz	2060,5	6,52	910,04	25018,97	19,88	< 10	< 3,0	143,34
		P. ferrugineum	Folha	348,8	< 2,0	1209,25	263,93	46,68	< 10	< 3,0	100,09
			Raiz	2761,4	7,66	201,28	1444,3	24,23	< 10	< 3,0	201,52
	E28	E. insterstincta	Folha	207,8	< 2,0	46,06	447,28	11,65	< 10	< 3,0	23,65
			Raiz	521,9	< 2,0	70,43	2362,88	18,97	< 10	< 3,0	27,77
		N. humboldtiana	Folha	463,2	< 2,0	180,61	2272,61	10,54	< 10	< 3,0	72,01
			Raiz	4174,2	6,75	335,17	13930,4	13,57	< 10	< 3,0	133,39
Valores médios de referência (mg/Kg)*				30	9.1	730	100	66	3.2	1.9	1

Majoritariamente, as maiores concentrações de metais nas espécies de Macrófitas Aquáticas nos lagos foram nas raízes das plantas, evidenciado a capacidade de absorção maior nas raízes em comparação com as folhas para quase todos os metais analisados nos três períodos sazonais (chuvoso 5, seco 5 e chuvoso 6). No lago Nova (E19) foram analisadas *Eichhornia azurea*, uma espécie que possui forma de vida flutuante fixa ou flutuante livre, a depender das condições ambientes, assim, suas raízes podem hora estar em contato com a água, hora com o sedimento. Entretanto, no caso do lago Nova, a maioria das raízes dessa espécie está em contato direto com a água, e *Ludwigia sedoides*, uma espécie também com forma de vida flutuante fixa, onde as raízes estão em contato com o sedimento e com a água. A espécie *E. azurea* também foi analisada no lago Juparanã (E20), onde apresentou o mesmo comportamento. Ainda na E20, a espécie *Polygonum ferrugineum*, é anfíbia/emergente, com as raízes mais velhas em contato com o sedimento e as raízes dos ramos mais novos, em contato direto com a água. Por fim, no lago Palmas, foram analisadas as espécies *N. humboldtiana* e *E. interstincta*, sendo a primeira uma espécie flutuante livre ou flutuante fixa, possuindo comportamento ecológico semelhante ao verificado em *E. azurea*, entretanto em uma escala menor, já que não forma grandes bancos, e a segunda uma espécie anfíbia/emergente, apresentando aspectos ecológicos similares ao de *P. ferrugineum* em E20. A análise de concentração de metais pesados nos lagos mostrou um padrão semelhante à calha do rio Doce e do rio Manhuaçu, com todas as amostras apresentando valores para Alumínio, Ferro e Bário acima dos valores de referência. Destacam-se para o Alumínio as raízes de *E. azurea* (chuvoso 5, E19) e de *P. ferrugineum* (chuvoso 5 e seco 5, E20). Para o Ferro, as concentrações encontradas nas folhas de *E. azurea* (chuvoso 5, E20), e nas raízes de *E. azurea* (chuvoso 5, E19 e chuvoso 6, E20) e de *L. sedoides* (chuvoso 5, E19), corresponderam a mais de 200 vezes o valor de referência. E para o Bário mereceram destaque as concentrações encontradas nas folhas de *E. azurea* (chuvoso 5, E20), de *L. sedoides* (seco 5, E19), de *P. ferrugineum* (seco 5, E20), e nas raízes de *E. azurea* (chuvoso 5 e seco 5, E19), de *L. sedoides* (chuvoso 5 e 6 e seco 5, E19) e de *P. ferrugineum* (chuvoso 5 e 6, E20), também correspondentes a mais de 200 vezes o valor de referência. Para o Vanádio, somente as concentrações nas folhas de *E. azurea* (chuvoso, E20) e de *P. ferrugineum* (seco 5, E20) e nas raízes de *E. azurea* (chuvoso, E19) e de *P. ferrugineum* (chuvoso 5, E20) foram superiores aos valores de referência. Para o Manganês, apenas as amostras de folhas de *E. azurea* (chuvoso 5, E20) e de *P. ferrugineum* (chuvoso 6, E20), e de raízes de *E. azurea* (chuvoso 5 e 6 e seco 5, E19; e chuvoso 6, E20), de *P. ferrugineum* (chuvoso 5, E20) e *L. sedoides* (chuvoso 6, E19) apresentaram concentrações acima dos valores médios de referência. Todas as amostras provenientes dos lagos apresentaram concentração para o Zinco abaixo dos valores de referência.

Figura 21. Concentração de metais pesados em Macrófitas Aquáticas nas Lagoas. \*média da concentração de elementos traço em plantas de água doce de ambientes controlados não contaminados, segundo Outridge & Noller (1991) para V, Mn, Zn, As e Cd, e segundo Ostroumov (2005) para Al, Fe e Ba.

Período	Estação Amostral	Espécie	Órgão	Al (mg/Kg)	V (mg/Kg)	Mn (mg/Kg)	Fe (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)	As (mg/Kg)	Cd (mg/Kg)	Ba (mg/Kg)
Chuvoso	E24	L. octovalvis	Folha	4071,2	5,6	2280,1	6792,8	40,3	< 10	< 3,0	115,4
			Raiz	7039,0	9,2	1328,3	15662,1	29,3	< 10	< 3,0	90,9
		L. torulosa	Folha	374,0	< 2,0	1424,0	973,0	36,0	< 10	< 3,0	52,6
			Raiz	17973,8	20,7	3844,6	38703,4	38,7	< 10	< 3,0	124,3
	E25	E. acutangula	Folha	983,0	< 2,0	178,5	1164,0	16,0	< 10	< 3,0	38,5
			Raiz	2990,0	4,6	369,0	3656,6	28,2	< 10	< 3,0	48,6
		N. humboldtiana	Folha	1058,1	< 2,0	195,4	3932,6	38,3	< 10	< 3,0	33,9
			Raiz	2207,5	5,4	634,9	12903,8	31,6	< 10	< 3,0	107,7
	E27	E. interstincta	Folha	168,9	< 2,0	429,4	1697,0	11,2	< 10	< 3,0	38,6
			Raiz	448,6	2,7	103,9	7604,6	19,1	45,2	< 3,0	34,8
		L. leptocarpa	Folha	226,4	< 2,0	805,2	754,0	49,5	< 10	< 3,0	78,8
			Raiz	1366,0	6,7	177,5	12693,9	134,9	< 10	< 3,0	69,7
Seco	E24	L. octovalvis	Folha	1387,4	< 2,0	1431,2	1903,5	41,8	< 10	< 3,0	89,9
			Raiz	2068,6	4,1	2067,1	6699,5	39,0	< 10	< 3,0	116,3
		L. torulosa	Folha	184,9	2,8	711,8	6248,5	24,4	< 10	< 3,0	54,2
			Raiz	2598,5	< 2,0	1472,0	1118,4	57,9	< 10	< 3,0	53,4
	E25	E. acutangula	Folha	689,4	< 2,0	884,8	1974,5	12,8	< 10	< 3,0	48,6
			Raiz	1750,9	17,8	339,9	32488,2	36,2	< 10	< 3,0	48,2
		N. humboldtiana	Folha	698,4	< 2,0	632,0	3291,5	26,9	< 10	< 3,0	135,6
			Raiz	198,5	< 2,0	1634,2	2552,0	21,6	< 10	< 3,0	39,8
	E27	E. geniculata	Folha	327,5	< 2,0	548,9	8493,3	25,2	15,2	< 3,0	39,9
			Raiz	851,4	4,4	292,1	36623,0	22,3	27,4	< 3,0	45,2
		E. interstincta	Folha	47,0	< 2,0	825,0	1266,5	122,0	< 10	< 3,0	73,0
			Raiz	552,5	< 2,0	307,7	11197,0	7,8	21,4	< 3,0	22,3
Chuvoso6	E24	L. octovalvis	Folha	554,53	< 2,0	678,47	1132,07	57,58	< 10	< 3,0	130,77
			Raiz	436,36	< 2,0	336,18	1744,4	60,34	< 10	< 3,0	119,29
		L. torulosa	Folha	110,41	< 2,0	986,03	454,05	61,07	< 10	< 3,0	39,96
			Raiz	108,77	< 2,0	190,5	441,7	29,1	< 10	< 3,0	22,8
	E25	E. acutangula	Folha	420,83	< 2,0	258,07	534,04	14,8	< 10	< 3,0	26,35
			Raiz	3580,34	7,3	740,95	8176,43	46,86	< 10	< 3,0	34,68
		N. humboldtiana	Folha	400,57	< 2,0	913,1	605,59	18,47	< 10	< 3,0	47,33
			Raiz	2431,78	< 2,0	3713,76	3952,51	26,83	< 10	< 3,0	129,19
	E27	E. geniculata	Folha	167,26	< 2,0	203,4	1724,68	21,47	< 10	< 3,0	34,89
			Raiz	1584,16	< 2,0	409,64	36326,06	17,43	43,5	< 3,0	40,33
		E. interstincta	Folha	115,32	< 2,0	94,88	1022,77	7,92	< 10	< 3,0	29,15
			Raiz	237,85	< 2,0	177,89	11265,28	11,9	41,8	< 3,0	26,69
Valores médios de referência (mg/Kg)*				30	9,1	730	100	66	3,2	1,9	1



Nas lagoas, foram analisadas as espécies *Ludwigia octovalvis* e *Ludwigia torulosa* na estação E24, em ambos os períodos sazonais, *Eleocharis acutangula* e *Nymphoides humboldtiana* na estação E25, em ambos os períodos sazonais, enquanto em E27, foram analisadas *Eleocharis interstincta* em ambos os períodos sazonais, e as espécies *Ludwigia leptocarpa*, para o período chuvoso 5, e *Eleocharis geniculata*, para o período seco 5 e chuvoso 6. Assim como nos rios e lagos, todas as amostras provenientes das lagoas apresentaram valores para Alumínio, Ferro e Bário acima dos valores de referência. Para o Alumínio destacou-se as amostras provenientes das raízes de *L. torulosa* (chuvoso 5, E24), de *L. octovalvis* (chuvoso 5, E24) e de *E. acutangula* (chuvoso 6, E25), com concentrações superiores a 160 vezes os valores médios de referência. Para o Ferro, as maiores concentrações foram encontradas nas raízes de *L. torulosa* (chuvoso 5, E24), de *E. acutangula* (seco 5, E25), e de *E. geniculata* (seco 5 e chuvoso 6, E27), com concentrações superiores a 200 vezes os valores médios de referência. As folhas de *L. octovalvis* (chuvoso 5 e 6, E24) e de *N. humboldtiana* (seco 5, E25), e as raízes de *L. octovalvis* (seco 5 e chuvoso 6, E24), de *L. torulosa* (chuvoso 5, E24) e de *N. humboldtiana* (chuvoso 5 e 6, E25) apresentaram as concentrações de bário acima de 100 vezes o valor médio de referência. Para o Vanádio e Manganês, a maioria das amostras tiveram concentrações abaixo dos valores médios de referência. Apenas as raízes de *L. octovalvis* (chuvoso 5, E24), de *L. torulosa* (chuvoso 5, E24) e de *E. acutangula* (seco 5, E25) apresentaram concentrações maiores de Vanádio. As folhas de *L. octovalvis* (chuvoso 5 e seco 5, E24), de *L. torulosa* (chuvoso 5 e 6, E24), de *L. leptocarpa* (chuvoso 5, E27), de *E. acutangula* (seco 5, E25), *E. interstincta* (seco 5, E27) e *N. humboldtiana* (chuvoso 6, E25), e as raízes de *L. octovalvis* (chuvoso 5 e seco 5, E24), de *L. torulosa* (chuvoso 5 e seco 5, E24), de *E. acutangula* chuvoso 6, E25) e de *N. humboldtiana* (chuvoso 6, E25) apresentaram concentrações acima dos valores de referência para Manganês. Para o Zinco, foram encontradas concentrações acima dos valores de referência apenas para amostras de raízes de *L. leptocarpa* (chuvoso 5, E27) e nas folhas de *E. interstincta* (seco 5, E27). Em geral, foi observada uma maior taxa de concentração de metais nas raízes em comparação com as folhas, sendo similar ao verificado nos lagos. Ademais, as espécies possuem o mesmo comportamento ecológico nas estações, uma vez que as espécies *L. leptocarpa*, *L. octovalvis* e *L. torulosa* possuem formas de vida anfíbia/emergente, sendo o mesmo verificado para as espécies do gênero *Eleocharis*. Por fim, somente *N. humboldtiana* possui forma de vida divergente das demais analisadas nas lagoas, sendo uma espécie flutuante livre ou flutuante fixa.

Figura 22. Concentração de metais pesados em Macrófitas Aquáticas nos Reservatórios. \*média da concentração de elementos traço em plantas de água doce de ambientes não contaminados, segundo Outridge & Noller (1991) para V, Mn, Zn, As e Cd, e segundo Ostroumov (2005) para Al, Fe e Ba.

Período	Estação Amostral	Espécie	Órgão	Al (mg/Kg)	V (mg/Kg)	Mn (mg/Kg)	Fe (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)	As (mg/Kg)	Cd (mg/Kg)	Ba (mg/Kg)
Chuvoso5	ERA	L. octovalvis	Folha	3379,8	8,3	302,6	2276,1	33,4	< 10	< 3,0	86,1
			Raiz	2679,4	4,6	144,9	1846,0	30,0	< 10	< 3,0	67,3
		P. stratiotes	Folha	2656,7	4,2	124,6	2140,4	91,6	< 10	< 3,0	273,6
			Raiz	5937,0	12,7	451,5	4979,9	98,5	< 10	< 3,0	233,1
	ERM	C. melvilla	Folha	2078,5	< 2,0	164,0	1297,8	39,9	< 10	< 3,0	67,5
			Raiz	2664,7	2,9	239,9	1798,7	22,2	< 10	< 3,0	77,1
		P. stratiotes	Folha	940,8	< 2,0	593,7	742,0	40,3	< 10	< 3,0	323,4
			Raiz	24347,7	31,1	3049,4	15241,8	61,0	< 10	< 3,0	246,0
Seco5	ERA	L. octovalvis	Folha	1698,4	< 2,0	216,6	989,4	39,0	< 10	< 3,0	103,9
			Raiz	5547,7	11,0	177,5	2829,7	27,1	< 10	< 3,0	73,7
		P. stratiotes	Folha	2496,4	2,8	191,0	987,5	35,5	< 10	< 3,0	299,2
			Raiz	20503,7	20,6	508,3	8728,2	32,2	< 10	< 3,0	206,5
	ERM	C. melvilla	Folha	89,9	< 2,0	239,8	1315,2	33,3	< 10	< 3,0	56,2
			Raiz	604,5	10,2	935,7	6555,0	28,1	< 10	< 3,0	136,0
		P. stratiotes	Folha	198,3	< 2,0	251,4	1368,2	22,5	< 10	< 3,0	244,8
			Raiz	2203,3	1,1	594,9	13127,0	29,3	< 10	< 3,0	153,0
Chuvoso6	ERA	L. octovalvis	Folha	332,36	< 2,0	209,68	374,63	29,41	< 10	< 3,0	156,64
			Raiz	2589,28	10,35	315,23	2655,16	34,99	< 10	< 3,0	83,41
		P. stratiotes	Folha	382,59	< 2,0	149,52	313,76	18,86	< 10	< 3,0	253,3
			Raiz	972,71	8,94	200,02	716,38	31,44	< 10	< 3,0	181,93
Chuvoso6	ERM	C. melvilla	Folha	619,82	< 2,0	191,81	474,24	30,47	< 10	< 3,0	74,7
			Raiz	433,36	< 2,0	455,7	1986,5	25,41	< 10	< 3,0	83,84
		P. stratiotes	Folha	1461,51	< 2,0	358,94	896,71	20,88	< 10	< 3,0	263,62
			Raiz	3302,29	9,89	517,54	2286,48	29,52	< 10	< 3,0	219,58
Valores médios de referência (mg/Kg)*				30	9,1	730	100	66	3,2	1,9	1

Nos Reservatórios, foram analisadas as espécies *Ludwigia octovalvis*, *Pistia stratiotes* e *Cuphea melvilla* em todos os períodos sazonais. Comparando com os valores médios de referência, para o Alumínio, o Ferro e o Bário, as concentrações nas amostras de macrófitas foram acima dos valores médios de referência. Para o Alumínio, as maiores concentrações foram encontradas nas raízes de *P. stratiotes*, no período chuvoso 5, em ERM, e no período seco 5, em ERA. Para o Ferro, concentrações acima de 100 vezes os valores médios de referência, foram encontradas nas raízes de *P. stratiotes*, em todos os períodos analisados, em ERM. Para o Bário, concentrações acima de 100 vezes os valores médios de referência, foram encontradas em *P. stratiotes*, tanto nas raízes quanto nas folhas, em ERM e ERA, em todos os períodos analisados, nas folhas de *L. octovalvis* (seco 5 e chuvoso 6, ERA) e nas raízes de *C. melvilla* (seco 5, ERM). Para o Vanádio, apenas as raízes de *P. stratiotes* (chuvoso 5 e seco 5, ERA; chuvoso 5 e 6, ERM), de *L. octovalvis* (seco 5 e chuvoso 6, ERA) e de *C. melvilla* (seco 5, ERM) apresentaram concentrações acima dos valores médios de referência. Por fim, para o Zinco, apenas raízes e folhas de *P. stratiotes*, no período chuvoso 5, em ERA, apresentaram concentrações acima dos valores de referência. Em relação as espécies analisadas nos reservatórios, salientamos que a espécie *C. melvilla* possui forma de vida anfíbia, assim como já destacado para *L. octovalvis* em outros ambientes. Por fim, a espécie *P. straitotes* é uma flutuante livre, com raízes diretamente em contato com a água.

#### **4 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS 5 ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO**

A análise quali-quantitativa da densidade e riqueza de macrófitas aquáticas em uma variedade de ambientes aquáticos oferece insights valiosos sobre a ecologia e dinâmica desses ecossistemas. O entendimento mais profundo das interações entre fatores ambientais, sazonais e antrópicos é essencial para a conservação e manejo adequados desses recursos naturais.

A densidade de macrófitas aquáticas revelou variações significativas entre os diferentes ambientes lóticos e lênticos estudados. Fatores como interferência humana, como barramentos e poluição, influenciaram diretamente na densidade observada. A sazonalidade também desempenhou um papel importante, com flutuações sazonais evidentes, como o aumento durante os períodos secos e a diminuição durante os períodos chuvosos. Essas descobertas corroboram pesquisas anteriores que destacam a sensibilidade das macrófitas aquáticas às mudanças ambientais. Observou-se uma tendência geral de aumento na densidade ao longo do tempo em ambientes como os rios Doce e Guandu, bem como nos lagos e lagoas, enquanto nos reservatórios essa tendência foi de decréscimo. As estações amostrais desempenharam diferentes papéis na densidade de seus respectivos ambientes, refletindo a complexidade das interações entre os organismos e seu entorno. A riqueza de espécies de Macrófitas Aquáticas variou entre os diferentes ambientes, com alguns apresentando maior diversidade do que outros. Flutuações sazonais na riqueza foram observadas, indicando uma dinâmica complexa influenciada por fatores ambientais e sazonais. No entanto, em geral, foi observada

uma tendência à estabilidade na riqueza ao longo do tempo, especialmente nos lagos e reservatórios. A curva de rarefação sugeriu uma possível estabilidade na suficiência amostral em termos de riqueza em alguns ambientes, enquanto em outros ainda há necessidade de mais amostragem. Destacamos a importância da conservação e manejo sustentável dos ecossistemas aquáticos, especialmente diante das crescentes pressões ambientais e antrópicas. Estratégias de conservação devem ser adaptadas às características específicas de cada ambiente, levando em consideração os padrões observados na densidade e riqueza de Macrófitas Aquáticas. Além disso, o monitoramento contínuo é essencial para avaliar tendências ao longo do tempo e para informar políticas de conservação baseadas em evidências científicas sólidas. A análise dos dados coletados sobre uniformidade, dominância e diversidade de Macrófitas Aquáticas nos diferentes ambientes revelou padrões interessantes e significativos. A uniformidade variou entre os ambientes, com algumas estações sendo mais uniformes do que outras. No entanto, houve flutuações ao longo do tempo, especialmente nos períodos sazonais, indicando a influência das condições ambientais na distribuição das espécies. A dominância das espécies também variou entre os ambientes estudados, com algumas estações sendo dominadas por uma única espécie, enquanto outras apresentaram uma distribuição mais equitativa das espécies. Essas variações na dominância refletem a complexidade das interações biológicas dentro dos ecossistemas aquáticos e destacam a necessidade de considerar não apenas a diversidade, mas também a estrutura das comunidades ao desenvolver estratégias de conservação. A diversidade de *Shannon* mostrou padrões distintos entre os diferentes ambientes, com alguns apresentando uma maior diversidade de espécies do que outros. As flutuações sazonais na diversidade indicaram uma resposta das comunidades de macrófitas aquáticas às mudanças sazonais nas condições ambientais, como temperatura e disponibilidade de nutrientes. Além disso, a análise da diversidade  $\beta$  regional revelou que a variação é principalmente influenciada pela substituição de espécies em vez da agregação de espécies, sugerindo que as mudanças na composição podem ser impulsionadas por processos de colonização e extinção, em vez de mudanças na abundância relativa das espécies presentes. Os resultados destacaram ainda a importância da dinâmica sazonal e da localização geográfica na estrutura das comunidades de Macrófitas Aquáticas. Em termos gerais, as tendências ao longo do tempo indicaram um aumento na uniformidade e dominância em alguns ambientes, enquanto a diversidade pode aumentar, diminuir ou se estabilizar, dependendo da localização geográfica e das características específicas de cada ambiente aquático.

As análises realizadas sobre a concentração de metais pesados pelas macrófitas na calha dos rios Doce e Manhuaçu forneceram compreensões valiosas sobre a distribuição e concentração desses elementos nos ecossistemas aquáticos afetados por atividades antropogênicas, sobretudo em um contexto biótico. As descobertas destacaram a importância das macrófitas como bioacumuladores de metais e como potenciais agentes de remediação em áreas contaminadas.

No rio Doce, observou-se uma maior absorção de metais pesados pelas raízes das macrófitas em comparação com as folhas, indicando uma tendência de acumulação preferencial na parte basal das plantas, que estão diretamente em contato com a água ou sedimentos. Especificamente, as espécies *Ludwigia octovalvis* e *Pistia stratiotes* demonstraram altas concentrações de metais como Alumínio,

Vanádio, Ferro e Bário. Este padrão sugere uma possível função das macrófitas na remoção e concentração de metais pesados, potencialmente mitigando a contaminação em certas áreas.

No rio Manhuaçu, apesar da baixa diversidade de espécies estudadas, foi evidente o destaque das concentrações de metais nas folhas das macrófitas, em contraste com o padrão observado no rio Doce. Este resultado sugere variações na dinâmica de absorção e acumulação de metais pesados entre diferentes sistemas fluviais, destacando a importância de estudos específicos em cada contexto ambiental.

No reservatório de Aimorés, observou-se uma variação na distribuição dos metais pesados entre as espécies estudadas e entre os períodos sazonais. Em geral, as raízes de *Pistia stratiotes* apresentaram maiores concentrações de Alumínio, Vanádio, Manganês, Ferro, Zinco e Bário, especialmente durante o período seco. No reservatório de Mascarenhas, também foram observadas variações na distribuição de metais pesados entre as espécies e entre os períodos sazonais. As raízes de *Pistia stratiotes* novamente se destacaram com altas concentrações de Alumínio, Vanádio, Manganês, Ferro e Bário.

As análises realizadas nas lagoas e lagos adjacentes ao rio Doce apresentam considerações sobre a distribuição e concentração de metais pesados em diferentes espécies vegetais e em diferentes períodos sazonais. Esses resultados são cruciais para entender os impactos da contaminação por metais pesados nos ecossistemas aquáticos adjacentes ao rio Doce.

Nos lagos estudados, como na estação E19, observou-se uma variação na distribuição dos metais pesados entre as espécies vegetais e entre os períodos sazonais. Por exemplo, as raízes de *Eichhornia azurea* e *Ludwigia sedoides* apresentaram altas concentrações de Alumínio, Vanádio, Manganês, Ferro e Bário. Em outras estações, como a E20 e E28, os resultados também mostraram uma variação na distribuição dos metais pesados entre as diferentes espécies vegetais e entre os períodos sazonais. Em *Ludwigia octovalvis* e *Eleocharis interstincta*, as raízes apresentaram altas concentrações de metais pesados, especialmente durante o período chuvoso. Nas lagoas, como na estação E24, também foram observadas variações na distribuição dos metais pesados entre as diferentes espécies vegetais e entre os períodos sazonais.

Em suma, os resultados dessas análises reforçam a necessidade de medidas de mitigação e controle da poluição por metais pesados nos rios Doce e Manhuaçu. Além disso, destacam a relevância das macrófitas como ferramentas importantes para monitoramento ambiental e potenciais estratégias de bioremediação em áreas afetadas por contaminação por metais pesados. Essas descobertas devem servir como base para a formulação de políticas de gestão ambiental mais eficazes, visando proteger e restaurar a dinâmica natural dos ecossistemas aquáticos e promover o bem-estar das comunidades que dependem desses recursos naturais.



## 5 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS

Todas as metas propostas para o tema Macrófitas Aquáticas foram cumpridas.

## 6 REFERÊNCIAS

APG IV - Angiosperm Phylogeny Group. **An update of the Angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV.** Botanical Journal of the Linnean Society, v. 181, n.1, p. 1-20, 2016.

BRIDSON, D.; FORMAN, L. **The herbarium handbook.** Royal Botanical Garden, Lubrecht & Cramer, Richmond, p. 348, 1998.

CARVALHO, L.L.; PENA-BARBOSA, J.P.; CABETTE, H.S.R.; JUEN, L.; DINIZ-FILHO, J.A.F. **Environmental and spatial determinants of aquatic macroinvertebrate diversity in streams of the Brazilian Atlantic Forest.** Ecological Indicators, 106, 2019.

CNCFlora. **Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012.2 Centro Nacional de Conservação da Flora.** Disponível em <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha>. Acesso em 6 novembro 2022.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** 3ª edição, Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FONSECA, D.C.; OLIVEIRA, M.L.R.; PEREIRA, I.M.; CABRAL, M.C.; MOURA, C.C.; MACHADO, E.L.M. **Phenological strategies of dioecious species in response to the environmental variations of rupestrian grasslands.** Cerne vol. 23(4): 517-527 pag. 2017.

FRAGA, C.N.; FORMIGONI, M.H.; CHAVES, F.G. **Fauna e flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo.** Instituto Nacional da Mata Atlântica, Santa Teresa. 432p., 2019.

HAMMER, Ø; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: **Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis.** Palaeontologia Electronica, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

HEEGARD, E.; BIRKS, H.H.; GIBSON, C.E.; SMITH, S.J.; WOLFEMURHY, S. **Species-environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland.** Aquat. Bot., v. 70, n. 3, p. 175-223, 2001.

HOWARD-WILLIAMS, C. **Seasonal and spatial changes in the composition of the aquatic and semiaquatic vegetation of lake Chilwa, Malawi.** Vegetation vol. 30(1), 33-39 pag. 1975.

IRGANG, B.E.; PEDRALLI, G.; WAECHTER, J.L. **Macrófitas aquáticas da estação ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil.** Roessleria, v. 6, n. 1, p. 395-405, 1984.

JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M.; MEERHOFF, M.; LAURIDSEN, T. L.; JENSEN, J. P. **Shallow lakes and ponds.** In Inland Waters (pp. 321-338). Oxford University Press. 2019.

KOVACH, W.L. Oriana for Windows, version 2.0. Kovach Computer Services, Pentraeth. 2004.

LACOUL, P.; FREEMAN, B. **Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems**. Environ. Rev., v. 14, n. 2, p. 89-136, 2006.

MALTCHIK, L.; OLIVEIRA, G.R.; ROLON, A.S.; STENERT, C. **Diversity and stability of aquatic macrophyte community in three shallow lakes associated to a floodplain system in the South of Brazil**. Interciência, v. 30, n. 3, p. 166-170, 2005.

MORELLATO, P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. **Reproductive phenology of climbers in a Southeastern Brazilian Forest**. Biotropica v. 28, 180-191, 1996.

O'HARE, M. T.; BAATTRUP-PEDERSEN, A.; BAUMGARTE, I.; FREEMAN, A.; GUNN, I. D. M.; LAIZÉ, C.; FERREIRA, M. T. **The significance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater biodiversity in riverine landscapes**. Science of the Total Environment, 627, 533-542, 2009.

OSTROUMOV, S.A. **Biological Effects of Surfactants**. CRC Press/Taylor & Francis Group. Boca Raton. 2005.

OUTRIDGE, P.M.; NOLLER, B.N. **Accumulation of toxic trace elements by freshwater vascular plants**. In: Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Springer. New York. 1991.

PADIAL, A.A.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A. **Effects of water drawdown on the distribution of aquatic macrophytes in a tropical reservoir**. Acta Oecologica, 35(2), 215-224, 2009.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 6 nov. 2022.

RESH, V.H.; Brown, A. V.; Covich, A. P.; Gurtz, M. E.; Li, H. W.; Minshall, G. W.; Wang, L. 1988. **The role of disturbance in stream ecology**. Journal of the North American Benthological Society, 7(4), 433-455, 1988.

RICHARDS, P.W. **The tropical rain forest: an ecological study**. Cambridge Univ. Press. Cambridge. 1952.

RICHARDSON, C.J.; FERRELL, G.M.; VAITHIYANATHAN, P. **Nutrient effects on stand structure, resorption efficiency, and secondary compounds in everglades sawgrass**. Ecology, v. 80, n. 7, p. 2182-2192, 1999.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – **Matriz de Resultados Ambientes Dulcícola, Costeiro e Marinho**. RT-39F, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 68 pag. 2022.

SANTOS, L.M.; THOMAZ, S.M.; BINI, L.M.; CUNHA, E.R. **The influence of eutrophication and macrophyte cover on zooplankton community structure in 21 subtropical lagoons.** Hydrobiologia, 847(3), 725-739, 2019.

SMITH, A.R.; PRYER, K.M.; SCHUETTPELZ, E.; KORALL, P.; SCHNEIDER, H.; WOLF, P.G. **A classification for extant ferns.** Taxon, v. 55, n. 3, p. 705-731, 2006.

TANNUS, J.L.S.; ASSIS, M.A.; MORELLATO, L.P.C. **Fenologia reprodutiva em campo sujo e campo úmido numa área de cerrado no sudoeste do Brasil, Itirapina –SP.** Biota Neotropica, v.6, n.3, 2006.

THIERS, B. Index Herbariorum: **A global directory of public herbaria and associated staff.** New York Botanical Garden's Virtual Herbarium. Disponível em: <<http://sweetgum.nybg.org/science/ih/>>. Acesso em: 6 nov. 2022.

THOMAZ, S.M.; CARVALHO, P.; BINI, L.M.; BOZELLI, R.L. **Species richness and  $\beta$ -diversity of aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (southeast Brazil).** Hydrobiologia, 638(1), 113-124, 2010.

VAN GEEST, G.J.; WOLTERS, H.; ROOSEN, F.C.J.M.; COOPS, H.; ROIJACKERS, R.M.M.; BUIJSE, A.D.; SCHEFFER, M. **Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes.** Hydrobiologia, v. 539, n. 1, p. 239-248, 2005.

Vorosmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. Nature, 467(7315), 555-561.

WETZEL, R.G. & LINKENS, G.E. **Limnological analysis**, 3ed. New York. Springer Verlag. Pag. 429. 2000.

WOODWARD, G.; HILDREW, A.G. **Body-size determinants of niche overlap and intraguild predation within a complex food web.** Journal of Animal Ecology, 71(6), 1063-1074, 2002.