

**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- 52/ OUT 25**

**RSE2025 PMBA/Fest-UFES**

Vitória

Outubro de 2025

## **EQUIPE TÉCNICA**

Valquíria Ferreira Dutra (coordenadora)

Francisco Álvaro Almeida Nepomuceno

Lucas de Almeida Silva

Michellen Maria Gomes Resende

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>6</b>
2.1	COLETA .....	6
2.2	ANÁLISES .....	8
2.3	HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS.....	10
<b>3</b>	<b>RESULTADOS DOS INDICADORES .....</b>	<b>11</b>
3.1	DENSIDADE.....	12
3.2	UNIFORMIDADE.....	19
3.3	DOMINÂNCIA.....	22
3.4	DIVERSIDADE .....	26
3.5	ABSORÇÃO DE METAIS.....	32
<b>4</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO .....</b>	<b>66</b>
<b>5</b>	<b>ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS .....</b>	<b>67</b>
<b>6</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>67</b>

## **1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL**

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

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

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

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

Setores	Nome da estação	Código Original	Código Atual (Deliberação 803/24*)	Abrangência Temporal
Lagoas	<b>Lagoa do Areal</b>	<b>E24</b>	<b>LAL 01</b>	<b>setembro/18 a março/25</b>
	Lagoa do Areal	E24L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Laguna Monsarás	E25a	N/A	outubro/18 a julho/22
	<b>Laguna Monsarás</b>	<b>E25</b>	<b>LMN 02R</b>	<b>outubro/18 a março/25***</b>
	Laguna Monsarás	E25L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	<b>Lagoa Cacimbas</b>	<b>E27</b>	<b>E27</b>	<b>agosto/22 a março/25***</b>
	Lagoa Cacimbas	E27L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lagoa Areão	E23	N/A	outubro/18 a setembro/19
Lagos	<b>Lago do Limão/ColatinaES</b>	<b>E18</b>	<b>LLM 03R</b>	<b>outubro/18 a julho/22 outubro/24 a março/25***</b>
	<b>Lago Nova</b>	<b>E19</b>	<b>LVN 02R</b>	<b>outubro/18 a março/25***</b>
	Lago Nova	E19L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lago Juparanã	E20	N/A	outubro/18 a setembro/24
	Lago Juparanã	E20L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lago Palmas	E28	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Lago Palmas	E28L**	N/A	agosto/22 a setembro/24
Reservatórios	Calha Rio Doce – Reservatório UHE Aimorés/Aimorés-MG	ERA	N/A	agosto/22 a setembro/24
	<b>Calha Rio Doce – Reservatório UHE Aimorés/Aimorés-MG</b>	<b>N/A</b>	<b>UHE AIM</b>	<b>outubro/24 a março/25***</b>
	<b>Reservatório de Mascarenhas</b>	<b>ERM</b>	<b>UHE MAS</b>	<b>agosto/22 a março/25***</b>
Calha	<b>Calha Rio Doce – Montante do reservatório UHE Mascarenhas/Baixo Guandu-ES</b>	<b>N/A</b>	<b>RDO 11</b>	<b>outubro/24 a março/25***</b>
	<b>Calha Rio Doce/Colatina-ES</b>	<b>N/A</b>	<b>RDO 12</b>	<b>outubro/24 a março/25***</b>
	<b>Calha Rio Doce/Marilândia-ES</b>	<b>N/A</b>	<b>RDO 14</b>	<b>outubro/24 a março/25***</b>
	<b>Calha Rio Doce/Linhares-ES</b>	<b>E21</b>	<b>RDO 15</b>	<b>outubro/18 a março/25***</b>
	Itapina	E0	N/A	outubro/18 a setembro/24
	Resplendor	E0a	N/A	agosto/22 a setembro/24
	Povoação	E22	N/A	outubro/18 a julho/22
Foz	Calha Rio Doce/Foz – Regência-ES	E26f	N/A	agosto/22 a setembro/24
	<b>Calha Rio Doce/Foz – Regência-ES</b>	<b>E26</b>	<b>RDO 16</b>	<b>outubro/18 a março/25***</b>
Tributários	<b>Rio Guandu/Trecho baixo</b>	<b>N/A</b>	<b>RGU 02</b>	<b>outubro/24 a março/25***</b>
	Guandú	E17	N/A	outubro/18 a julho/22
	<b>Rio Manhuaçu/AimorésMG</b>	<b>N/A</b>	<b>RMH 01</b>	<b>outubro/24 a março/25***</b>
	Rio Manhuaçu/AimorésMG	E2	N/A	agosto/22 a setembro/24
* Vigência da Deliberação nº 803: a partir de outubro de 2024 (em curso)				
** Estações litorâneas que foram monitoradas pelos seguintes Temas: Mineralogia, Limnologia e Qualidade de água e do sedimento				
***Março/2025 refere-se ao último período de dados coletados com resultados reportados no presente relatório (RSE2025).				

## 2 METODOLOGIA

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

### 2.1 COLETA

As 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 e foz do rio Doce e calha dos rios Manhuaçu e Guandu, foram realizados quatro lançamentos em uma margem e os outros quatro na outra margem, enquanto nos ambientes lênticos, todos os oitos quadrados foram lançados somente em uma margem. Para efeitos de comparação, as 24 estações amostrais foram divididas em: calha do rio Doce (E0a – Resplendor, E0 - Itapina, RDO15 - Porto de Linhares, E22 – Povoação, RDO11, RDO12 e RDO14) foz do rio Doce (RDO16 – Regência e E26F - Foz), lagos (LLM03R – Limão, LNV02R - Nova, E20 - Juparanã, E28 - Palmas), lagoas (E23 – Areão, LAL01 - Areal, LMN02R - Monsarás, E25a – Monsarás, E27 - Cacimbas), Tributários (E17 e RGU02 – Rio Guandu, E2 e RMH01 – Rio Manhuaçu) e reservatórios (UHEMAS – Mascarenhas e UHEAIM – Aimorés).

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).

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. Destaca-se que os períodos chuvosos e secos, são designados pela sigla C e S, e o respectivo período, assim, C1 corresponde ao

Chuvoso 1, enquanto S1, corresponde ao Seco 1, devendo esse entendimento ser replicado para todo o documento no que tange a sazonalidade dos períodos.

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 apresentadas na tabela a seguir:

Tabela 1. Espécies analisadas na absorção de metais por forma de vida, estações amostrais e períodos sazonais.

Espécie	Forma de Vida	Estações amostrais (setor)	Períodos sazonais
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	Anfíbia	E0 (calha do rio Doce)	S5
<i>Alternanthera tenella</i>	Anfíbia	E0 (calha do rio Doce), E2 (rio Manhuaçu)	C5, S5
<i>Cuphea melvilla</i>	Anfíbia	UHEMAS (reservatório)	C5, S5, C6, S6
<i>Eichhornia azurea</i>	Flutuante fixa/flutuante livre	RDO16 (fz do rio Doce), RDO15 (calha do rio Doce), LNV02R (lagos), E20 (lagos), LMN02R (lagoas), E2 (rio Manhuaçu), RDO11 (calha do rio Doce), RDO12 (calha do rio Doce), RMH01 (rio Manhuaçu), UHEAIM (reservatórios)	C5, S5, C6, S6, C7
<i>Eleocharis acutangula</i>	Anfíbia/Emergente	LMN02R (lagoas)	C5, S5, C6, S6, C7
<i>Eleocharis geniculata</i>	Anfíbia/Emergente	E27 (lagoas)	S5, C6, S6, C7
<i>Eleocharis interstincta</i>	Anfíbia/Emergente	E28 (lagos), LLM03R (lagos), E27 (lagoas)	S5, C6, S6, C7
<i>Ludwigia decurrens</i>	Anfíbia/Emergente	E0 (calha do rio Doce), E2 (rio Manhuaçu), RDO15 (calha do rio Doce)	C6, S6
<i>Ludwigia leptocarpa</i>	Anfíbia/Emergente	E27 (lagoas)	C5
<i>Ludwigia octovalvis</i>	Anfíbia/Emergente	E0a (calha do rio Doce), E28 (lagos), E2 (rio Manhuaçu), RDO16 (fz do rio Doce), RMH01 (rio Manhuaçu), RGU02 (rio Guandu), LAL01 (Lagoas), ERA (reservatórios)	C5, S5, C6, S6, C7
<i>Ludwigia sedioides</i>	Flutuante fixa	LNV02R (lagos)	C5, S5, C6, S6, C7
<i>Ludwigia torulosa</i>	Anfíbia/Emergente	LAL01 (lagoas)	C5, S5, C6, S6, C7
<i>Nymphoides humboldtiana</i>	Flutuante fixa/flutuante livre	E28 (lagos), LMN02R (lagoas)	C5, S5, C6, S6, C7
<i>Panicum aquaticum</i>	Flutuante fixa	E0 (calha do rio Doce), RDO15 (calha do rio Doce)	C5, S5, C7
<i>Pistia stratiotes</i>	Flutuante livre	RDO16 (fz do rio Doce), E0a (calha do rio Doce), RDO12 (calha do rio Doce), RDO14 (calha do rio Doce), ERA (reservatórios), UHEAIM (reservatórios), UHEMAS (reservatórios)	C5, S5, C6, S6, C7
<i>Polygonum ferrugineum</i>	Anfíbia/Emergente	RDO15 (calha do rio Doce), E20 (lagos)	C5, S5, C6, S6, C7
<i>Polygonum hydropiperoides</i>	Anfíbia/Emergente	RDO11 (calha do rio Doce), RDO14 (calha do rio Doce)	C7
<i>Polygonum punctatum</i>	Anfíbia/Emergente	E2 (rio Manhuaçu), RGU02 (rio Guandu), UHEMAS (reservatórios)	C5, C7
<i>Tarenaya longicarpa</i>	Anfíbia/Emergente	E0 (calha do rio Doce)	C6, S6
<i>Typha domingensis</i>	Anfíbia/Emergente	LLM03R (lagos)	C7

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 para o C5, onde foi analisada somente uma espécie. 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.

## 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 CNCFlores (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 será 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 (Tributários, Lagos, Lagoas, Reservatórios e rio Doce [calha e foz]), 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 (outubro a março) e seco (abril a setembro), 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 ela 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, executou-se um resgate da fenologia dos materiais coletados desde outubro de 2018, início das campanhas amostrais do PMBA/Fest-UFES, 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).

Para a determinação da biomassa, foram utilizados os organismos vegetais que estavam dentro do quadrado (1m<sup>2</sup>) lançado 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-UFES. 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.

Em laboratório, o material coleta para as análises de bioacumulação de metais 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 obtidas 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 oito metais: 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/Fest-UFES, 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/Fest-UFES. As coletas das amostras de folhas e raízes e suas respectivas análises de concentração de metais, foram realizadas nas campanhas 49<sup>a</sup> (haneiro 2023) e 50<sup>a</sup> (fevereiro 2023) para o período chuvoso do Ano 5, 53<sup>a</sup> (julho 2023) para o período seco do Ano 5, 58<sup>a</sup> (janeiro 2024) para o período chuvoso do Ano 6 e 62<sup>a</sup> (julho de 2024) para o período seco do Ano 6. Destaca-se que no chuvoso do Ano 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.

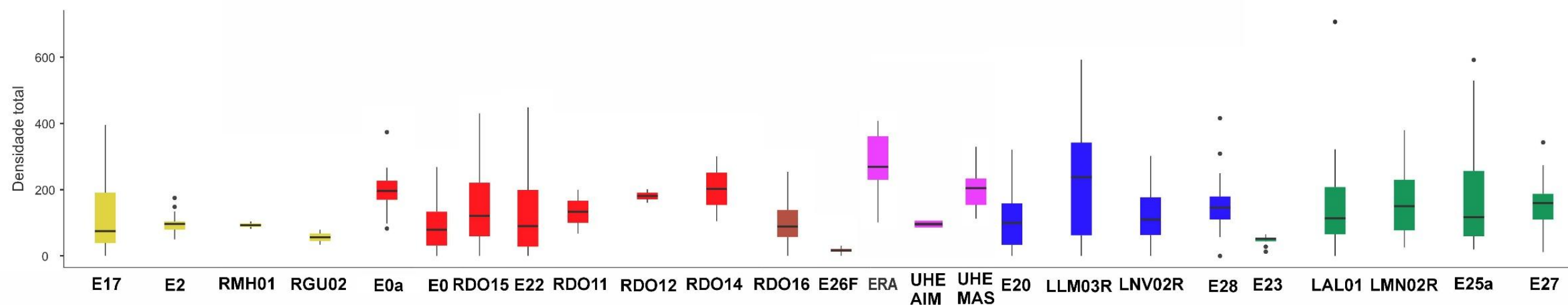
### **3 RESULTADOS DOS INDICADORES**

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

Os indicadores do PMBA/Fest-UFES vêm se consolidando ao longo do monitoramento e, seguindo a proposta estabelecida desde o Relatório Anual de 2022 (RA2022), a apresentação dos resultados 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:

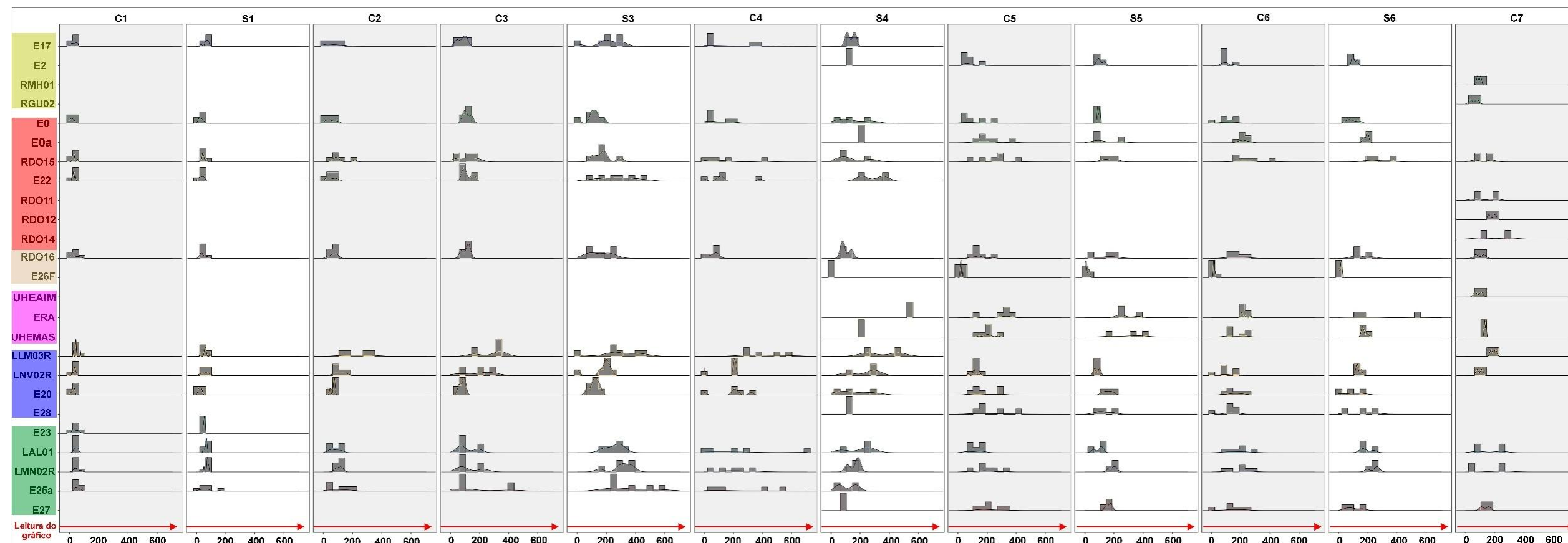
### 3.1 DENSIDADE

Figura 1: Densidade espacial das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA– Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1 .



A Figura 1 apresenta a análise quali-quantitativa da densidade — isto é, o número de indivíduos registrados em cada estação amostral, nos seis ambientes analisados. Nos ambientes lóticos, entre os rios tributários, a maior variação de densidade foi observada no rio Guandu (E17), mas a média mais elevada de densidade ocorreu no rio Manhuaçu (E2 e RMH01). Já no rio Doce, tanto na calha (E0a, E0, RDO15, E22, RDO11, RDO12, RDO14) quanto na foz (RDO16 e E26F), a estação E0a apresentou a média de densidade mais alta, próxima a 200 indivíduos. Vale destacar que as estações RDO12 e RDO14, cujo monitoramento é recente, já apresentam valores próximos aos de E0a. Essa diferença pode ser explicada pela localização das estações no rio Doce: a estação E0a está situada a montante de dois grandes barramentos: os reservatórios de Aimorés e Mascarenhas, o que a isola das interferências sofridas pelas estações a jusante. Devido ao barramento e à retenção da água proveniente dos reservatórios, boa parte da matéria orgânica vegetal transportada pela correnteza natural fica retida nas boias e grades dos reservatórios. Esse fator impacta a diversidade de macrófitas aquáticas nas estações a jusante, que recebem menor quantidade de matéria vegetal. No setor da foz do rio Doce, a estação RDO16, monitorada desde 2018, apresenta maiores valores de densidade em comparação com a estação E26F, cujo monitoramento começou em 2022. Entre os reservatórios, Aimorés destaca-se por possuir o maior valor médio de densidade. No setor dos lagos, a estação LLM03R (Lago do Limão) apresenta a maior média de densidade, acima de 200 indivíduos, enquanto E20 (Lago Juparanã) registra os menores valores. No setor das lagoas, os maiores valores de densidade foram observados em LMN02R (Monsarás) e E27 (Caçimbas), enquanto E23, monitorada apenas no primeiro ano, apresentou os menores índices. De modo geral, os maiores valores de densidade foram encontrados no reservatório de Aimorés e no Lago do Limão, e os menores na estação E26F, na foz do rio Doce.

Figura 2: Tendência temporal da Densidade nas estações e os respectivos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA – Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. No eixo X consta os valores da densidade e no eixo Y, as estações. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.

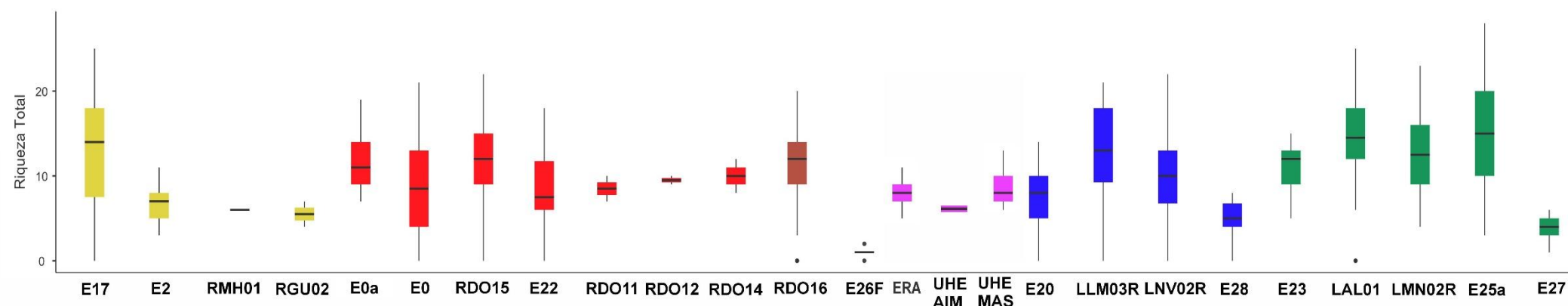


Quanto às tendências temporais da densidade ao longo do período de execução do PMBA/Fest-UFES, nos rios tributários observa-se que as distribuições tendem a ser mais concentradas em determinados componentes, apresentando picos bem definidos e pouca sobreposição entre as estações (E17, E2, RMH01, RGU02). Isso sugere uma relativa homogeneidade nesses ambientes ao longo do tempo, com variações sazonais mais evidentes em certos períodos, como C4 e S4. A calha do rio Doce apresenta padrões de densidade mais dispersos, com sobreposição entre as estações e múltiplos picos ao longo dos componentes. Esses resultados indicam maior heterogeneidade espacial e temporal na calha principal, possivelmente influenciada por fatores como a variabilidade hidrológica, o uso do solo na bacia e o aporte de nutrientes. Destacam-se diferenças marcantes entre os períodos chuvosos e secos, especialmente nos componentes C2, C5 e S5, que apresentam maior amplitude e variação na densidade. Na foz do rio Doce, os padrões de densidade são mais concentrados e distintos, com picos evidentes em componentes como C5, C6 e S6, refletindo uma composição diferenciada provavelmente associada à transição entre água doce e salobra, além das variações sazonais que impactam diretamente a estrutura das comunidades aquáticas nesse ambiente estuarino. Os reservatórios, representados pelas estações ERA e ERM, exibem diferenças claras nos padrões de densidade, sobretudo durante os períodos secos (S4 a S6), evidenciando distinções entre os sistemas UHE Aimorés (azul) e UHE Mascarenhas (amarelo). A separação das curvas de densidade nesses períodos reforça a existência de diferenças florísticas ou funcionais entre os dois reservatórios, com determinados componentes sendo mais informativos durante a estação seca. Nos lagos, verifica-se considerável variação entre as estações (LLM03R, LNV02R, E20, E28), com alguns componentes apresentando distribuição multimodal (por exemplo, C2 e S2), sugerindo maior complexidade interna e mudanças significativas entre os períodos chuvosos e secos. Por fim, nas lagoas, as distribuições de densidade indicam ampla sobreposição e múltiplos picos ao longo dos componentes, com destaque para variações sazonais pronunciadas. Estações como E25a e LMN02R apresentam padrões particularmente complexos, refletindo alta diversidade e possíveis interações ambientais similares entre as lagoas avaliadas. De modo geral, os gráficos demonstram que tanto a sazonalidade (períodos secos *versus* chuvosos) quanto o tipo de ambiente aquático exercem forte influência sobre a estrutura das comunidades. Componentes como C5, C6, S5 e S6 destacam-se como importantes para diferenciar os grupos, sendo especialmente úteis para discriminar ambientes mais estáveis, como os reservatórios, daqueles mais dinâmicos, como a calha e a foz do rio Doce. Esses resultados indicam uma variação espacial e temporal significativa da densidade nos ambientes aquáticos da bacia do rio Doce. Estudos como o de Woodward e Hildrew (2002) destacam que ambientes lóticos, devido ao fluxo contínuo da água, tendem a apresentar menor variabilidade temporal quando comparados aos ambientes lênticos, onde as condições ambientais podem mudar mais rapidamente. Nos rios e córregos, onde o fluxo é mais constante, as variações temporais estão geralmente relacionadas a eventos sazonais, como inundações, alterações na vazão decorrentes de atividades humanas ou mudanças nos padrões de precipitação. De acordo com Resh *et al.* (1988), o fluxo contínuo é fundamental para a manutenção da integridade ecológica dos sistemas lóticos, garantindo habitats estáveis para uma ampla diversidade de organismos aquáticos.



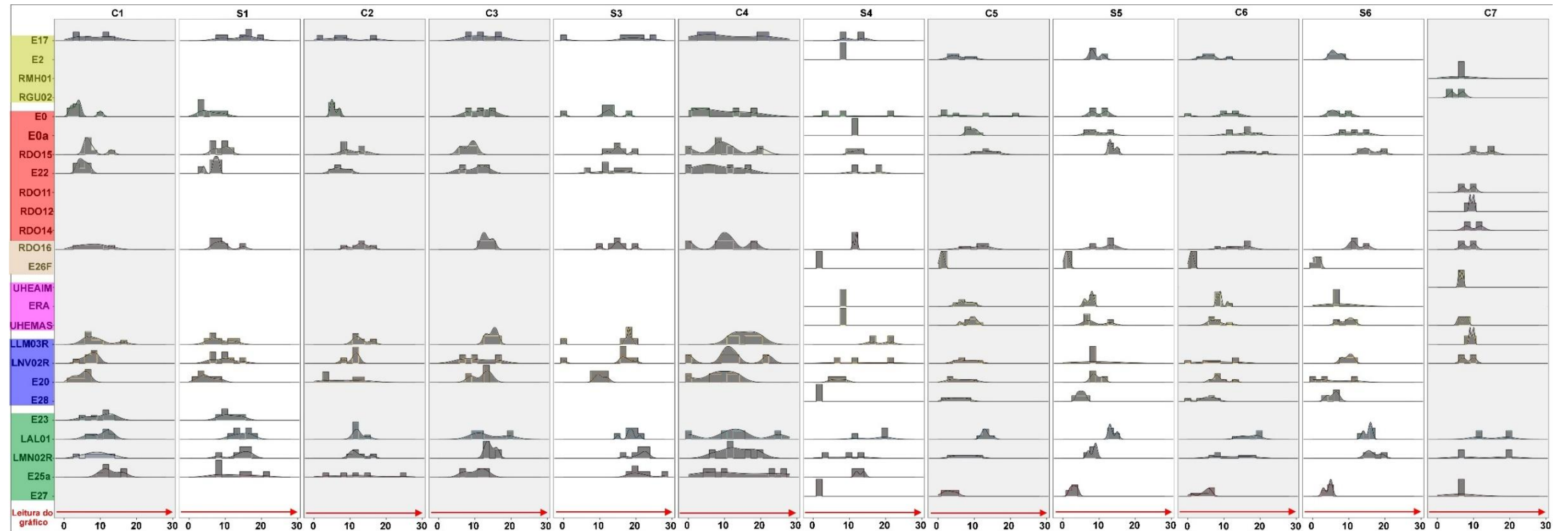
### 3.2 RIQUEZA

Figura 3: Riqueza espacial das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA– Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1. .



A Figura 3 evidencia a riqueza espacial de espécies nos diferentes ambientes e suas respectivas estações amostrais. Nos tributários, a riqueza entre as duas estações do rio Manhuaçu e a nova estação do rio Guandu (RGU02) foi bastante semelhante, com menos de dez espécies registradas. A antiga estação do rio Guandu (E17), monitorada de 2018 a 2022, permanece como a estação mais rica entre os tributários, apresentando cerca de 15 espécies de macrófitas aquáticas. Na calha do rio Doce, as estações exibem padrões de riqueza similares, destacando-se a estação RDO15 como a mais rica, com aproximadamente 13 espécies. Já as estações E0, E22 e RDO11 registraram os menores valores, todas abaixo de dez espécies. Na foz do rio Doce, mantém-se a tendência observada no RA2024, em que a estação RDO16 apresenta maior riqueza em comparação com E26F. De modo geral, no rio Doce, incluindo calha e foz, as estações mais ricas são RDO15 e RDO16, enquanto E26F apresenta o menor número de espécies. Nos reservatórios, ambos exibem um padrão semelhante de riqueza, com menos de dez espécies registradas. Nos lagos, a estação LLM03R continua sendo a mais rica, com cerca de 15 espécies, enquanto E28, estação descontinuada em 2024, apresenta a menor riqueza entre os lagos, com aproximadamente cinco espécies. Por fim, no ambiente das lagoas, as estações mais ricas são LAL01, monitorada desde 2018, e E25a, descontinuada em 2022, enquanto E27 permanece como a estação com menor riqueza. De maneira geral, no ambiente lântico, as estações E25a, LAL01 e LLM03R destacam-se pela maior riqueza, enquanto E28 e E27 registram os menores valores.

Figura 4: Tendência temporal da Riqueza nas estações e os respectivos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA– Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. No eixo X consta os valores da riqueza e no eixo Y, as estações. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.

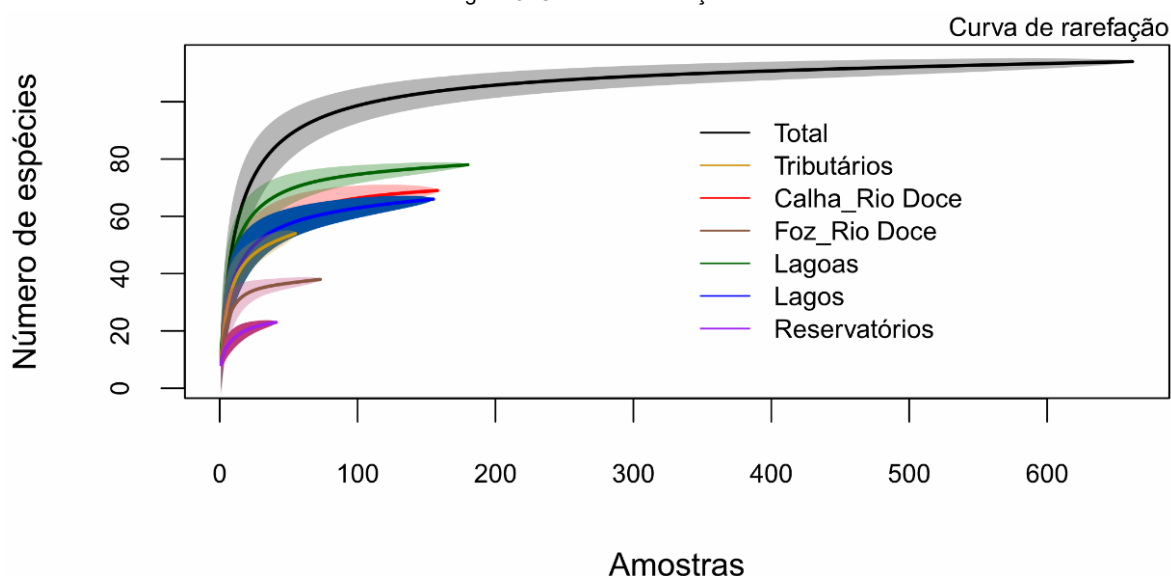


Em relação às tendências temporais da riqueza ao longo do período de execução do PMBA/Fest-UFES, observa-se que nos rios tributários (E17, E2, RMH01 e RGU02) a riqueza se mantém estável, com distribuições concentradas e picos de baixa amplitude. As maiores variações ocorrem principalmente nos períodos chuvosos iniciais, como em C1 e C3, porém, de modo geral, essas estações mostram baixa sensibilidade às mudanças sazonais, sugerindo uma composição comunitária mais constante e resiliente, possivelmente em função da menor conectividade hidrológica e da reduzida influência de eventos extremos. Na calha do rio Doce (E0, E0a, E21, E22, RDO11, RDO12, RDO14 e RDO15), a riqueza apresenta grande variação entre estações e períodos, evidenciando múltiplos picos ao longo dos componentes temporais. Nota-se uma tendência de aumento da riqueza durante os períodos chuvosos, especialmente em C2, C4 e C6, o que reflete o papel da dinâmica hidrológica no recrutamento de espécies e na ampliação dos habitats disponíveis. Essa elevada variabilidade indica que as comunidades da calha são altamente influenciadas pela sazonalidade, respondendo intensamente às oscilações no regime de cheias e secas. Na foz do rio Doce (RDO16 e E26F), observa-se um padrão distinto, com curvas de riqueza bem definidas e valores mais elevados nas amostragens mais recentes, como C6, S6 e C7. Esses picos indicam aumento da diversidade durante fases de transição sazonal, possivelmente relacionados à variação da salinidade e à conectividade entre ambientes dulcícolas e estuarinos, fatores que favorecem o enriquecimento de espécies ou a alternância entre comunidades. Nos reservatórios (UHE Aimorés e UHE Mascarenhas), destaca-se uma clara diferença nos padrões de riqueza, especialmente durante os períodos secos. A UHE Aimorés tende a apresentar maior riqueza em S2, S4 e S5, enquanto a UHE Mascarenhas exibe valores mais baixos e curvas mais estreitas. Essa diferenciação pode refletir variações nas condições limnológicas e no manejo dos reservatórios, influenciando a estrutura das comunidades aquáticas e a permanência das espécies ao longo do tempo. Os lagos (LMN03R, LNV02R, E20 e E28) apresentam padrões de riqueza mais irregulares, com distribuições multimodais e variações significativas entre os períodos. Em estações como LMN03R e LNV02R, há aumentos pontuais de riqueza em momentos como S3, C4 e S6, sugerindo respostas localizadas a mudanças ambientais, como variações no nível da água, disponibilidade de luz e carga de nutrientes. Nas lagoas (E23, E25a, E27, LAL01 e LMN02R), a riqueza destaca-se por ser elevada e apresentar múltiplos picos bem distribuídos ao longo dos períodos, especialmente em S5, S6 e C7. Estações como LMN02R e LAL01 exibem curvas largas e contínuas, indicando ambientes ecologicamente complexos e estáveis, capazes de manter elevada diversidade mesmo durante períodos secos. Essa estabilidade pode estar relacionada à heterogeneidade interna das lagoas e à presença de refúgios microambientais que sustentam diferentes grupos ao longo do ano. De forma geral, os resultados demonstram que a riqueza das comunidades aquáticas da bacia do rio Doce varia significativamente no espaço e no tempo. Os períodos chuvosos, especialmente C2, C4 e C6, concentram os maiores valores de riqueza, sobretudo em ambientes com maior conectividade e fluxo, como a calha e a foz. Já os ambientes lênticos — reservatórios, lagos e lagoas — apresentam respostas mais heterogêneas, refletindo condições locais e o grau de estabilidade de cada sistema. Esses padrões evidenciam o papel crucial da sazonalidade e da tipologia ambiental na estruturação da riqueza biológica ao longo da bacia. Essa tendência de estabilização temporal da riqueza em ambientes lênticos e lóticos é um tema central na ecologia aquática, especialmente em ecossistemas brasileiros,



caracterizados por grande diversidade de corpos d'água, desde pequenos lagos até grandes rios como o rio Doce. Em ambientes lênticos, como lagos e lagoas, a estabilidade da riqueza de macrófitas pode ser influenciada por fatores como disponibilidade de nutrientes, turbidez da água, profundidade e a presença de perturbações naturais ou antrópicas. Estudos, como o de Esteves (2011), destacam que a estabilidade das comunidades de macrófitas, nesses ambientes, é maior em corpos d'água com elevada oferta de nutrientes e menor turbidez, condições favoráveis ao desenvolvimento dessas plantas. Por outro lado, em ambientes lóticos, como rios e córregos, a estabilidade temporal da riqueza de macrófitas está principalmente associada ao regime de fluxo, disponibilidade de luz e dinâmica de sedimentação. Thomaz *et al.* (2010) mostram que a estabilidade dessas comunidades pode variar ao longo do gradiente longitudinal, sendo maior em trechos com menor fluxo e maior disponibilidade de luz. Além disso, estudos recentes ressaltam o papel das interações bióticas, como competição e predação, na estabilização da riqueza em ambientes lênticos e lóticos. Por exemplo, Padial *et al.* (2009) evidenciaram que herbívoros aquáticos podem influenciar a dinâmica das comunidades de macrófitas, afetando tanto sua abundância quanto diversidade.

Figura 5: Curvas de rarefação.



A Figura 5 mostra as curvas de rarefação para os seis ambientes analisados no âmbito do PMBA/Fest-UFES, 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 RA2024 continuou sendo observado para o RSE2025, 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.

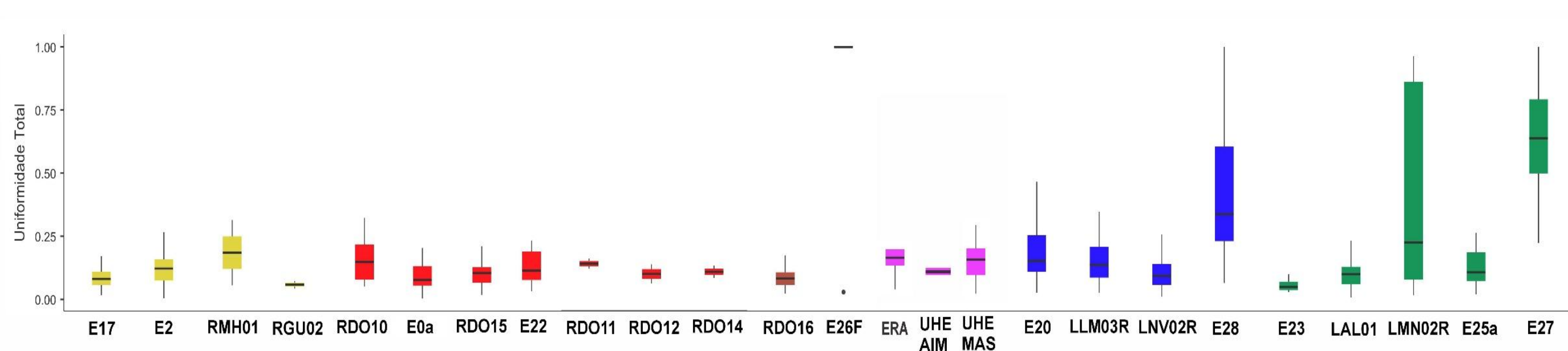
Entretanto, quando analisamos cada ambiente separadamente, as lagoas, lagos, calha e foz do rio Doce são os ambientes que estão aproximando de uma suficiência amostral, enquanto os

Reservatórios e Tributários apresentam basicamente a mesma curva de rarefação indicando que a suficiência amostral ainda não foi atingida. Considerando as dinâmicas ecológicas, acreditamos que a curva de riqueza amostral futuramente, com a inserção de mais dados, seja maior nos reservatórios em comparação aos rios Tributários, como apontado em estudos que investigaram a riqueza de espécies em ambientes aquáticos. Por exemplo, Carvalho *et al.* (2019) 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, como 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).

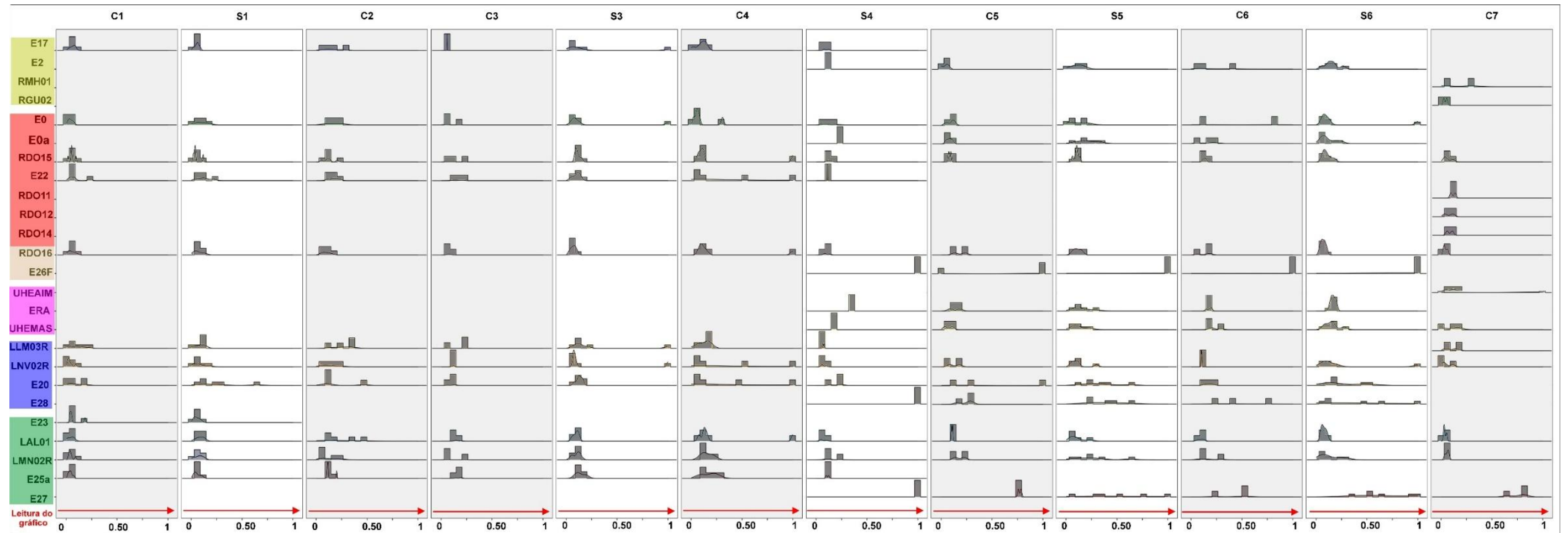
### 3.2 UNIFORMIDADE

Figura 6: Uniformidade espacial das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA– Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



A Figura 6 evidencia a uniformidade espacial, que varia de 0 a 1, entre os ambientes e suas respectivas estações monitoradas. A uniformidade refere-se à distribuição dos indivíduos (densidade) entre as diferentes espécies (riqueza) em uma comunidade, que neste estudo corresponde às estações amostrais. Nos tributários, a estação com maior uniformidade foi RMH01, nova estação no rio Manhuaçu, enquanto a nova estação do rio Guandu, RGU02, apresentou a menor uniformidade. Na calha do rio Doce, a estação E0a destacou-se pela maior uniformidade, ao passo que E0 apresentou a menor. Esse padrão é consistente com o observado no RA2024, porém praticamente todas as estações da calha do rio Doce apresentam uniformidade abaixo de 0,25. Na foz do rio Doce, a estação RDO16 apresentou padrão semelhante ao da calha, com valores próximos aos de E0, enquanto a estação E26F mostrou uniformidade máxima (1,0), sendo a mais uniforme entre todas as estações. Esse elevado valor deve-se ao fato de E26F abrigar apenas uma espécie ao longo do tempo. Assim como na riqueza, ambos os reservatórios apresentaram médias semelhantes de uniformidade, o que reflete a similaridade observada na riqueza e na densidade entre eles. Em comparação com o rio Doce, a uniformidade dos reservatórios é comparável à encontrada em E0a (setor calha). Nos lagos, a maior uniformidade foi registrada em E28, enquanto a menor ocorreu em LNV02R. Por fim, nas lagoas, E27 apresentou a maior uniformidade, e E23, a menor. De modo geral, a maioria das estações monitoradas exibiu padrões similares de uniformidade, abaixo de 0,25, valor ultrapassado apenas por E28, LMN02R e E27.

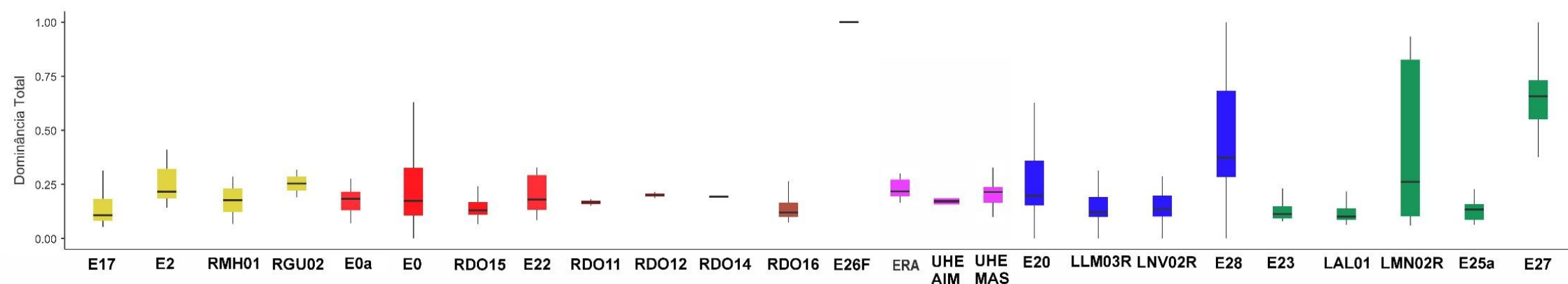
Figura 7. Tendência temporal da Uniformidade nas estações e os respectivos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA– Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. No eixo X consta os valores da uniformidade e no eixo Y, as estações. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



Nos rios tributários (E17, E2, RMH01, RGU02), observa-se alta uniformidade na maior parte dos períodos, com valores concentrados próximos a 1 em componentes como C1, C3, C4 e S1. Isso indica uma distribuição relativamente equitativa entre as espécies, refletindo comunidades estáveis e pouco dominadas ao longo do tempo. A estabilidade da uniformidade nesses ambientes pode estar associada à menor influência de distúrbios hidrológicos e à constância nas condições ecológicas. Na calha do rio Doce (E0, E0a, E21, E22, RDO11, RDO12, RDO14, RDO15), os valores de uniformidade apresentam maior variação, com oscilações significativas entre períodos e estações. Durante componentes como C2, C6 e S6, ocorrem quedas na uniformidade, possivelmente decorrentes da dominância temporária de poucas espécies em resposta a eventos de cheia ou perturbações locais. Esses resultados indicam que as comunidades da calha são mais dinâmicas e sujeitas a flutuações estruturais ao longo do tempo, condizentes com seu papel de principal eixo de fluxo da bacia. Na foz do rio Doce (RDO16 e E26F), a uniformidade tende a variar de baixa a moderada na maioria dos períodos, especialmente em C6, S5 e S6, sugerindo maior dominância de certas espécies nessas fases. Tal padrão pode refletir condições ambientais mais instáveis ou seletivas, como variações abruptas na salinidade e na disponibilidade de nutrientes, favorecendo espécies oportunistas ou altamente tolerantes. Nos reservatórios (UHE Aimorés e UHE Mascarenhas), os padrões de uniformidade diferem entre os sistemas. A UHE Aimorés apresenta distribuições mais amplas e picos dispersos, com valores médios moderados de uniformidade. Já a UHE Mascarenhas exibe curvas mais estreitas e, em alguns períodos (ex.: C4, S4), valores mais baixos, indicando possível dominância de espécies adaptadas a ambientes mais estáticos ou sujeitos à influência antrópica. Essa distinção reflete as diferenças nos manejos e nas características limnológicas dos reservatórios. Nos lagos (LMN03R, LNV02R, E20, E28), os padrões de uniformidade são bastante variáveis entre estações e períodos. Períodos como S3 e C6 registram picos de baixa uniformidade em estações como LNV02R, enquanto outros, como C1 e C7, apresentam valores mais elevados. Isso evidencia que os lagos abrigam comunidades sujeitas a flutuações internas e externas que modulam a distribuição das espécies ao longo do tempo. Nas lagoas (E23, E25a, E27, LAL01, LMN02R), a uniformidade também apresenta alta variabilidade, com quedas acentuadas em períodos como S5, S6 e C7, especialmente em estações como LAL01 e LMN02R. Valores baixos nesses momentos indicam maior dominância, possivelmente associada a oscilações abruptas no volume de água, na oxigenação ou em outros fatores ambientais típicos de ambientes lênticos isolados. De modo geral, os resultados indicam que a uniformidade das comunidades aquáticas da bacia do rio Doce varia consideravelmente entre ambientes e ao longo do tempo, com maior estabilidade nos tributários e maior variabilidade na calha, na foz e nos ambientes lênticos. Os períodos secos S5 e S6, assim como os chuvosos C6 e C7, destacam-se como momentos críticos, apresentando menor uniformidade em diversos ambientes. Esses padrões reforçam a importância da sazonalidade e da heterogeneidade ambiental na estruturação das comunidades, demonstrando que a dominância e a distribuição das espécies são moduladas por fatores hidrológicos e locais.

### 3.3 DOMINÂNCIA

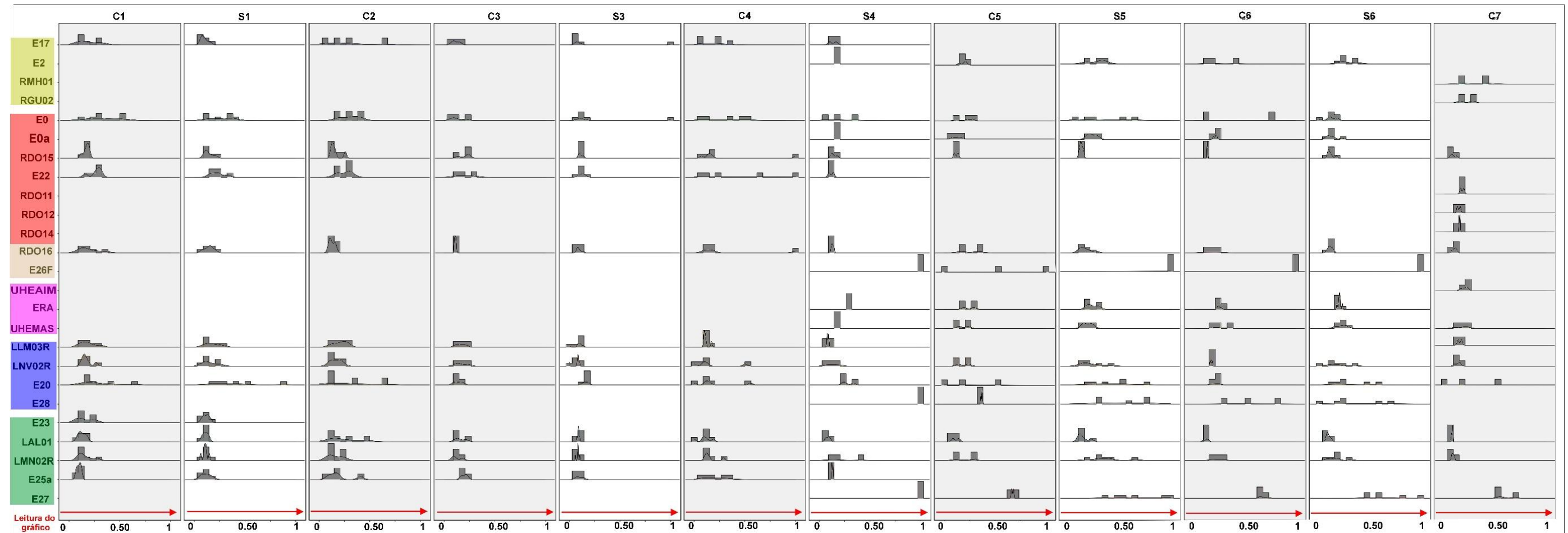
Figura 8: Dominância espacial das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA– Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



Nos tributários, a maior taxa de dominância foi registrada em RGU02, nova estação do rio Guandu, com valor próximo a 0,25, enquanto a menor foi observada em E17, antiga estação do mesmo rio. Esta última, junto com as estações do rio Manhuaçu, apresenta valores de dominância abaixo de 0,25. Na calha do rio Doce, todas as estações apresentam dominância inferior a 0,25, com médias muito próximas entre si, inclusive as estações recentemente incorporadas ao monitoramento. Entretanto, as maiores variações de dominância na calha foram observadas nas estações E0 e E22, que já foram descontinuadas. Na foz do rio Doce, a estação RDO16 apresenta valores de dominância semelhantes aos da calha, especialmente comparados com RDO15. Por outro lado, a estação E26F, que frequentemente abriga apenas uma espécie, apresenta a dominância máxima (1,0), sendo a maior entre todas as estações. Nos reservatórios, as taxas de dominância são similares entre UHE Aimorés e UHE Mascarenhas, com ligeira variação maior no reservatório de Aimorés. Os valores encontrados nesses reservatórios são comparáveis aos registrados em E0a, na calha do rio Doce. Entre os lagos, a maior média e variação da dominância foram registradas em E28, corroborando dados anteriores do RA2024, enquanto as menores taxas foram observadas em LLM03R e LNV02R. Nas lagoas, as menores taxas de dominância foram encontradas em E23, LAL01 e E25a, conforme também evidenciado no RA2024, enquanto as maiores médias e variações ocorreram em LMN02R e E27. A estação LMN02R corresponde a uma laguna com conexão esporádica ao oceano, o que provoca alterações drásticas nas condições físico-químicas do ambiente durante a ruptura do cordão arenoso que separa água doce de água salgada. Durante esses períodos de abertura, a dinâmica ambiental muda significativamente, e, no caso das macrófitas aquáticas, apenas espécies tolerantes a altos níveis de salinidade, turbidez e baixos níveis d'água, como *Typha domingensis* e *Eleocharis acutangula*, conseguem persistir. Isso ocasiona, em certas campanhas, elevadas taxas de dominância dessas espécies. De modo geral, as estações dos ambientes lóticos apresentam padrões semelhantes de dominância, com exceção de E26F. No ambiente lêntico, as estações LLM03R, LNV02R, E23, LAL01 e E25a apresentam padrões mais homogêneos, enquanto as demais demonstram maior variação na taxa de dominância.



Figura 9. Tendência temporal da Dominância nas estações e os respectivos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA– Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. No eixo X consta os valores da dominância e no eixo Y, as estações. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



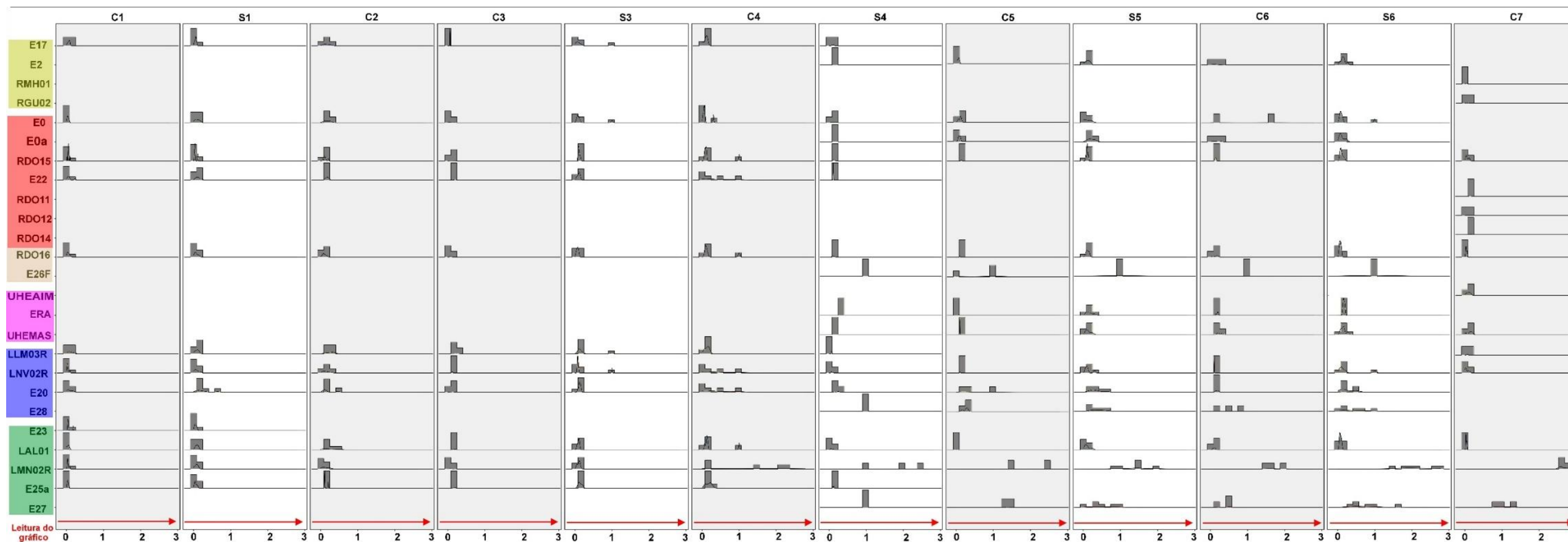
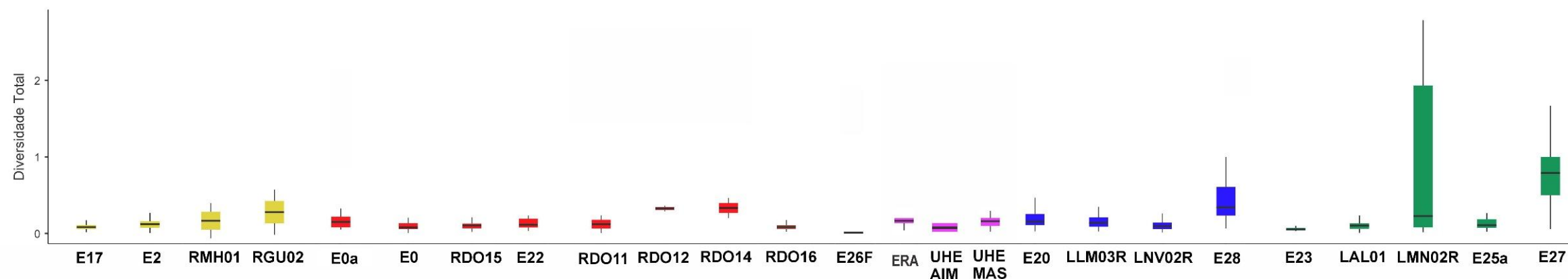
Nos rios tributários (E17, E2, RMH01, RGU02), a dominância manteve-se baixa e estável ao longo do tempo, com valores concentrados entre 0 e 0,25 na maioria dos períodos. Isso indica comunidades equilibradas, sem a presença de espécies altamente dominantes. Destacam-se os períodos chuvosos iniciais (C1 e C3), nos quais a dominância é particularmente baixa, reforçando a estabilidade estrutural desses ambientes. Na calha do rio Doce (E0, E0a, E21, E22, RDO11, RDO12, RDO14, RDO15), observa-se grande variação nos níveis de dominância, com picos em períodos como C2, S4 e C6. Estações como RDO14 e RDO15 apresentam valores mais elevados em momentos específicos, indicando o surgimento temporário de espécies dominantes em resposta a condições hidrológicas particulares. Esses picos refletem a maior variabilidade estrutural já observada na riqueza e uniformidade, evidenciando o caráter dinâmico da calha principal do rio, fortemente influenciada pelas cheias. Na foz do rio Doce (RDO16 e E26F), os valores de dominância variam de moderados a altos, com concentrações em torno de 0,5 e picos próximos a 1 em períodos como S5, C6 e C7. Isso sugere episódios de forte dominância por poucas espécies, possivelmente decorrentes da variabilidade ambiental estuarina ou da colonização por espécies oportunistas em momentos críticos. Nos reservatórios (UHE Aimorés e UHE Mascarenhas), os padrões diferem entre os sistemas. Em UHE Mascarenhas, a dominância tende a ser mais elevada, especialmente em S2, C4 e C6, indicando menor diversidade efetiva ou predominância de espécies adaptadas a ambientes mais estáticos e influenciados por manejo humano. Já em UHE Aimorés, os valores são mais dispersos, sugerindo variações intraestacionais ou maior influência de fatores ambientais locais, como o manejo do reservatório ou a entrada de espécies provenientes de diferentes origens. Os lagos (LMN03R, LNV02R, E20, E28) apresentam padrões intermediários, com picos de dominância em períodos como C4, S3 e S5. Alternam-se momentos de baixa dominância com períodos de forte predominância de certas espécies, evidenciando a influência de eventos ambientais ou características físicas dos corpos d'água, como variações no volume, profundidade ou transparência. Nas lagoas (E23, E25a, E27, LAL01, LMN02R), observam-se picos recorrentes de alta dominância, especialmente em S5, S6 e C7, em estações como LAL01 e LMN02R. Esses picos indicam que, durante períodos de seca ou instabilidade ambiental, poucas espécies conseguem se manter ou proliferar, aumentando significativamente sua dominância. Por outro lado, períodos como C1 e C3 apresentam dominância mais baixa, mostrando o forte controle da sazonalidade sobre a estrutura comunitária nesses ambientes lênticos. De modo geral, os resultados evidenciam que a dominância varia substancialmente ao longo do tempo e entre ambientes, com maior estabilidade e baixos valores nos tributários, e maior variabilidade e picos em ambientes como calha, foz e lagoas. Os períodos S5, S6, C4 e C6 destacam-se como momentos críticos, nos quais a dominância aumenta em diversos ambientes, sugerindo uma resposta convergente das comunidades a estresses ambientais ou à limitação de recursos. Em conjunto com os dados de riqueza e uniformidade, a dominância compõe um retrato completo da dinâmica estrutural das comunidades aquáticas na bacia do rio Doce. A tendência de aumento da dominância de macrófitas aquáticas em ambientes lênticos e lóticos pode ser influenciada por diversos fatores, incluindo alterações ambientais, interações bióticas e impactos antrópicos. Em ambientes lênticos, a dominância tende a crescer em resposta ao enriquecimento de nutrientes, estabilidade ambiental e maior disponibilidade de luz. Estudos indicam que a eutrofização promove o crescimento exuberante de



macrófitas aquáticas (Jeppesen *et al.*, 2019). Já em ambientes lóticos, a dominância pode ser influenciada por mudanças no regime de fluxo, sedimentação e disponibilidade de habitats adequados. Por exemplo, em rios de baixa energia, a deposição de sedimentos e a formação de bancos de areia favorecem a colonização e o estabelecimento de macrófitas aquáticas (O'Hare *et al.*, 2018).

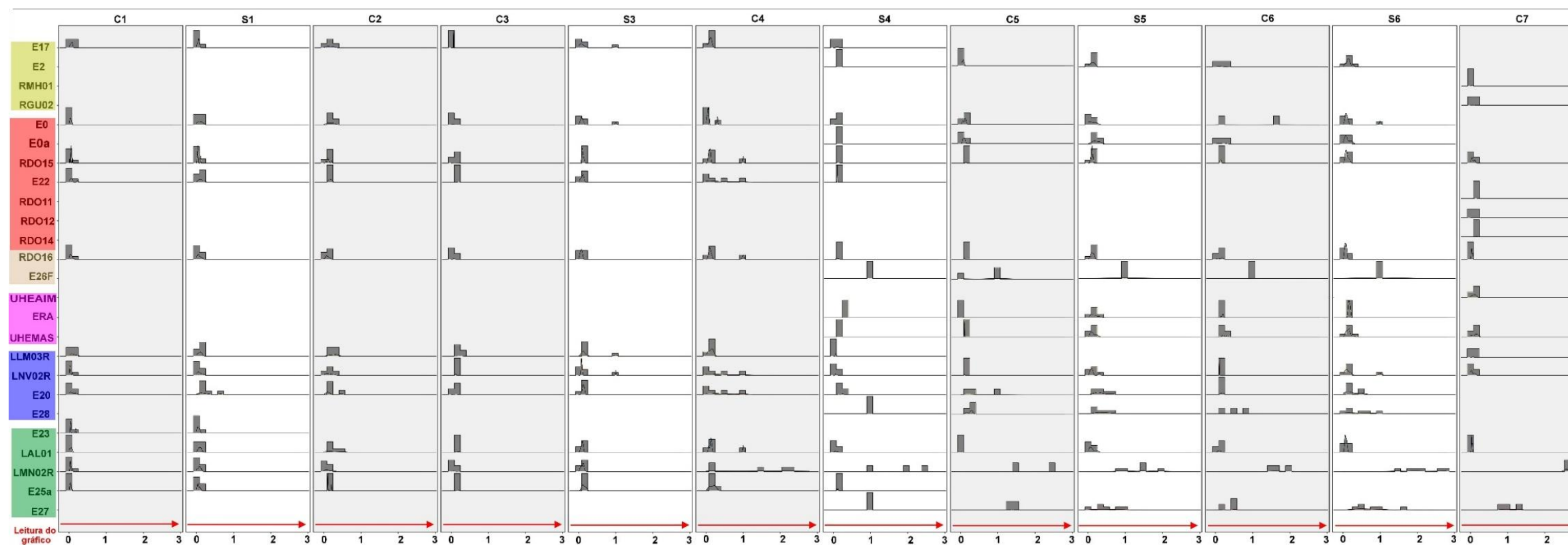
### 3.4 DIVERSIDADE

Figura 10: Diversidade espacial das estações amostrais monitoradas pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA– Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



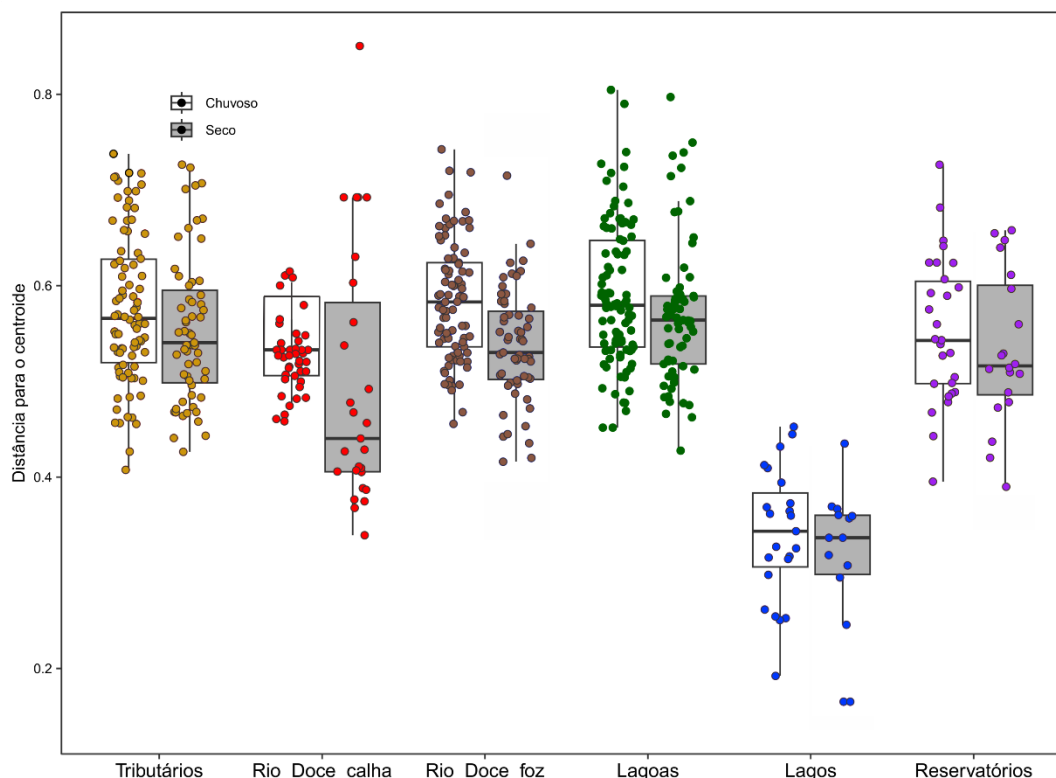
A Figura 10 evidencia a variação da taxa de diversidade de Shannon nas estações amostrais e seus respectivos ambientes. Essa taxa mostra a diversidade de uma comunidade, levando em consideração sua riqueza, bem com a uniformidade e a densidade. Raramente os valores de diversidade ultrapassam o valor 1, estando geralmente entre 0 e 1. Nos tributários, o maior valor de diversidade de Shannon foi encontrado na nova estação do rio Guandu (RGU02), enquanto a menor, na antiga estação do rio Guandu (E17). Na calha do rio Doce, os maiores valores de diversidade de Shannon foram encontrados em RDO14, enquanto os menores valores são encontrados em E26F, como observado no RA2024. Os reservatórios apresentam o mesmo padrão de diversidade de Shannon entre ambos, sendo similares ao encontrado em E0 e RDO15. Os lagos possuem padrão de diversidade de Shannon similares ao verificado nos reservatórios, exceto por E28. Nas lagoas, as estações E23, LAL01 e E25a possuem o mesmo padrão de variação da diversidade de Shannon, sendo os maiores valores verificados em LMN02R e E27. As estações E28, LMN02R e E27, apesar de possuírem uma baixa riqueza de espécies, apresentam uma considerável taxa de densidade e uniformidade, o que nos faz supor que essas estações podem comportar um maior número de espécies do que o atualmente registrado.

Figura 11. Tendência temporal da diversidade de Shannon nas estações e os respectivos ambientes monitorados pelo tema Macrófitas Aquáticas no Ambiente Dulcícola do PMBA/Fest-UFES. TRIBUTÁRIOS (amarelo): E17 – Rio Guandu; RGU02 – Rio Guandu; E2 – Rio Manhuaçu; RMH01 – Rio Guandu. CALHA DO RIO DOCE (vermelho): E0a – Resplendor; E0 – Itapina; RDO15 – Porto de Linhares, E22 – Povoação; RDO11; RDO12 e RDO14. FOZ DO RIO DOCE (salmão): RDO16 – Porto de Regência e E26F – Foz. RESERVATÓRIOS (roxo): ERA– Aimorés, UHEAIM – Aimorés e UHEMAS – Mascarenhas. LAGOS (azul): LLM03R – Limão; LNV02R – Nova; E20 – Juparanã e E28 – Palmas. LAGOAS (verde): E23 – Areão; LAL01 – Areal; LMN02R – Monsarás; E25a – Monsarás e E27 –Cacimbas. No eixo X consta os valores da diversidade de Shannon e no eixo Y, as estações. O tempo de monitoramento difere entre as estações, conforme o Quadro 1.



Nos rios tributários (E17, E2, RMH01, RGU02), a diversidade de Shannon apresentou valores consistentemente elevados, com picos entre 2,5 e 3, especialmente durante os períodos C1, C2 e S1. Esses resultados indicam comunidades bem estruturadas, com maior equitatividade e distribuição balanceada entre as espécies. Ao longo do tempo, as variações foram modestas, sugerindo que esses ambientes mantêm elevada diversidade mesmo frente às oscilações sazonais. Na calha do rio Doce (E0, E0a, E21, E22, RDO11, RDO12, RDO14, RDO15), observaram-se oscilações mais intensas nos índices de diversidade. Estações como E0, E0a e RDO15 apresentaram valores médios a baixos em vários períodos, como C4, S4 e S5, enquanto E22 e RDO11 demonstraram maior estabilidade. Quedas marcantes de diversidade nos períodos S4 e C6 podem estar associadas à dominância de poucas espécies, conforme já evidenciado nos índices de dominância e uniformidade, e à influência de eventos hidrológicos intensos na calha principal do rio. Na foz do rio Doce (RDO16 e E26F), os valores de diversidade de Shannon variaram de baixos a moderados, com concentrações entre 0 e 1,5. Esses resultados reforçam a predominância de poucas espécies adaptadas às condições estuarinas instáveis, como salinidade variável, descarga fluvial e flutuações na disponibilidade de nutrientes. Os períodos S5 e S6, em especial, apresentaram os menores valores de diversidade. Nos reservatórios (UHE Aimorés e UHE Mascarenhas), foram observados padrões distintos. UHE Aimorés apresentou maior variabilidade e picos de diversidade em períodos como S2 e C5, enquanto UHE Mascarenhas apresentou valores consistentemente mais baixos e com menor amplitude temporal. Essa diferença pode refletir distintas condições limnológicas, manejo dos sistemas ou graus variados de heterogeneidade ambiental. Os lagos (LMN03R, LNV02R, E20, E28) destacaram-se por apresentarem elevada diversidade em diversos períodos, especialmente LMN03R e LNV02R, com valores frequentemente acima de 2,5. Isso evidencia que, mesmo sendo ambientes relativamente isolados, os lagos mantêm comunidades aquáticas complexas e equilibradas. Os períodos C1, C2 e C7 foram marcados por valores particularmente altos de diversidade, enquanto períodos secos como S6 apresentaram maior variabilidade entre as estações. Nas lagoas (E23, E25a, E27, LAL01, LMN02R), a diversidade variou de forma mais acentuada. Estações como E23 e LAL01 registraram picos de diversidade em C2, C5 e C7, contrastando com quedas significativas em S5 e S6. Tais oscilações podem ser atribuídas a eventos de seca, variações abruptas no nível d'água e mudanças nas condições físico-químicas, que impactam diretamente a composição e a equitatividade das comunidades. Por outro lado, lagoas como LMN02R demonstraram certa resiliência, mantendo níveis elevados de diversidade mesmo em períodos mais secos. De maneira geral, os tributários e os lagos foram os ambientes que apresentaram maior diversidade de Shannon, refletindo comunidades aquáticas mais ricas e equilibradas. Em contraste, a foz do rio Doce e algumas estações da calha revelaram índices mais baixos, indicando maior dominância de poucas espécies, possivelmente devido a condições ambientais mais extremas. Os períodos C1, C2 e C7 destacaram-se por concentrarem os valores mais altos de diversidade na maioria dos ambientes, enquanto os períodos S4, S5 e S6 representaram momentos críticos, com reduções expressivas. Nos ambientes lênticos, como lagos e lagoas, o decréscimo na diversidade de Shannon pode estar relacionado a fatores como eutrofização, poluição e alterações na morfologia do habitat. Estudos têm demonstrado que o enriquecimento de nutrientes pode favorecer o crescimento excessivo de algas e macrófitas altamente competitivas, reduzindo a diversidade de espécies menos tolerantes a condições eutróficas (Santos *et al.*, 2019). Além disso, modificações físicas no ambiente, como a construção de barragens e canais, contribuem para a fragmentação e degradação dos habitats, impactando negativamente a diversidade de espécies aquáticas associadas.

Figura 12. Diversidade Beta entre os ambientes e períodos sazonais.



Os resultados da análise da diversidade  $\beta$  regional indicaram que a variação na composição das comunidades de macrófitas aquáticas está predominantemente impulsionada pela substituição de espécies (turnover), em vez do acréscimo ou perda de espécies (nestedness), corroborando os padrões já identificados em relatórios anteriores. As análises sazonais da diversidade  $\beta$  revelaram padrões consistentes: as maiores médias foram registradas na foz do rio Doce e nas lagoas durante o período chuvoso, enquanto os menores valores ocorreram nos lagos, independentemente da estação. Esses resultados sugerem que ambientes mais dinâmicos e sujeitos a maior variabilidade hidrológica tendem a apresentar maior dissimilaridade entre suas comunidades ao longo do tempo. Em relação à heterogeneidade sazonal entre os ambientes, observou-se que, em todos os casos, as maiores médias de diversidade  $\beta$  ocorreram no período chuvoso, padrão já evidenciado no RA2024. As maiores dissimilaridades sazonais foram observadas na calha e na foz do rio Doce, refletindo a influência de eventos hidrológicos intensos, como cheias, que promovem substituição significativa de espécies. Por outro lado, os tributários e os reservatórios apresentaram níveis intermediários e semelhantes de dissimilaridade sazonal, enquanto os lagos mostraram baixa variação entre os períodos, indicando pouca influência da sazonalidade sobre a composição de suas comunidades. De forma geral, os resultados reforçam o papel crucial da sazonalidade e da localização geográfica na estruturação das comunidades de macrófitas aquáticas na bacia do baixo rio Doce. A elevada diversidade  $\beta$  observada em ambientes mais instáveis, como a calha e a foz, evidencia o impacto das variações hidrológicas e ambientais sobre a dinâmica florística, ao passo que ambientes mais estáveis, como os lagos, tendem a manter composições mais constantes ao longo do tempo.

Figure 1 consists of two parts: a bar chart and a dot plot. The bar chart shows the number of taxa shared between different types of protected areas. The y-axis is labeled 'Nº Taxa Compartilhados' and ranges from 0 to 15. The x-axis is labeled 'Nº Taxa' and ranges from 0 to 60. The bar chart shows the following data:

Protected Area Type	Nº Taxa	Nº Taxa Compartilhados
Reservatórios	~25	14
Foz_Rio Doce	~35	13
Tributários	~45	12
Lagos	~50	10
Lagoas	~55	9
Calha_Rio Doce	~60	6
Other	~65	5
Other	~70	4
Other	~75	4
Other	~80	4
Other	~85	4
Other	~90	4
Other	~95	3
Other	~100	3
Other	~105	3
Other	~110	2
Other	~115	2
Other	~120	2
Other	~125	2
Other	~130	2
Other	~135	2
Other	~140	1
Other	~145	1
Other	~150	1
Other	~155	1
Other	~160	1
Other	~165	1
Other	~170	1
Other	~175	1

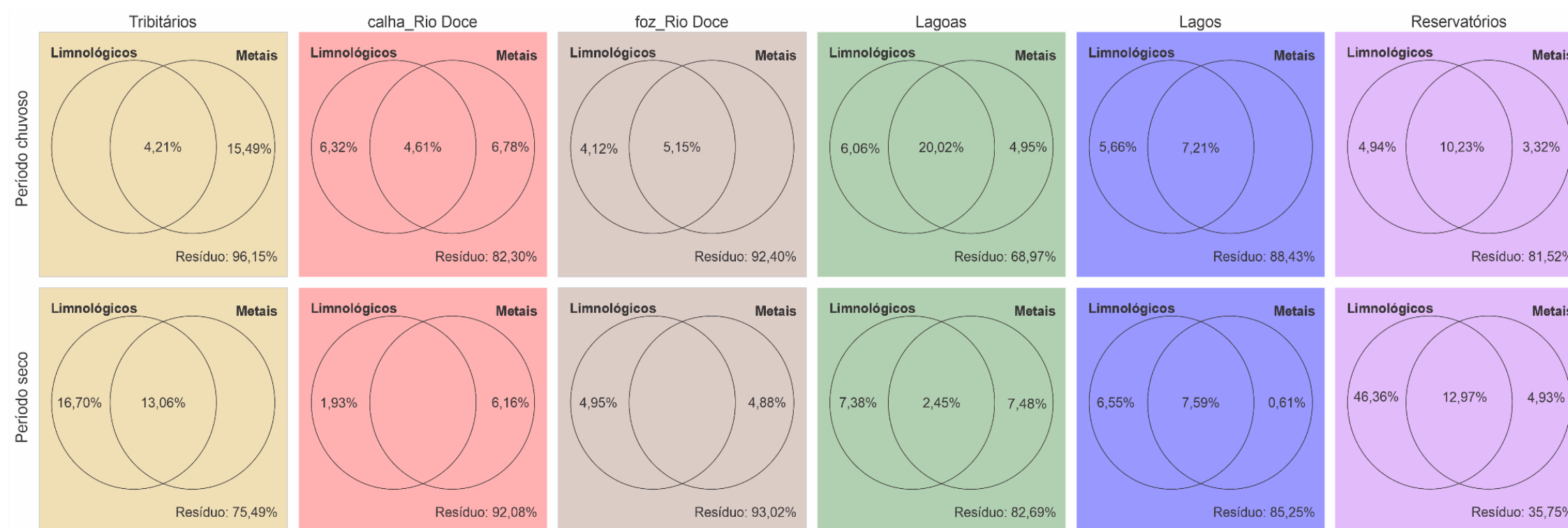
The dot plot shows the number of taxa shared between each type of protected area and the total number of taxa. The y-axis is labeled 'Nº Taxa Compartilhados' and ranges from 0 to 15. The x-axis is labeled 'Nº Taxa' and ranges from 0 to 60. The dot plot shows the following data:

Protected Area Type	Nº Taxa	Nº Taxa Compartilhados
Reservatórios	~25	14
Foz_Rio Doce	~35	13
Tributários	~45	12
Lagos	~50	10
Lagoas	~55	9
Calha_Rio Doce	~60	6
Other	~65	5
Other	~70	4
Other	~75	4
Other	~80	4
Other	~85	4
Other	~90	4
Other	~95	3
Other	~100	3
Other	~105	3
Other	~110	2
Other	~115	2
Other	~120	2
Other	~125	2
Other	~130	2
Other	~135	2
Other	~140	1
Other	~145	1
Other	~150	1
Other	~155	1
Other	~160	1
Other	~165	1
Other	~170	1
Other	~175	1

30



Figura 14. Partição da variância da diversidade em relação as variáveis Limnológicas (temperatura; material particulado em suspensão; condutividade; fosfato; dióxido de nitrogênio; nitrato; amônio; silicato) e aos Metais (alumínio; bário; cromo; ferro; manganês; arsênio) na água por período sazonal e ambiente analisado.



Analisando a partição da variância da diversidade em relação aos fatores abióticos, foi observado que nos tributários, no período chuvoso a variação da diversidade de macrófitas aquáticas pode ser explicada pelas variáveis de metais, enquanto no período seco, pelas variáveis limnológicas, assim como evidenciado no RA2024. Para a calha do rio Doce, em ambos os períodos sazonais, pode ser explicada majoritariamente pelas variáveis de metais, apesar da influência das variáveis limnológicas, sobretudo no período chuvoso, entretanto, no período seco a influência dos metais é maior em relação as variáveis limnológicas. Já na foz, a variância da diversidade é explicada, em ambos os períodos sazonais, pelas variáveis limnológicas, apesar do fato de no período seco, a influência dos metais ser próxima da influência das variáveis limnológicas. Já nos ambientes lênticos, nas lagoas as variáveis limnológicas são mais explicativas no período chuvoso, enquanto que no período seco, a influencia dos metais ultrapassou a influência das variáveis limnológicas, haja vista que no RA2024, as variáveis limnológicas tinham maior interferência em relação aos metais para o período seco nas lagoas; nos lagos, em ambos os períodos sazonais a variância da diversidade das macrófitas é explicada pelas variáveis limnológicas, tendo os metais baixa interferência no período seco. Por fim, nos reservatórios, em ambos os períodos sazonais as variáveis limnológicas tiveram maior influência sobre a comunidade de macrófitas aquáticas, sendo a influência dos metais maior no período seco em relação ao período chuvoso, sendo esse fato semelhante ao observado nas lagoas e nos lagos.

### 3.5 ABSORÇÃO DE METAIS

Tabela 2. Concentração de metais pesados em Macrófitas Aquáticas na calha do rio Doce. \*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 (Itapina)	<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 (Resplendor)	<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
	RDO15 (Porto de Linhares)	<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
Seco 5	E0 (Itapina)	<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 (Resplendor)	<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
	RDO15 (Porto de Linhares)	<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
Chuvoso 6	E0 (Itapina)	<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. longicarpa</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 (Resplendor)	<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
	RDO15 (Porto de Linhares)	<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
Seco 6	E0 (Itapina)	<i>L. decurrens</i>	Folha	353,5	<2,0	818,5	198,6	93,8	<10	<3,0	100,9
			Raiz	265,9	<2,0	179,8	223,9	55,6	<10	<3,0	121,6
		<i>T. longicarpa</i>	Folha	480,9	<2,0	177,9	413,9	28,8	<10	<3,0	180,4
			Raiz	82,4	<2,0	23,6	114,8	31,5	<10	<3,0	55,1
	E0a (Resplendor)	<i>L. octovalvis</i>	Folha	324,7	<2,0	374,8	242,8	32,4	<10	<3,0	84,8
			Raiz	523,4	12	493,4	523,3	47,8	<10	<3,0	171,9
		<i>P. stratiotes</i>	Folha	749,3	<2,0	333,9	490	38	<10	<3,0	258,1
			Raiz	386,4	<2,0	3732,9	438,1	23,4	<10	<3,0	75,2
	RDO15 (Porto de Linhares)	<i>E. azurea</i>	Folha	48	<2,0	204,4	180,1	23,9	<10	<3,0	128,6
			Raiz	2958,7	9,8	3053,8	3214,7	24,9	<10	<3,0	163,5
		<i>L. decurrens</i>	Folha	424	<2,0	465,8	485,5	97,9	<10	<3,0	205,9
			Raiz	3927,3	6,7	2997,3	2427,3	45	<10	<3,0	233,8
Chuvoso 7	RDO15 (Porto de Linhares)	<i>E. azurea</i>	Folha	4435.8	6.3	649.6	3598.3	64.8	<10	<3,0	138.7
			Raiz	394.6	<2,0	279.2	233.1	15.9	<10	<3,0	66.7
		<i>P.aquaticum</i>	Folha	17284.6	32.6	664.5	16273	40.7	<10	<3,0	253.7
			Raiz	4435.8	6.3	649.6	3598.3	64.8	<10	<3,0	192.8
	RDO11	<i>P. hydropiperoides</i>	Folha	1199.3	2.8	396.3	820.6	24.8	<10	<3,0	72.6
			Raiz	6446.8	24.4	1081.9	5757.1	18.1	<10	<3,0	135.5
		<i>E. azurea</i>	Folha	1997.7	4.8	396.3	2162.9	23.8	<10	<3,0	200.1
			Raiz	16939.8	24.1	914.4	8508.3	31.6	<10	<3,0	146.2

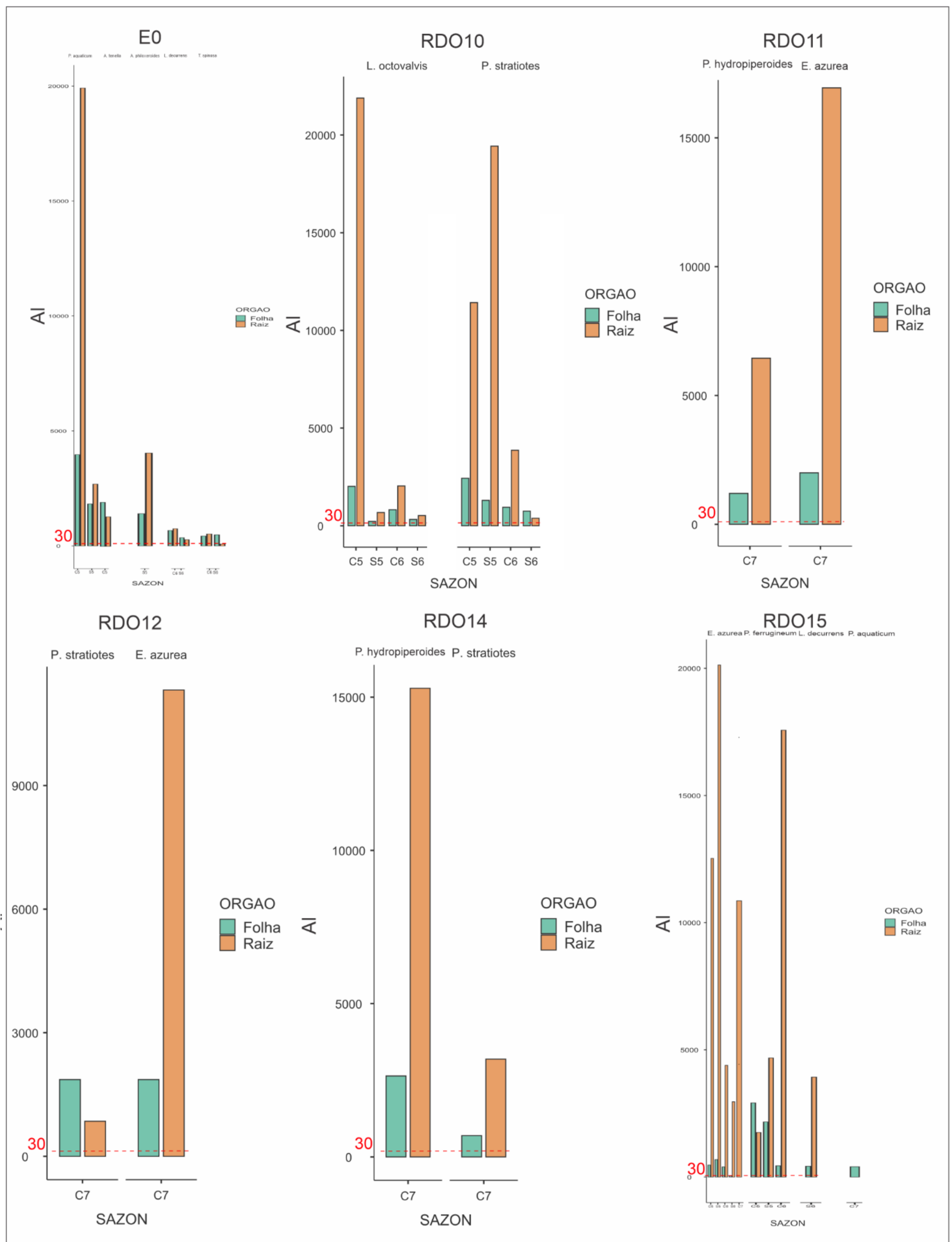


Período	Estação Amostral	Espécie	Órgão	Al (mg/Kg)	V (mg/Kg)	Mn (mg/Kg)	Fe (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)	As (mg/Kg)	Cd (mg/Kg)	Ba (mg/Kg)
Chuvoso 7	RDO12	E. azurea	Folha	1863.4	6.1	256.9	2201.2	39	<10	<3,0	223.9
			Raiz	11316.9	28.9	973	18725.3	47.1	<10	<3,0	142.6
		P. stratiotes	Folha	1863.4	6.1	256.9	2201.2	39	<10	<3,0	288.2
			Raiz	852.7	12.2	533.6	4341.6	39.7	<10	<3,0	303.7
	RDO14	P. hydropiperoides	Folha	2641.2	3.7	702.7	1936.1	30.3	<10	<3,0	74.1
			Raiz	15290.4	45.3	2271.6	9976.3	31.9	<10	<3,0	312.6
		P. stratiotes	Folha	695.1	5.4	488.5	1976.6	22.1	<10	<3,0	447.4
			Raiz	3189.9	10.7	693.7	1976.4	28.4	<10	<3,0	337.8
	RDO15 (Porto de Linhares)	E. azurea	Folha	4435.8	6.3	649.6	3598.3	64.8	<10	<3,0	138.7
			Raiz	394.6	<2,0	279.2	233.1	15.9	<10	<3,0	66.7
		P.aquaticum	Folha	17284.6	32.6	664.5	16273	40.7	<10	<3,0	253.7
			Raiz	4435.8	6.3	649.6	3598.3	64.8	<10	<3,0	192.8
Valores médios de referência (mg/Kg) *				30	9,1	730	100	66	3,2	1,9	1

As análises de bioacumulação de metais pesados pelas macrófitas aquáticas na calha do rio Doce indicaram uma maior concentração de metais nas raízes em comparação às folhas. Este padrão sugere que os metais se acumulam preferencialmente na parte basal das plantas, que está em contato direto com a água ou com sedimentos, no caso das espécies fixas. Comparando-se aos valores médios de referência, todas as amostras apresentaram concentrações elevadas de Al, Fe e Ba. Especificamente, as menores concentrações de Al foram detectadas nas folhas de *Eichhornia azurea* em RDO15 no período seco do ano 6, enquanto as maiores foram encontradas nas raízes de *Ludwigia octovalvis* em E0A durante o período chuvoso do Ano 5.

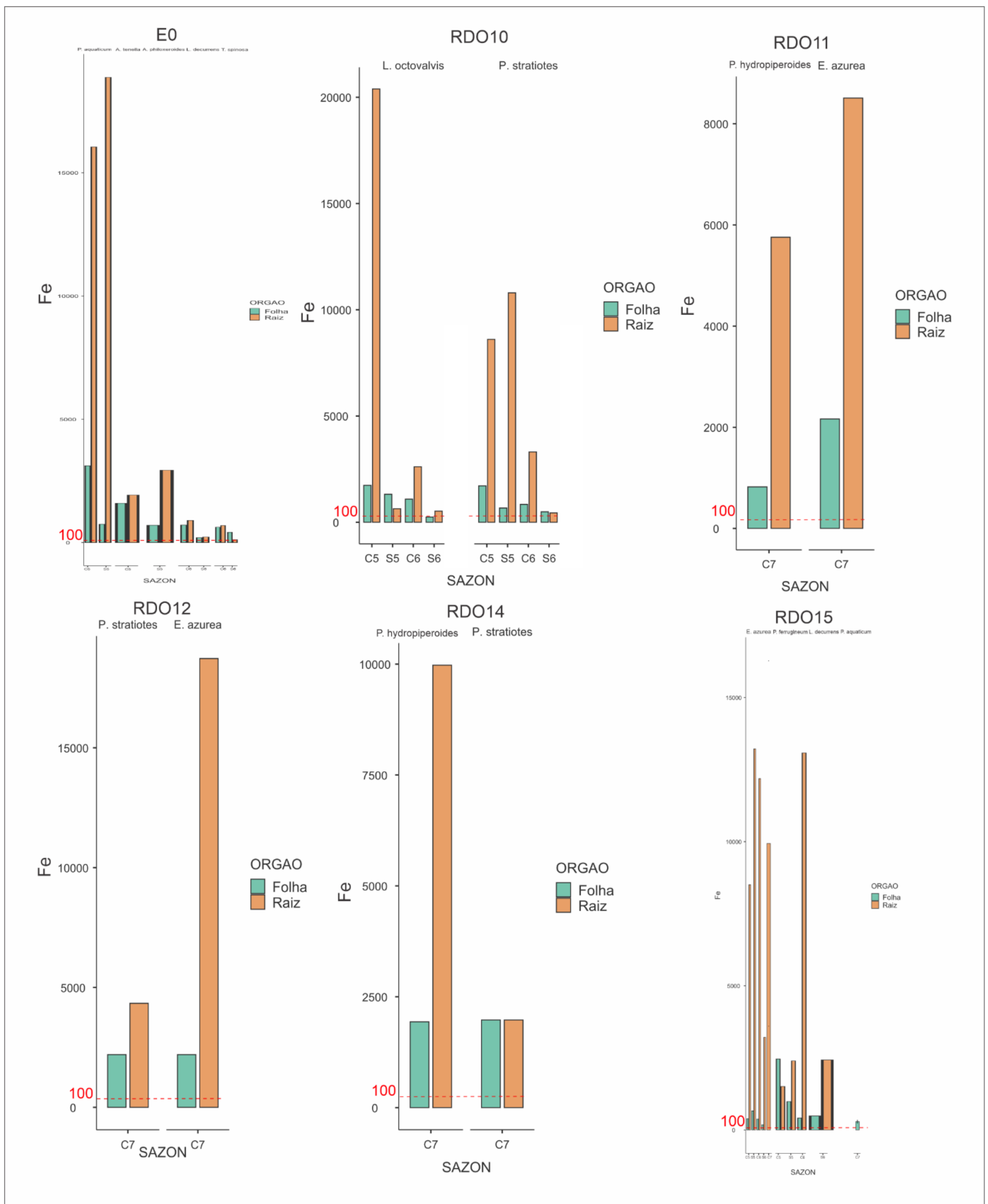
No caso do V, diversas amostras apresentaram concentrações abaixo dos valores de referência, enquanto em outras amostras, os valores foram superiores. As menores concentrações detectáveis foram observadas nas raízes de *Alternanthera tenella* em E0 no período chuvoso do Ano 5, e as maiores nas raízes de *Polygonum hydropiperoides* em RDO14 durante o período chuvoso do Ano 7. Para o Mn, os menores valores foram registrados nas raízes de *Tarenaya longicarpa* em E0, no período seco do Ano 6, enquanto os maiores foram detectados nas raízes de *Pistia stratiotes* em E0A, no período seco do Ano 6, mantendo o resultado destacado no RA2024. Em relação ao Zn, as menores concentrações ocorreram nas folhas de *Ludwigia octovalvis* em E0A, no período seco 5, e as maiores nas raízes de *Polygonum ferrugineum* em RDO15, durante o período chuvoso 6, também mantendo o resultado apresentado no RA2024. Por fim, para o Ba, as menores concentrações foram verificadas nas folhas de *Ludwigia octovalvis* em E0A, no período seco 5, enquanto, para o Fe, os menores valores foram registrados nas raízes de *Tarenaya longicarpa* em E0, no período seco 6 e os maiores nas raízes de *Ludwigia octovalvis* em E0A, durante o período chuvoso 5, também mantendo o resultado apresentado no RA2024. No sétimo período chuvoso, nas estações que já vinham sendo monitoradas (E0A e RDO15), os maiores valores de bioacumulação para Al e V foram nas folhas de *P. aquaticum* no RDO15; para Mn e Fe, os maiores valores foram nas raízes de *P. stratiotes* em E0A; para o Zn, os maiores valores foram nas folhas de *E. azurea* e raízes de *P. aquaticum* em RDO15; enquanto que para Ba, os maiores valores de bioacumulação foram nas folhas de *P. stratiotes* em E0A. Desde outubro de 2024, na calha do rio Doce, três estações tiveram o seu monitoramento iniciado. Nelas, os maiores valores de Al foram nas raízes de *E. azurea* em RDO11; para o V e Mn, foram nas raízes de *P. hydropiperoides* em RDO14; para o Fe e Zn, nas raízes de *E. azurea* em RDO12; para o Ba, nas folhas de *P. stratiotes* em RD014.

Figura 15. Bioacumulação de Al nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nas estações da calha do rio Doce. Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.



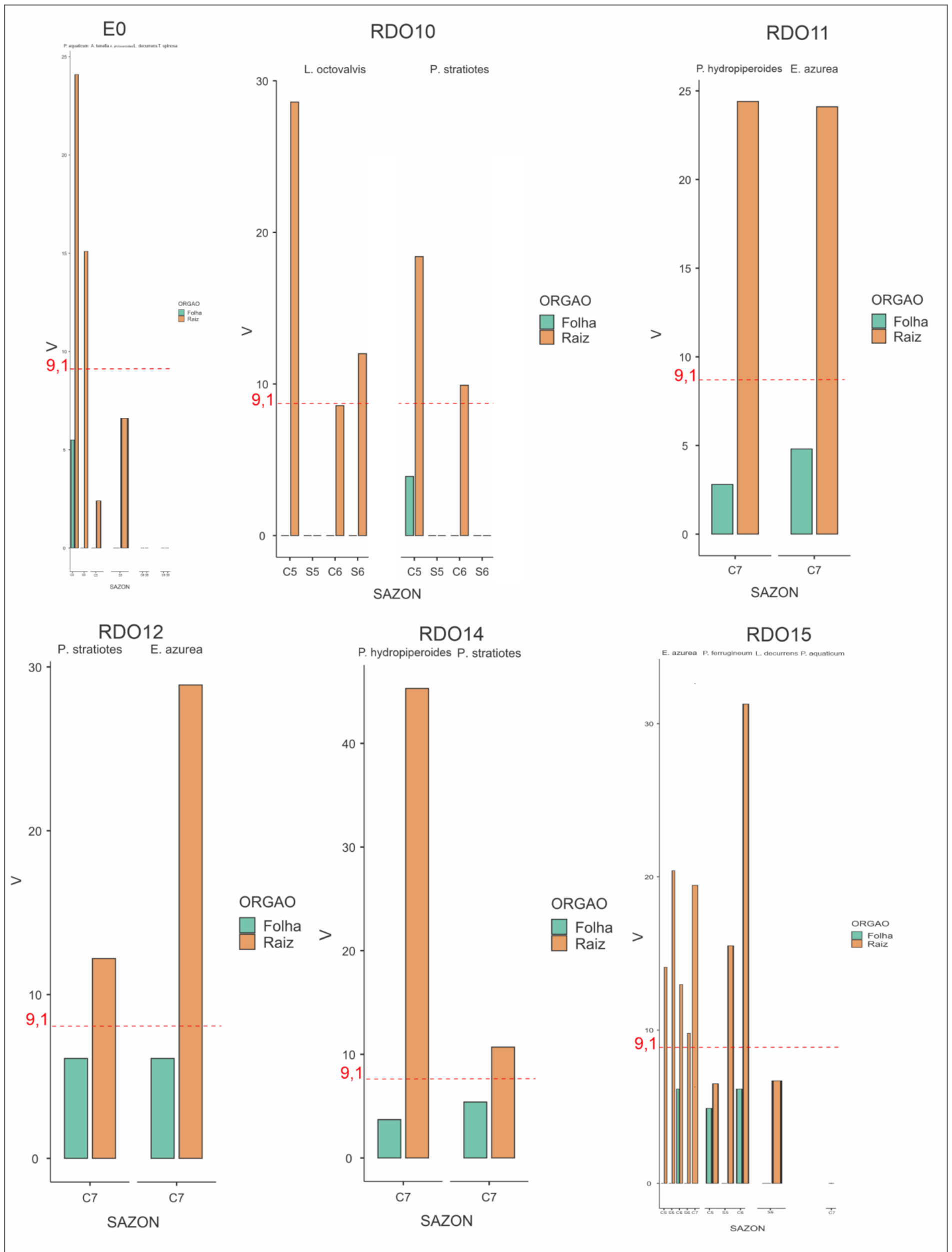
De modo geral, observou-se um padrão consistente com maior acúmulo de Al nas raízes em comparação às folhas, independentemente da espécie, local ou época do ano. Esse padrão indica um possível mecanismo de retenção ou exclusão do metal pelas raízes, que atuam como uma barreira fisiológica limitando a translocação para os tecidos aéreos. Na estação E0, os níveis de Al foram extremamente elevados, com concentrações nas raízes ultrapassando 200.000 mg/kg em algumas espécies. Embora as folhas também tenham apresentado concentrações elevadas em relação às demais estações, os valores nas raízes foram drasticamente superiores em todos os períodos amostrados. Na estação E0A, as espécies *Ludwigia octovalvis* e *Pistia stratiotes* exibiram acúmulo expressivo de Al nas raízes, especialmente nos períodos C5 e C7, com valores superiores a 20.000 mg/kg. As folhas dessas espécies apresentaram concentrações significativamente menores, embora ainda acima do limite (30 mg/kg). Os dados dessa estação também indicam certa estabilidade sazonal nas concentrações. Na estação RDO11, amostrada apenas no período C7, *P. hydropiperoides* e *Eichhornia azurea* apresentaram concentrações de Al nas raízes superiores a 15.000 mg/kg, mantendo o padrão de acúmulo foliar mais discreto. Resultados semelhantes foram observados na estação RDO12: no mesmo período (C7), as raízes de *P. stratiotes* e *E. azurea* exibiram concentrações entre 6.000 e 9.000 mg/kg, enquanto as folhas apresentaram valores próximos a 2.000 mg/kg. Na estação RDO14, também durante o período C7, *P. hydropiperoides* e *P. stratiotes* mantiveram o padrão de concentração elevada nas raízes (acima de 15.000 mg/kg) com valores foliares inferiores. A estação RDO15, assim como E0, apresentou os valores mais extremos da análise. Estes resultados evidenciam uma alta disponibilidade de Al no ambiente e uma possível exposição crônica das macrófitas a esse metal. Em todas as estações e períodos, os valores registrados, tanto em folhas quanto em raízes, estiveram consistentemente acima do valor de referência de 30 mg/kg, indicando uma bioacumulação significativa de Al. Essa tendência reforça o papel ecológico das macrófitas aquáticas como bioindicadoras eficazes da presença de metais pesados em ambientes aquáticos, especialmente em contextos de impacto ambiental prolongado.

Figura 16. Bioacumulação de Fe nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nas estações da calha do rio Doce. Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERIODO SAZONAL.



Assim como observado para o Al, verificou-se um padrão de maior acúmulo de Fe nas raízes em comparação às folhas, embora a diferença entre esses órgãos tenha sido, em alguns casos, menos acentuada. A linha de referência em vermelho indica o limite de 100 mg/kg, adotado como valor indicativo de contaminação ambiental. Na estação E0, novamente foram observadas as maiores concentrações de Fe entre todas as estações analisadas. As raízes das espécies apresentaram níveis superiores a 150.000 mg/kg em alguns casos, enquanto as folhas exibiram concentrações significativamente menores, porém ainda elevadas. Apesar da variabilidade sazonal, os altos valores de Fe foram consistentes ao longo do tempo, com todas as amostras ultrapassando amplamente o limite de 100 mg/kg. Na estação E0A, as espécies *Ludwigia octovalvis* e *Pistia stratiotes* apresentaram concentrações elevadas de Fe nas raízes, variando entre 10.000 e 22.000 mg/kg, especialmente nos períodos C5 e C7. As folhas dessas espécies mantiveram níveis mais baixos, entre 2.000 e 4.000 mg/kg, ainda assim acima do limite de referência. As variações sazonais foram relativamente estáveis, indicando um acúmulo contínuo ao longo do tempo. Na estação RDO11, amostrada no período C7, *P. hydropiperoides* e *Eichhornia azurea* exibiram acúmulo expressivo de Fe nas raízes, com concentrações entre 6.000 e 9.000 mg/kg. As folhas dessas espécies apresentaram valores entre 1.500 e 2.500 mg/kg, também superiores ao limite de 100 mg/kg. Em RDO12, no mesmo período C7, *P. stratiotes* e *E. azurea* demonstraram altas concentrações de Fe nas raízes, com destaque para *E. azurea*, que superou 18.000 mg/kg. As folhas mantiveram valores elevados, entre 2.000 e 4.000 mg/kg. Na estação RDO14, o padrão se manteve: no período C7, as raízes de *P. hydropiperoides* alcançaram cerca de 10.000 mg/kg, enquanto folhas e raízes de *P. stratiotes* apresentaram concentrações entre 2.000 e 3.000 mg/kg. Por fim, a estação RDO15 revelou níveis altos de Fe nas raízes, principalmente em *E. azurea* e *P. aquaticum*, com valores superiores a 150.000 mg/kg. As folhas dessas espécies também apresentaram concentrações elevadas, acima de 10.000 mg/kg, evidenciando forte bioacumulação. Em todas as estações e períodos analisados, tanto raízes quanto folhas apresentaram concentrações de ferro superiores ao limite de 100 mg/kg, indicando intensa contaminação por Fe nos ambientes estudados. Esses resultados reforçam o papel das macrófitas aquáticas como bioindicadoras eficientes da presença de metais pesados em ecossistemas aquáticos. Além disso, o predomínio do acúmulo nas raízes, mesmo com alguma translocação para os tecidos foliares, sugere a existência de mecanismos fisiológicos ativos na absorção e compartimentalização do ferro, o que pode ter importantes implicações ecológicas e toxicológicas para essas comunidades aquáticas.

Figura 17. Bioacumulação de V nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nas estações da calha do rio Doce. Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.





A bioacumulação de V tem sido mais relevante no compartimento radicular, com concentrações superiores às encontradas nas folhas. A linha pontilhada vermelha, posicionada em 9,1 mg/kg, representa o valor de referência adotado como limite indicativo de contaminação ambiental. Na estação E0, os níveis de V nas raízes foram os mais elevados entre todas as estações, alcançando cerca de 40 mg/kg em algumas espécies. As folhas, por sua vez, apresentaram concentrações significativamente menores, geralmente abaixo de 10 mg/kg, embora ainda acima do limite de referência. Na estação E0A, as espécies *Ludwigia octovalvis* e *Pistia stratiotes* mantiveram um acúmulo consistente de V nas raízes ao longo dos períodos C5, S5, C6, S6 e C7, com concentrações variando entre 20 e 30 mg/kg. As folhas dessas espécies exibiram valores inferiores, entre 5 e 10 mg/kg, alguns próximos ou ligeiramente abaixo do limite de 9,1 mg/kg, mantendo o padrão de acúmulo preferencial nas raízes. Em RDO11, amostrada apenas no período C7, as raízes de *P. hydropiperoides* e *Eichhornia azurea* apresentaram concentrações entre 20 e 25 mg/kg, enquanto as folhas dessas espécies variaram entre 7 e 10 mg/kg. Valores semelhantes foram observados na estação RDO12, onde *P. stratiotes* e *E. azurea* acumularam V em níveis entre 25 e 30 mg/kg nas raízes, com folhas próximas a 10 mg/kg. Na estação RDO14, durante o período C7, *P. hydropiperoides* apresentou os maiores valores de V registrados, com raízes atingindo aproximadamente 45 mg/kg. *P. stratiotes* exibiu concentrações mais baixas, porém ainda significativas, cerca de 10 mg/kg nas raízes e entre 6 e 8 mg/kg nas folhas. Por fim, na estação RDO15, observou-se novamente um padrão acentuado de acúmulo nas raízes, com valores entre 25 e 35 mg/kg para diversas espécies, como *E. azurea* e *P. aquaticum*. As folhas dessas espécies apresentaram concentrações entre 8 e 12 mg/kg, próximas ao limite de referência. De modo geral, os dados indicam que em todas as estações houve bioacumulação significativa de V, com concentrações nas raízes sistematicamente acima do valor de referência de 9,1 mg/kg, e em muitos casos, também nas folhas. Esse padrão reforça o potencial das macrófitas aquáticas como bioindicadoras eficientes da contaminação por vanádio. Além disso, o predomínio do acúmulo radicular sugere a existência de mecanismos fisiológicos que favorecem a retenção do metal nas raízes, limitando sua translocação para os tecidos aéreos. Estudos indicam que o V é geralmente acumulado nas raízes devido a processos como a precipitação em formas menos móveis e a redução química do metal, o que contribui para sua retenção. Entretanto, a presença recorrente de concentrações foliares acima do limite de segurança indica que, em diversas situações, pode ocorrer translocação significativa para as partes aéreas, o que pode acarretar implicações ecológicas e fisiológicas importantes para as espécies envolvidas, incluindo possíveis efeitos tóxicos e alterações no metabolismo vegetal. Esses resultados destacam a importância de monitorar o V em ambientes aquáticos impactados e reforçam o papel das macrófitas como ferramentas valiosas para avaliação da qualidade ambiental e dos riscos associados à contaminação por metais pesados.

Os resultados evidenciam que as raízes desempenham um papel central na bioacumulação de metais pesados, funcionando como um reservatório primário de contaminação. As diferenças entre as estações e os períodos sazonais refletem variações nos fatores ambientais e biológicos que influenciam a absorção de metais. Esse padrão ressalta a importância do monitoramento contínuo para entender os impactos ecológicos e identificar espécies potenciais para fitorremediação em ecossistemas



impactados como o rio Doce. Algumas espécies, como *E. azurea* e *P. stratiotes*, apresentam maior capacidade de acumular metais pesados.

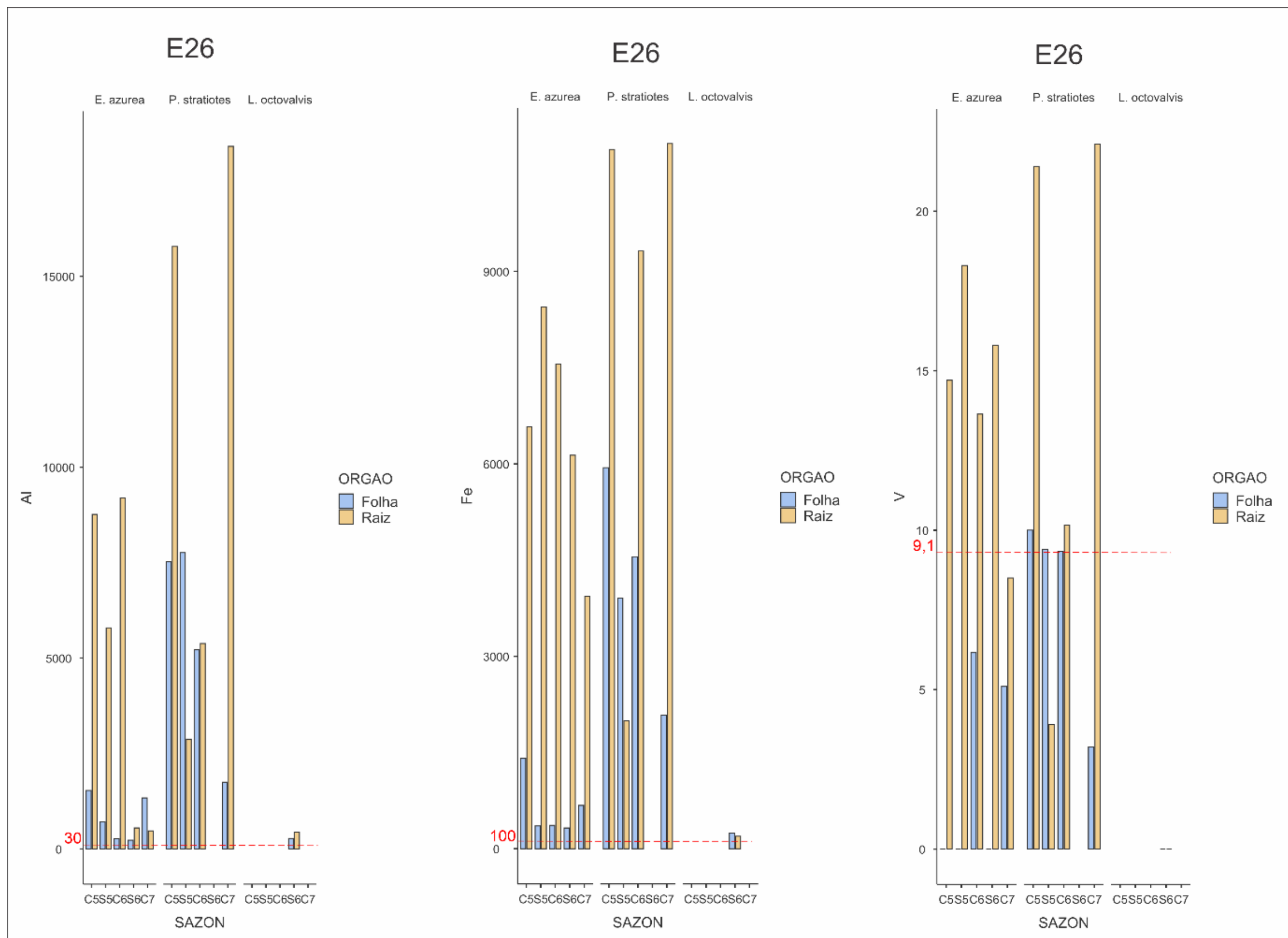
Tabela 3. Concentração de metais pesados em Macrófitas Aquáticas na foz do rio Doce. \* média da concentração de elementos traço em plantas de água doce de ambientes controlados não contaminados, segundo Outridge & Noller (1991) para V, Mn, Zn, As e Cd, e segundo Ostroumov (2005) para Al, Fe e Ba.

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	RDO16orto de Regência)	E. azurea	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
		P. stratiotes	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	RDO16(Porto de Regência)	E. azurea	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
		P. stratiotes	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	RDO16	E. azurea	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
		P. stratiotes	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
Seco 6	RDO16	E. azurea	Folha	230,7	<2,0	115,6	323	22,6	<10	<3,0	62,8
			Raiz	550,1	15,8	365,7	6134,5	30,1	<10	<3,0	121,2
		L. octovalvis	Folha	276,5	<2,0	824,4	243,9	39,4	<10	<3,0	249,6
			Raiz	443,2	<2,0	142,8	194,1	21,7	<10	<3,0	101,1
Chuvoso 7	RDO16	E. azurea	Folha	1335	5.1	415.5	674.8	56.4	<10	<3,0	344.5
			Raiz	474.5	8.5	708.2	3935.5	43.7	<10	<3,0	154
		P. stratiotes	Folha	1747.8	3.2	444.8	2082.8	16	<10	<3,0	113.8
			Raiz	18401	22.1	1113.2	10994.7	41.9	<10	<3,0	235.3
Valores médios de referência (mg/Kg) *				30	9,1	730	100	66	3,2	1,9	1

Para a foz do rio Doce, os maiores valores para o Al foram nas raízes de *P. stratiotes* no C5 e os menores foram nas folhas de *E. azurea* no S6. Para o V, os maiores valores foram nas raízes de *P. stratiotes* no C7 e os menores detectáveis foram nas folhas de *P. stratiotes* no C7. Para o Mn, os maiores valores foram nas raízes de *E. azurea* no C5 e os menores foram nas folhas de *E. azurea* no S6, mantendo o mesmo resultado apresentado no R2024. Para o Fe, os maiores valores foram nas raízes de *P. stratiotes* no C7 e os menores nas raízes de *L. octovalvis* no S6. Para o Zn, os maiores valores foram nas raízes de *E. azurea* no S5 e os menores nas folhas de *E. azurea* no C6, também mantendo o apresentado no RA2024. As e Cd tiveram o mesmo padrão verificado na calha do rio Doce. Os maiores valores de Ba foram nas folhas de *P. stratiotes* no C5 e os menores nas folhas de *E. azurea* no S6. Majoritariamente, os valores de bioacumulação de metais nas macrófitas na foz do rio Doce, está associado a acumulação nas raízes, sobretudo na espécie *E. azurea*.

Em comparação com os valores de referência, para o Al, Fe e Ba, a bioacumulação em todas as amostras foi superior. Para o V, dez amostras tiveram os valores de bioacumulação acima dos limites de referência, sendo elas: raízes de *Eichhornia azurea* no C5, no S5, no C6 e no S6, folhas de *Pistia stratiotes* no C5, S5 e C6, raízes de *Pistia stratiotes* no C5, C6 e C7; para o Mn, cinco amostras tiveram valores acima dos limites de referência, sendo elas: raízes de *Eichhornia azurea* no C5 e S5, folhas de *Pistia stratiotes* no S5, raízes de *P. stratiotes* no C7, folhas de *Ludwigia octovalvis* no S6. Para o Zn, todas as amostras tiveram valores de bioacumulação abaixo dos limites de referência, e para o As e Cd, os valores mínimos não foram detectados. Na foz do rio Doce, os maiores valores de bioacumulação para Al, V, Mn e Fe foram nas raízes de *P. stratiotes*, enquanto para o Zn e Ba, os maiores valores encontrados foram nas folhas de *E. azurea*.

Figura 18. Bioacumulação de Al, Fe e V nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas na estação da foz do rio Doce. Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.



O conjunto de dados da estação E26 revela um padrão consistente de acúmulo preferencial dos metais pesados Al, Fe e V nas raízes em relação às folhas, em todas as espécies analisadas, com variações ao longo dos períodos sazonais. Em todos os casos, as concentrações superam os limites de referência adotados, 30 mg/kg para Al, 100 mg/kg para Fe e 9,1 mg/kg para V. Para o Al, as raízes apresentaram os maiores níveis de acúmulo em todas as espécies, com destaque para *Ludwigia octovalvis*, que ultrapassou 17.000 mg/kg nos períodos S6 e C7. As folhas, embora com concentrações menores, também excederam o limite de 30 mg/kg, especialmente em *Pistia stratiotes* e *Eichhornia azurea*, com valores entre aproximadamente 500 e 3.000 mg/kg ao longo dos períodos analisados. Os níveis elevados de Al mantiveram-se estáveis durante todos os ciclos sazonais, sem indicação de redução significativa. No caso do Fe, observou-se padrão semelhante, com raízes acumulando concentrações frequentemente acima de 9.000 mg/kg, como em *L. octovalvis* e *P. stratiotes* nos períodos C6 e C7. As folhas também apresentaram valores elevados de Fe, entre 2.000 e 6.000 mg/kg em *E. azurea* e *P. stratiotes*, muito acima do limite de 100 mg/kg. Assim como para o Al, não houve evidência de diminuição sazonal significativa nos níveis de Fe. Quanto ao Vanádio (V), os dados indicam bioacumulação acentuada, com predominância nas raízes. *P. stratiotes* e *E. azurea* apresentaram concentrações radiculares entre 15 e 22 mg/kg, consistentemente acima do limite de 9,1 mg/kg. As folhas exibiram concentrações mais modestas, com algumas amostras próximas ou ligeiramente abaixo do limite, embora em *P. stratiotes* os valores foliares tenham ultrapassado 10 mg/kg nos períodos C6 e S6. A espécie *L. octovalvis* não apresentou dados disponíveis para V neste conjunto. De forma geral, os resultados da estação E26 confirmam o padrão de acúmulo preferencial de metais pesados nas raízes, sugerindo mecanismos fisiológicos que promovem a retenção dos metais e limitam sua translocação para as folhas. No entanto, a presença significativa de Al e Fe nos tecidos foliares indica que essa barreira não é totalmente eficaz. Os dados indicam a eficiência das espécies *E. azurea*, *P. stratiotes* e *L. octovalvis* como bioindicadoras da presença de metais pesados, com *P. stratiotes* destacando-se pela acumulação simultânea de todos os três elementos ao longo dos ciclos sazonais avaliados. Esse padrão de bioacumulação é consistente com estudos que apontam as macrófitas aquáticas como ferramentas valiosas para biomonitoramento e avaliação da qualidade ambiental em corpos d'água contaminados, devido à sua capacidade de acumular metais nos órgãos radiculares, refletindo a disponibilidade e persistência desses contaminantes no ambiente.

Tabela 4. Concentração de metais pesados em Macrófitas Aquáticas na calha dos rios Tributários. \* 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	E2	P. punctatum	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
Seco 5	E2	L. octovalvis	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
		A. tenella	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
Chuvoso 6	E2	L. decurrens	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
		L. octovalvis	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
Seco 6	E2	L. decurrens	Folha	294,4	<2,0	3340,1	126,7	84,9	< 10	< 3,0	162,9
			Raiz	870,3	<2,0	902	886,1	52,7	< 10	< 3,0	190,1
		E. azurea	Folha	162,5	<2,0	505,5	227,1	23,6	< 10	< 3,0	142
			Raiz	3796,5	4,6	144	3796,5	25,8	< 10	< 3,0	74,4
Chuvoso 7	RMH01	E. azurea	Folha	772.1	<2,0	77.1	1243.4	6.1	< 10	< 3,0	42.3
			Raiz	9377.7	23.5	1583.7	14658.5	15.1	< 10	< 3,0	146.3
		L. octovalvis	Folha	2312.8	3.6	442.5	1886.4	21.1	< 10	< 3,0	102.1
			Raiz	985.4	14.2	1192.8	4660.6	16.5	< 10	< 3,0	205
	RGU02	P. punctatum	Folha	1477	4.9	1384.9	2545.5	46.4	< 10	< 3,0	166.1
			Raiz	6760.8	25.8	413.8	7123.7	35.2	< 10	< 3,0	219.1
		L. octovalvis	Folha	527.6	<2,0	351	2097.4	25.9	< 10	< 3,0	20.2
			Raiz	3.7	<2,0	85.9	2587.9	29.4	< 10	< 3,0	78.7
Valores médios de referência (mg/Kg)*				30	9,1	730	100	66	3,2	1,9	1

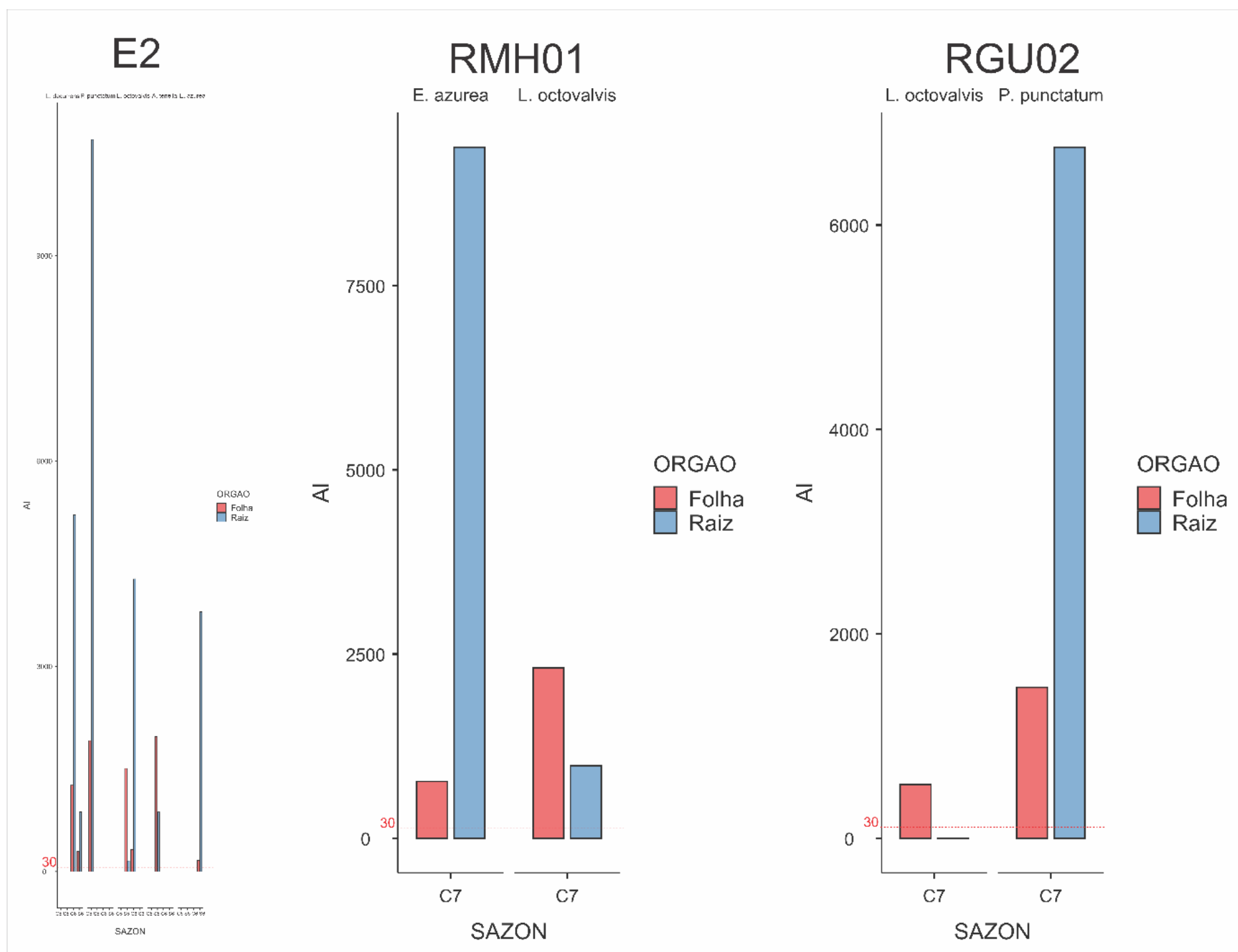


Devido à baixa diversidade e densidade de espécies no rio Manhuaçu, as análises foram realizadas apenas com *Polygonum punctatum* em C5, e com as espécies *Ludwigia decurrens* e *Ludwigia octovalvis* em C6. No período S5, foram analisadas *L. octovalvis* e *Alternanthera tenella*, enquanto no período S6, as análises incluíram *L. decurrens* e *Eichhornia azurea*. Por fim, no C7, como novas estações nos rio Guandu e Manhuaçu, *Eichhornia azurea* e *Ludwigia octovalvis* para o rio Manhuaçu, e *Polygonum punctatum* e *Ludwigia octovalvis* para o rio Guandu. Assim como na calha do rio Doce, a maioria as amostras apresentaram concentrações de metais acima dos valores de referência. Para o Al, os menores valores foram detectados nas raízes de *L. octovalvis*, em RGU02 no período C7, enquanto os maiores valores ocorreram nas raízes de *P. punctatum*, em E2 no C5. No caso do V, as menores concentrações foram encontradas nas folhas de *L. octovalvis* em RMH01 no C7, enquanto as maiores foram observadas nas raízes de *P. punctatum*, em RGU02 no período C7. Para o Mn, os menores valores foram registrados nas folhas de *E. azurea* em RMH01 no C7, enquanto os maiores valores ocorreram nas folhas de *L. decurrens*, em E2 no período S6. No caso do Zn, os menores valores foram encontrados nas folhas de *E. azurea* no período C7 em RMH01, enquanto os maiores valores ocorreram nas folhas de *L. decurrens*, no período S6. O Ba apresentou as menores concentrações nas folhas de *L. octovalvis*, no período C7 em RGU02, e as maiores nas folhas de *Alternanthera tenella*, no período S5 em E2. Por fim, para o Fe, as menores concentrações foram observadas nas folhas de *L. decurrens*, em E2 no período S6, enquanto as maiores ocorreram nas raízes de *P. punctatum*, em E2 no C5.

Em comparação com os valores de referência para o Al, Fe e Ba, o valor de bioacumulação em todas as amostras foi superior. Para o V, quatro amostras tiveram valores de bioacumulação acima do limite de referência. Para o Mn, seis amostras tiveram valores acima dos limites de referência. Apenas uma amostra de folhas de *Ludwigia octovalvis*, no S5, teve valor de bioacumulação de Zn acima do limite de referência; já para As e Cd, os valores mínimos não foram detectados.

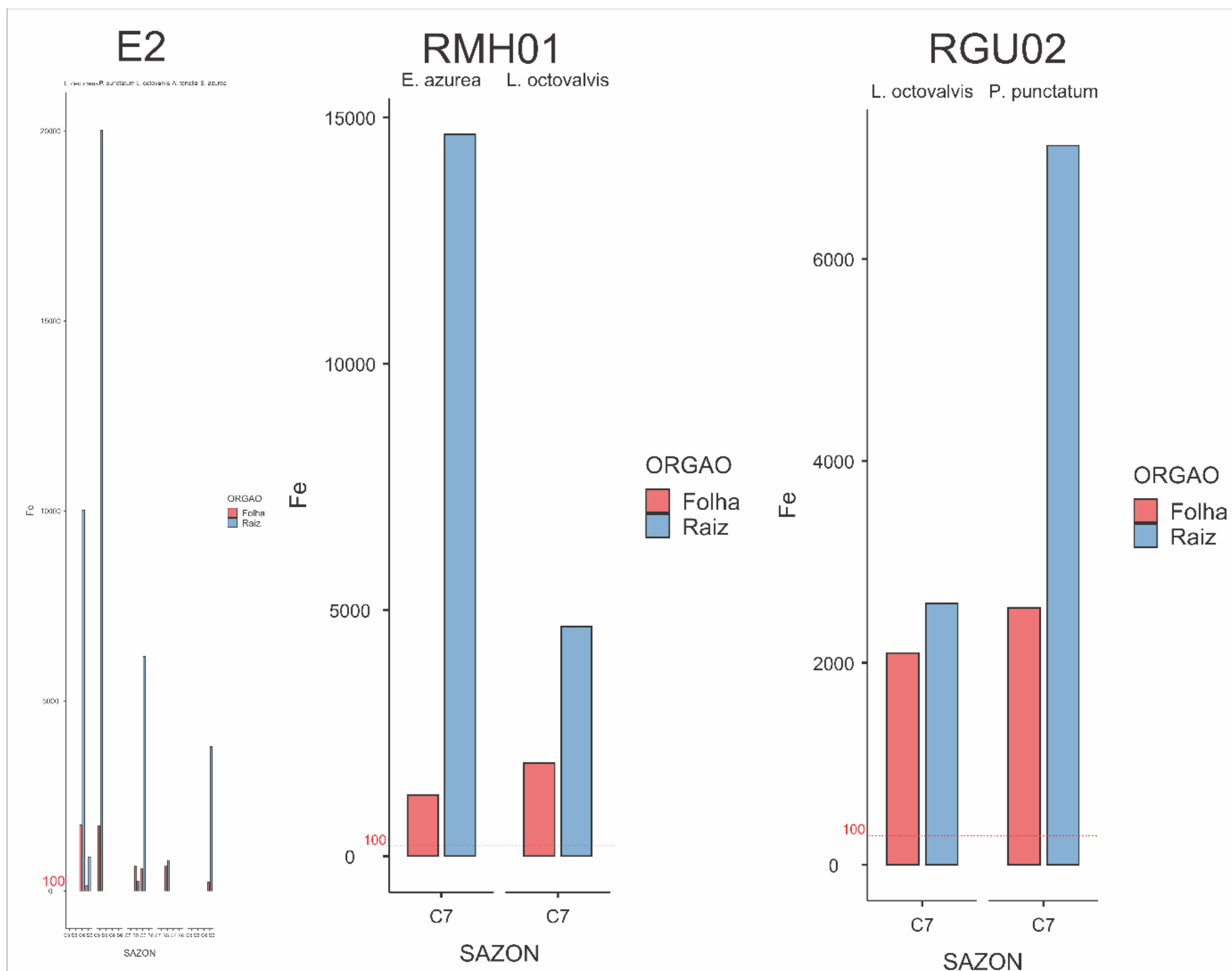
As análises no rio Manhuaçu indicam um padrão semelhante ao da calha do rio Doce, com bioacumulação de metais pesados frequentemente acima dos valores de referência, destacando a importância das raízes como principais locais de acúmulo de metais. Apesar da menor diversidade de espécies, as amostras revelam variações importantes entre períodos sazonais e espécies, refletindo diferenças no potencial de absorção de metais. Para o C7, foi adicionada uma estação na calha do rio Manhuaçu e do rio Guandu. No primeiro, as maiores concentrações de Al, V, Mn e Fe foram nas raízes de *E. azurea*, enquanto para o Zinco, foram nas folhas de *L. octovalvis* e para o Ba, nas raízes desta mesma espécie.

Figura 19. Bioacumulação de Al nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nas estações da calha dos rios Manhuaçu (E2 e RMH01) e rio Guandu (RGU02). Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.



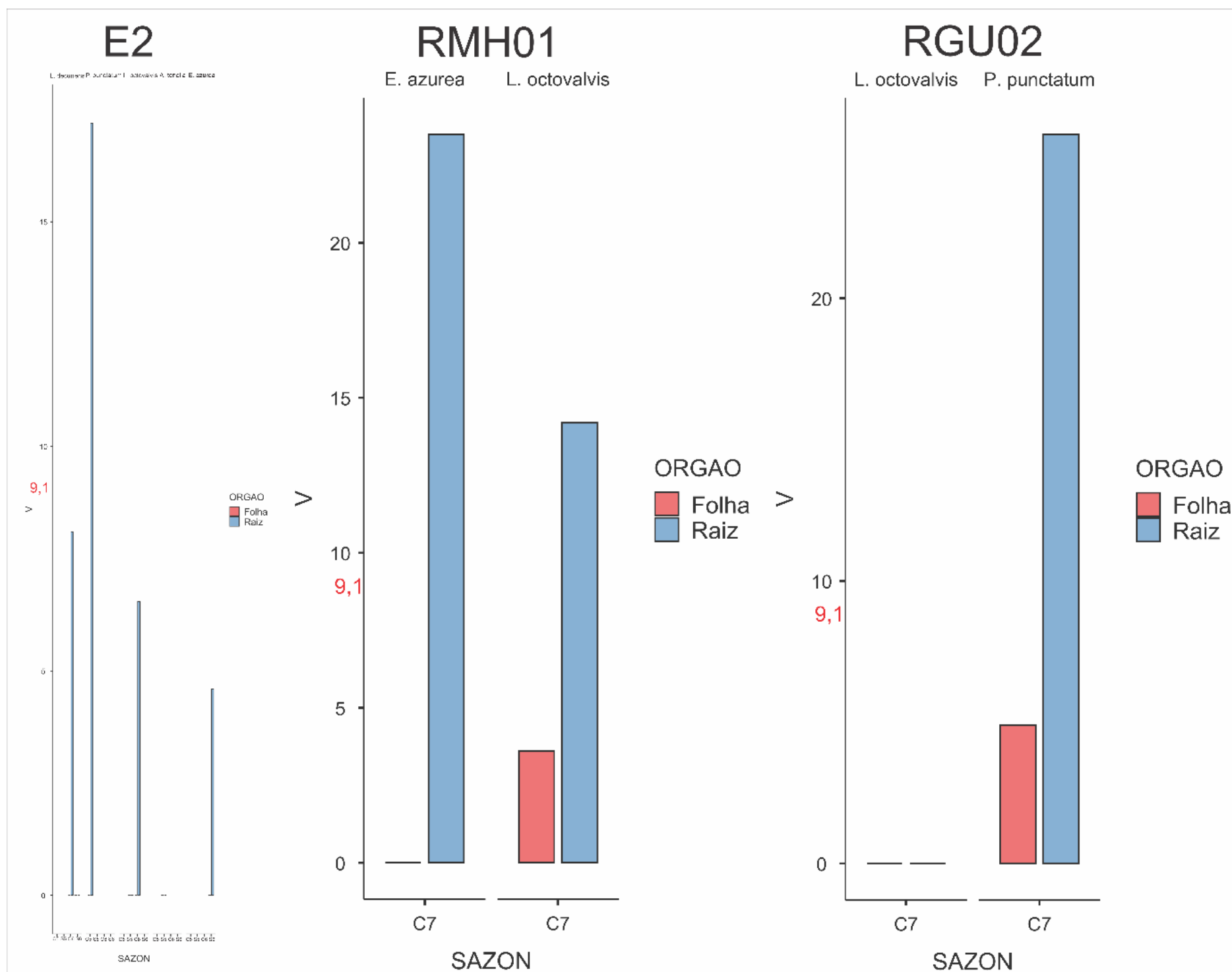
Nos rios tributários, assim como observado com maior detalhamento na calha e foz do rio Doce, o padrão predominante de bioacumulação de Al também ocorre nas raízes das espécies analisadas, com valores que ultrapassam os limites de referência em todas as espécies, órgãos e períodos sazonais avaliados. De forma geral, a estação E2 apresentou a maior taxa de bioacumulação de Al, seguida pela RMH01 e, em seguida, pela RGU02. Na estação E2, destaca-se a elevada bioacumulação nas raízes de *Polygonum punctatum* durante o C5. Em RMH01, além do alto acúmulo nas raízes de *Eichhornia azurea*, chama a atenção a maior concentração de Al nas folhas de *Ludwigia octovalvis* em comparação às suas raízes. De modo semelhante, na estação RGU02, embora os maiores valores tenham sido registrados nas raízes de *P. punctatum*, para *L. octovalvis* os níveis de bioacumulação nas folhas superaram os das raízes. Esses resultados indicam que, embora o padrão geral seja o acúmulo preferencial de alumínio nas raízes, algumas espécies e locais apresentam translocação significativa do metal para os tecidos foliares, podendo refletir diferenças fisiológicas entre as espécies ou variações ambientais locais. A elevada bioacumulação observada reforça o papel das macrófitas aquáticas como bioindicadoras sensíveis da contaminação por metais pesados em ambientes fluviais impactados, especialmente em rios tributários do rio Doce.

Figura 20. Bioacumulação de Fe nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nas estações da calha dos rios Manhuaçu (E2 e RMH01) e rio Guandu (RGU02). Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.



Nos tributários, foi verificado um padrão similar de bioacumulação de Al e Fe, com as maiores concentrações acumuladas nas raízes em comparação às folhas, independentemente do período sazonal ou da espécie analisada. Além disso, o rio Manhuaçu apresenta as maiores taxas de bioacumulação de Fe, especialmente na estação E2, enquanto no rio Guandu os valores são um pouco menores. Esse padrão de maior acúmulo radicular está alinhado com estudos que indicam que as raízes atuam como principais órgãos de retenção de metais pesados em macrófitas aquáticas, funcionando como barreiras fisiológicas que limitam a translocação para os tecidos aéreos. Assim, a maior concentração de Fe nas raízes, especialmente em locais como o rio Manhuaçu, reforça a presença persistente e biodisponível desse metal no ambiente, evidenciando contaminação e a capacidade das macrófitas de atuar como bioindicadoras eficazes da qualidade ambiental fluvial.

Figura 21. Bioacumulação de V nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nas estações da calha dos rios Manhuaçu (E2 e RMH01) e rio Guandu (RGU02). Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.



As três estações apresentaram valores de bioacumulação de V semelhantes e superiores ao limite de referência, sem grandes diferenças entre o rio Manhuaçu e o rio Guandu. Na estação E2, destacou-se a ausência de bioacumulação significativa nas folhas das espécies analisadas, sendo que apenas as raízes de *Polygonum punctatum* no período C5 apresentaram concentrações superiores ao limite de referência. Em RMH01, observou-se ausência de bioacumulação nas folhas de *Eichhornia azurea*, padrão também verificado para folhas e raízes de *Ludwigia octovalvis* na estação RGU02. Entretanto, *L. octovalvis* em RMH01 apresentou taxas consideráveis de bioacumulação de V, sugerindo uma maior propensão ao acúmulo desse metal no rio Manhuaçu em comparação com o rio Guandu. Esses resultados indicam que, embora o padrão geral seja de bioacumulação preferencial nas raízes, a capacidade de acumular V pode variar entre espécies e locais, refletindo diferenças fisiológicas e ambientais que influenciam a dinâmica desse metal nos ecossistemas aquáticos.

Tabela 5. 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	LNV02R (Nova)	<i>E. azurea</i>	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
		<i>L. sedioides</i>	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 (Juparanã)	<i>E. azurea</i>	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
		<i>P. ferrugineum</i>	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 (Palmas)	<i>N. humboldtiana</i>	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
		<i>L. octovalvis</i>	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	LNV02R (Nova)	<i>E. azurea</i>	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
		<i>L. sedioides</i>	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 (Juparanã)	<i>E. azurea</i>	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
		<i>P. ferrugineum</i>	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 (Palmas)	<i>E. insterstincta</i>	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
		<i>L. octovalvis</i>	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	LNV02R (Nova)	<i>E. azurea</i>	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
		<i>L. sedioides</i>	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 (Juparanã)	<i>E. azurea</i>	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
		<i>P. ferrugineum</i>	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 (Palmas)	<i>E. insterstincta</i>	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
		<i>N. humboldtiana</i>	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
Seco 6	LNV02R (Nova)	<i>E. azurea</i>	Folha	21,1	<2,0	284,2	169,6	18,8	<10	<3,0	141,2
Seco 6	LNV02R (Nova)	<i>L. sedioides</i>	Raiz	2348,2	6,7	313,1	288,5	25,9	<10	<3,0	118,4
			Folha	151	<2,0	1086,2	358,1	22,5	<10	<3,0	201,1
			Raiz	2112,2	<2,0	2012,2	2112,2	26,7	<10	<3,0	295,3
	E20 (Juparanã)	<i>E. azurea</i>	Folha	97,6	<2,0	118,0	336	20,4	<10	<3,0	45,5
			Raiz	1604,9	14,8	157,7	1624,9	30,4	<10	<3,0	111,8
		<i>P. ferrugineum</i>	Folha	164,8	<2,0	739,8	189	42,6	<10	<3,0	32,5
			Raiz	1670,8	14,9	113	1955,5	29,9	<10	<3,0	168,8
	E28 (Palmas)	<i>E. interstincta</i>	Folha	43,2	<2,0	82,7	169,2	17,5	<10	<3,0	67,2
			Raiz	215,6	<2,0	50,7	2430,8	16,2	<10	<3,0	16,1
		<i>N. humboldtiana</i>	Folha	98,8	<2,0	135	275,9	22,1	<10	<3,0	54
			Raiz	2166,1	<2,0	2272,1	2332,7	17,3	<10	<3,0	99,5
	Chuvoso 7	LNV02R (Nova)	<i>E. azurea</i>	Folha	634.3	2.2	202.2	405.2	17.6	<10	<3,0
Raiz				4352.6	11.5	530.3	13539.5	19.3	<10	<3,0	194.2
<i>L. sedioides</i>			Folha	6256.6	7.6	262.2	964.9	24.5	<10	<3,0	170.4
			Raiz	13255.7	19.8	216.3	19505.2	16.8	<10	<3,0	181.5
LLM03R		<i>E. insterstincta</i>	Folha	560.8	5.8	371.2	1955.1	25.3	<10	<3,0	110
			Raiz	2738.9	3.6	115.5	11934.1	8.2	<10	<3,0	72.8
		<i>T. domingensis</i>	Folha	285.7	<2,0	203.4	137.3	15.1	<10	<3,0	138.5
			Raiz	13722.1	15.9	1023.8	5041.8	25.5	<10	<3,0	186.7
Valores médios de referência (mg/Kg)*				30	9,1	730	100	66	3,2	1,9	1

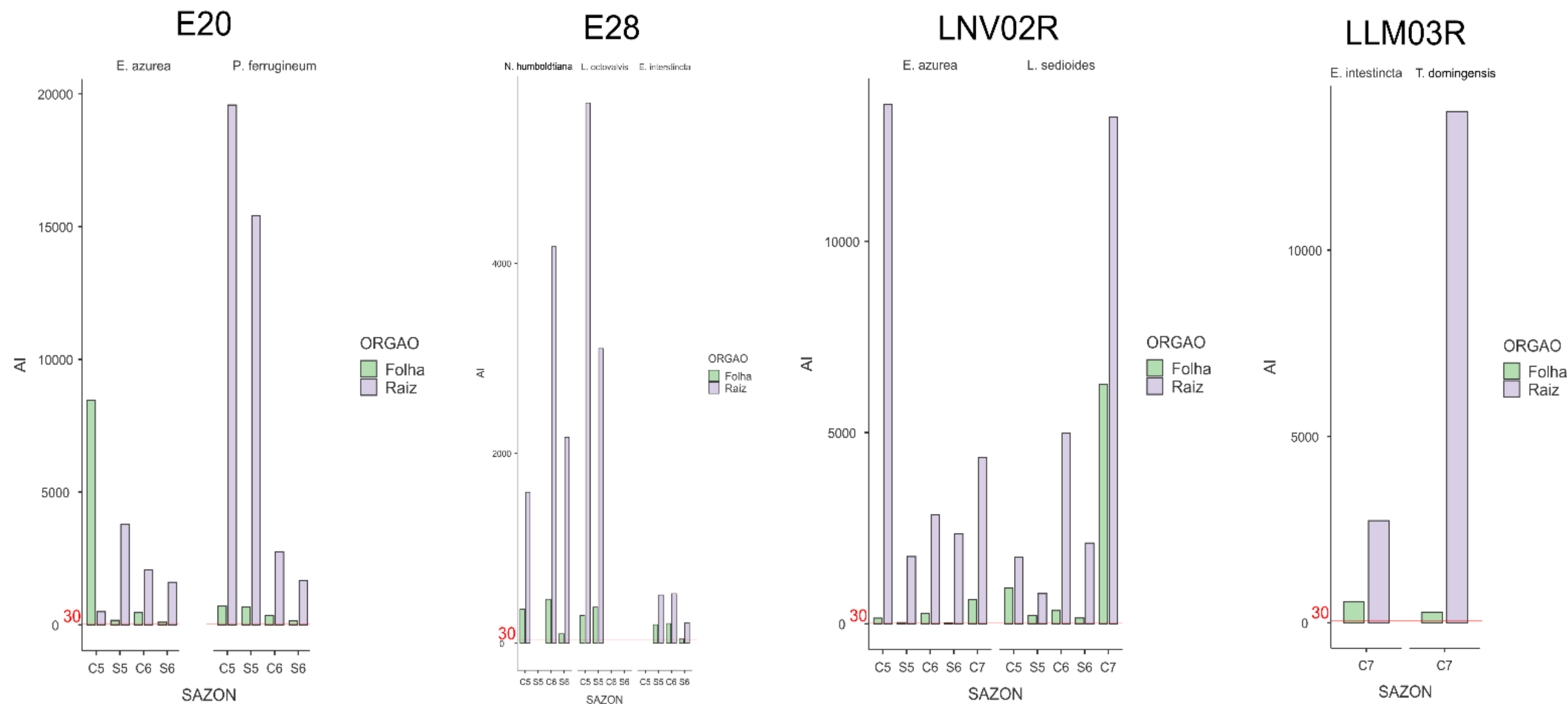
As análises realizadas nos lagos revelaram que, majoritariamente, as maiores concentrações de metais pesados nas macrófitas aquáticas ocorreram nas raízes das plantas, indicando maior capacidade de absorção nesta região em comparação com as folhas para quase todos os metais analisados nos cinco períodos sazonais (C5, S5, C6, S6 e C7). Espécies como *P. ferrugineum* e *E. azurea* demonstraram diferentes padrões de absorção, evidenciando a importância das adaptações ecológicas e do contato com água e sedimentos na dinâmica de bioacumulação de metais.

Os resultados de concentrações de metais pesados nos lagos mostraram um padrão semelhante ao encontrado na calha do rio Doce e no rio Manhuaçu, com todas as amostras apresentando valores para Al, Fe e Ba superiores aos valores de referência. Para o Al, os menores valores foram encontrados nas folhas de *Eichhornia azurea* em LNV02R, no período S6, enquanto os maiores valores ocorreram nas raízes de *Polygonum ferrugineum* em E20, no período C5. As maiores concentrações de V foram identificadas nas raízes de *L. sedoides* em LNV02R, no período C7. Os menores valores de Mn foram detectados nas folhas de *Ludwigia sedoides* em LNV02R, no período S5, enquanto os maiores ocorreram nas folhas de *E. azurea* em E20, no período C5, assim como apresentado no RA2024. Para o Zn, todos os valores de absorção ficaram abaixo dos valores de referência. Os menores valores de Ba foram registrados nas folhas de *E. interstincta* em E28, no período S5, e os maiores foram encontrados nas folhas de *E. azurea* em E20, no período C5, também de acordo com o resultado apresentado no RA2024. As maiores concentrações de Fe foram observadas nas raízes de *L. sedoides* em LNV02R, no período C5.

Em comparação com os valores de referência para o Fe e Ba, o valor de bioacumulação em todas as amostras foi superior. Para o Al, os valores de bioacumulação foram superiores em todas as amostras, exceto nas folhas de *E. azurea* em LNV02R no S6. Para o V, os valores de bioacumulação foram inferiores aos limites referência em 17 amostras. Para o Mn, os valores de bioacumulação foram superiores aos limites de referência em 13 amostras. Todas as amostras tiveram valores de bioacumulação abaixo dos limites de referência para o Zn, , enquanto para o As e o Cd, os valores foram abaixo do detectável.

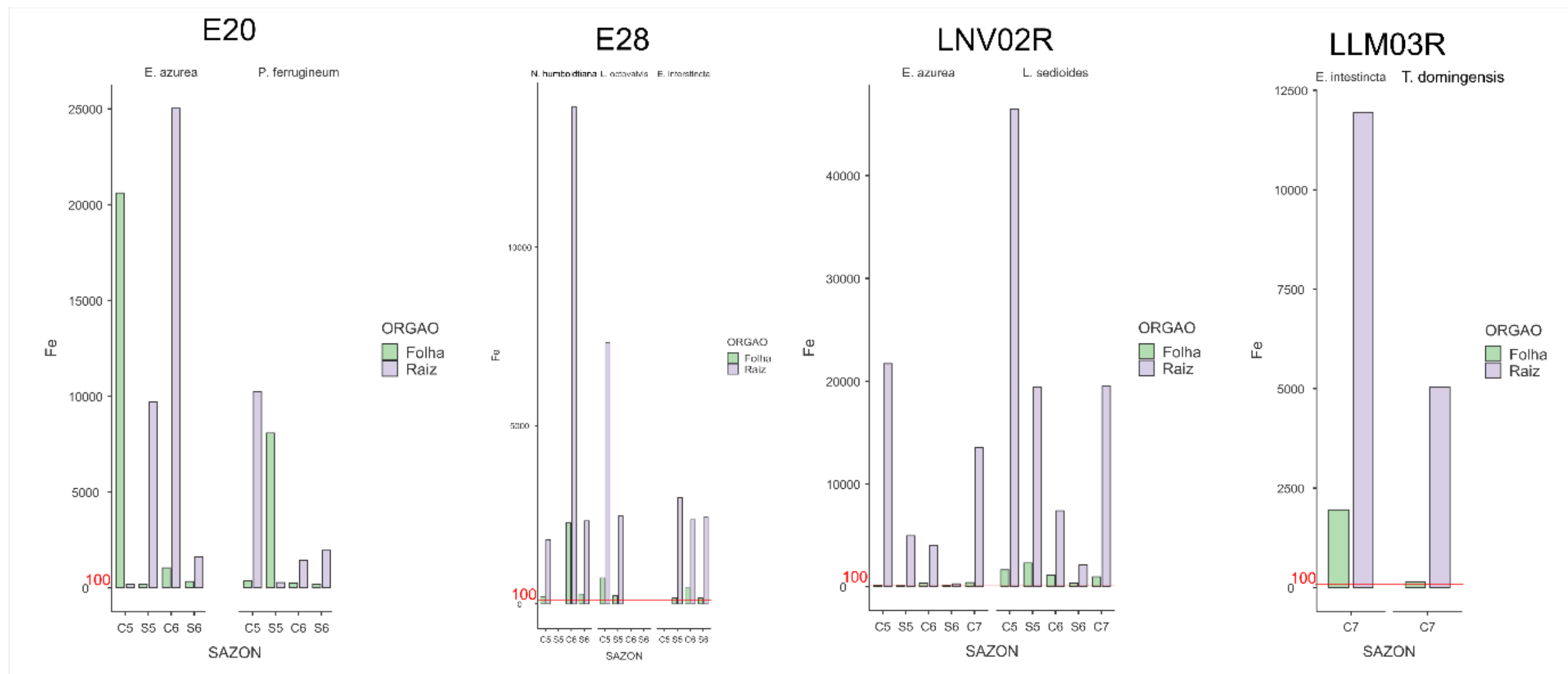


Figura 22. Bioacumulação de Al nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nas estações dos lagos E20, E28, LNV02R e LLM03R. Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.



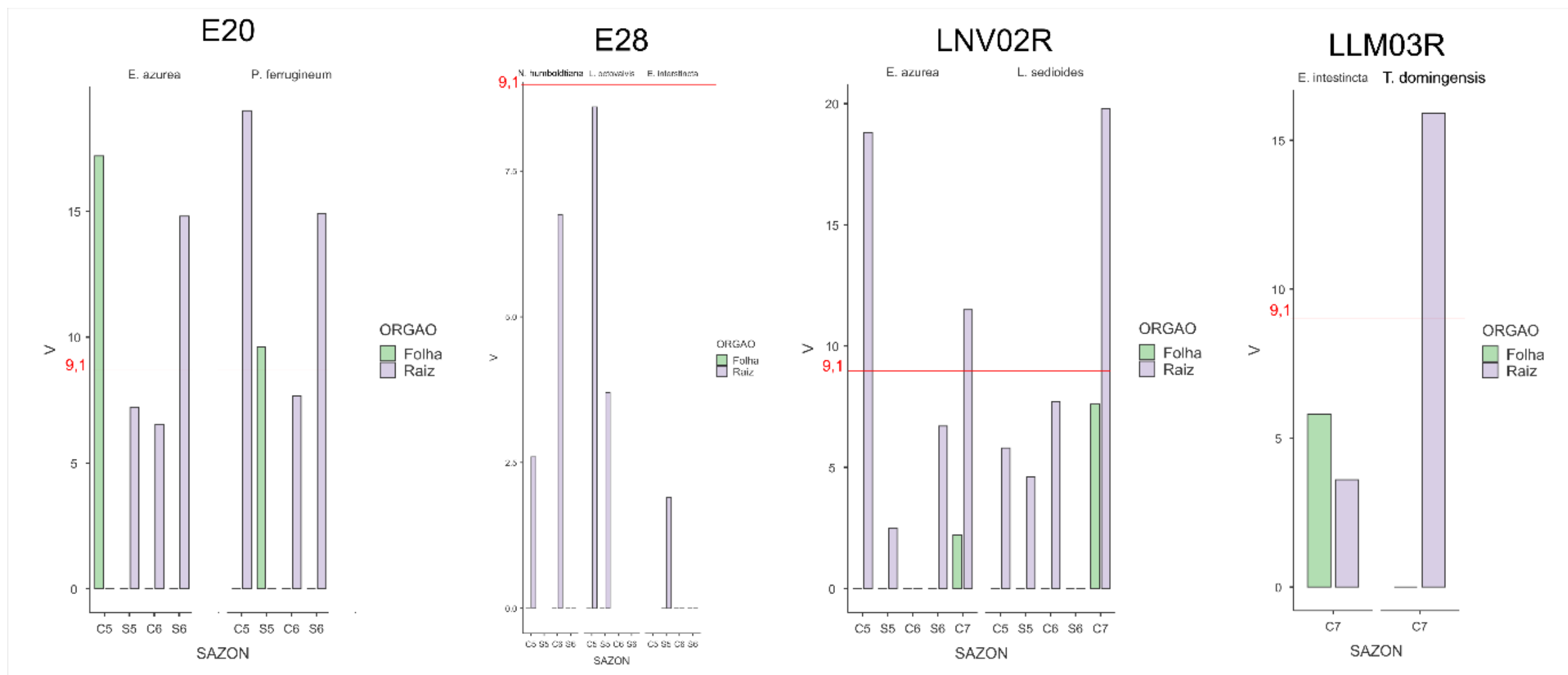
De maneira geral, nos lagos analisados, a maior taxa de bioacumulação de Al ocorre na estação E20, seguida pelas estações LNV02R, LLM03R e E28. Em todas as estações, espécies e períodos sazonais avaliados, os maiores valores de bioacumulação foram registrados nas raízes, exceto no período chuvoso C5 em E20, quando as folhas de *Eichhornia azurea* apresentaram concentrações superiores às raízes. Além disso, em todos os casos, o limite de referência de 30 mg/kg para Al foi amplamente ultrapassado. Esse padrão de maior acúmulo radicular é comum em macrófitas aquáticas, pois as raízes atuam como barreiras fisiológicas que retêm metais pesados, limitando sua translocação para as partes aéreas. No entanto, a exceção observada em E20 durante o período chuvoso sugere que, em determinadas condições ambientais ou para certas espécies, pode ocorrer maior mobilização do metal para as folhas. Esses resultados reforçam o papel das macrófitas aquáticas como bioindicadoras eficazes da presença e persistência de metais pesados em ecossistemas lacustres, contribuindo para o monitoramento ambiental e possíveis estratégias de fitorremediação.

Figura 23. Bioacumulação de Fe nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nas estações dos lagos E20, E28, LNV02R e LLM03R. Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.



De maneira geral, para o Fe, foi verificado um padrão similar ao do Al, com as maiores concentrações acumuladas nas raízes em comparação às folhas, independentemente do período sazonal ou da espécie analisada. A exceção observada ocorreu nas folhas de *Eichhornia azurea* na estação E20, onde as concentrações foliares de Fe foram superiores às radiculares. Esse padrão é consistente com estudos que indicam que, embora as raízes sejam o principal local de bioacumulação de metais em macrófitas aquáticas, a translocação para as folhas pode ocorrer, especialmente em espécies como *E. azurea*, que apresentam maior capacidade de transporte e armazenamento de metais nos tecidos foliares. Assim, o predomínio do acúmulo nas raízes reforça o papel dessas estruturas como barreiras fisiológicas que limitam a movimentação do metal para os tecidos aéreos, mas a variação observada evidencia a complexidade dos processos de absorção e translocação de metais em diferentes espécies e condições ambientais.

Figura 24. Bioacumulação de V nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nas estações dos lagos E20, E28, LNV02R e LLM03R. Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.



De maneira semelhante ao observado para o Al e o Fe, o padrão de bioacumulação de V também apresentou maior concentração nas raízes em comparação às folhas. No entanto, a maioria dos valores de bioacumulação de V ficou abaixo do limite de referência estabelecido. Dentre os lagos analisados, destaca-se a estação LNV02R por apresentar as maiores taxas de bioacumulação de V em relação às demais estações. Além disso, nas folhas de *Eichhornia azurea* na estação E20, durante o período C5, as concentrações de V foram superiores às observadas nas raízes, indicando uma translocação significativa do metal para os tecidos foliares nessa condição específica. Esse comportamento reforça a variabilidade na dinâmica de acumulação e translocação do V entre espécies e ambientes, sugerindo que fatores ambientais e fisiológicos influenciam a distribuição do metal dentro das plantas aquáticas.

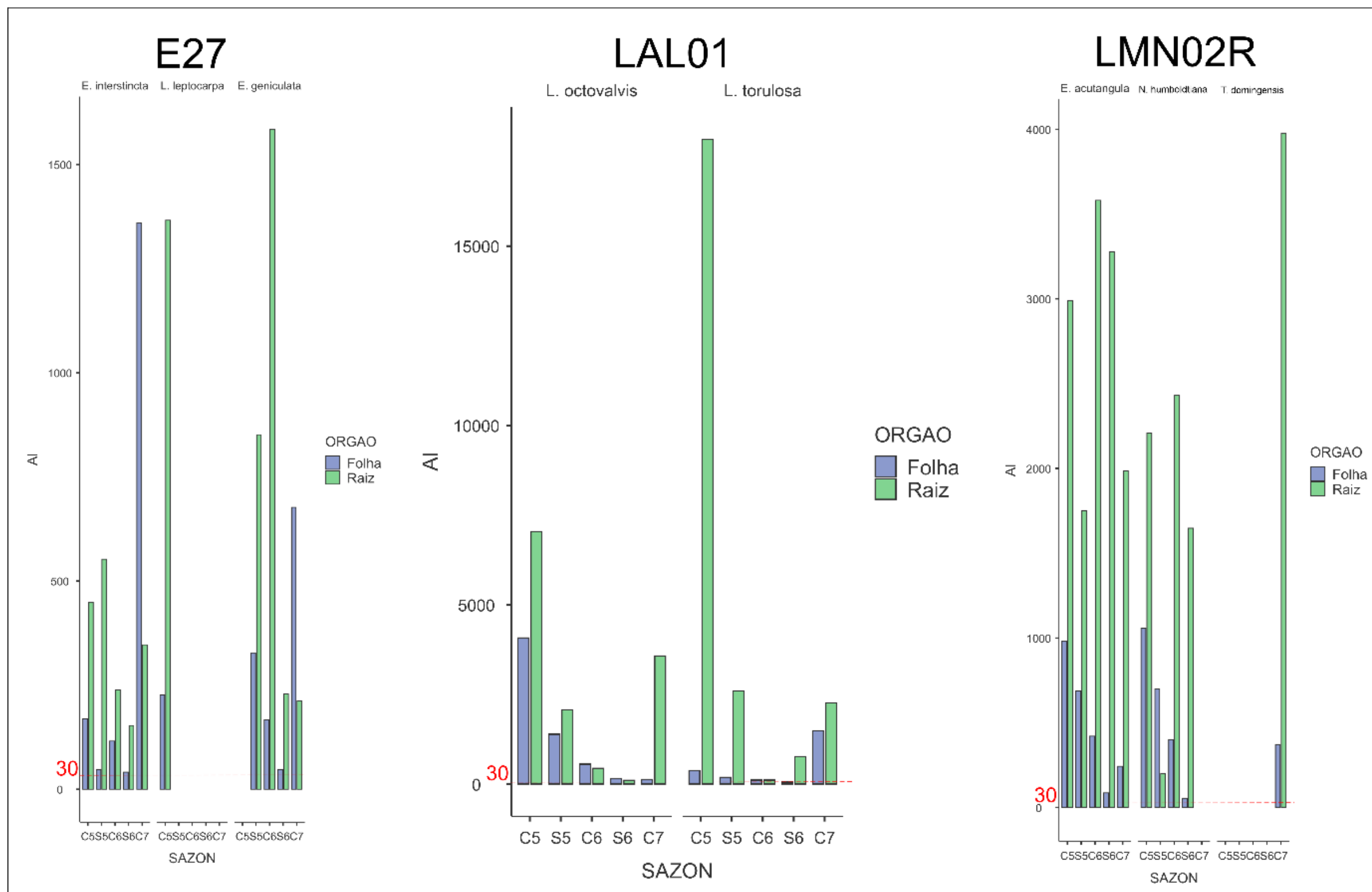
Tabela 6. Concentração de metais pesados em Macrófitas Aquáticas nas Lagoas. \*média da concentração de elementos traço em plantas de água doce de ambientes controlados não contaminados, segundo Outridge & Noller (1991) para V, Mn, Zn, As e Cd, e segundo Ostroumov (2005) para Al, Fe e Ba.

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 5	LAL01 (Areal)	<i>L. octovalvis</i>	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
		<i>L. torulosa</i>	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
	LMN02R (Monsarás)	<i>E. acutangula</i>	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
		<i>N. humboldtiana</i>	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 (Cacimbas)	<i>E. interstincta</i>	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
		<i>L. leptocarpa</i>	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 5	LAL01 (Areal)	<i>L. octovalvis</i>	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
		<i>L. torulosa</i>	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
	LMN02R (Monsarás)	<i>E. acutangula</i>	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
		<i>N. humboldtiana</i>	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 (Cacimbas)	<i>E. geniculata</i>	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
		<i>E. interstincta</i>	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
Chuvoso 6	LAL01 (Areal)	<i>L. octovalvis</i>	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
		<i>L. torulosa</i>	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
	LMN02R (Monsarás)	<i>E. acutangula</i>	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
		<i>N. humboldtiana</i>	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	<i>E. geniculata</i>	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
		<i>E. interstincta</i>	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
Seco 6	LAL01 (Areal)	<i>L. torulosa</i>	Folha	55,5	<2,0	1036	267,3	53,9	<10	<3,0	53,4
			Raiz	757,6	<2,0	331,2	747,6	38,9	<10	<3,0	77,1
		<i>L. octovalvis</i>	Folha	148,3	<2,0	448,7	246,4	38	33	<3,0	53,8
			Raiz	102,8	<2,0	145,4	3562,1	93,5	<10	<3,0	43,4
	LMN02R (Monsarás)	<i>E. acutangula</i>	Folha	86,2	<2,0	180,9	315,1	17,9	<10	<3,0	45,9
			Raiz	3279,2	7	321,6	3323,4	44,3	<10	<3,0	29,4
		<i>N. humboldtiana</i>	Folha	55	<2,0	168,1	744	21,4	<10	<3,0	38,2
			Raiz	1647,9	6,7	235,8	1514,5	27,1	<10	<3,0	89,8
	E27 (Cacimbas)	<i>E. geniculata</i>	Folha	47,2	<2,0	584,7	2941,7	34,3	<10	<3,0	52,1
			Raiz	228,9	<2,0	320,3	324,8	27,7	20,6	<3,0	75,8
		<i>E. interstincta</i>	Folha	40,9	<2,0	65,4	180,6	14,7	<10	<3,0	133,6
			Raiz	153,1	<2,0	128,9	148,2	22,3	<10	<3,0	80,3
Chuvoso 7	LAL01 (Areal)	<i>L. octovalvis</i>	Folha	1485	3.9	662.4	2351.2	48.8	< 10	< 3,0	148.2
			Raiz	2262.2	5.2	257.8	9458.3	55.4	< 10	< 3,0	66.3
		<i>L. torulosa</i>	Folha	118.7	0	312	373.3	13.1	< 10	< 3,0	32.5
			Raiz	3570.8	9.5	1607.5	17405	81.6	< 10	< 3,0	105.7
	LMN02R (Monsarás)	<i>E. acutangula</i>	Folha	243.8	0	429.2	738.3	11.7	< 10	< 3,0	21.4
			Raiz	1985.1	3.1	261.9	6758.9	71.4	< 10	< 3,0	21.8
		<i>N. humboldtiana</i>	Folha	371.9	0	329.8	824.2	13.4	< 10	< 3,0	20.7
			Raiz	3978	10.8	3727.2	14666.2	31.5	< 10	< 3,0	134.7
	E27 (Cacimbas)	<i>E. geniculata</i>	Folha	677	6.3	212.6	2714.8	36.2	< 10	< 3,0	135.1
			Raiz	211.5	0	282.2	1582.6	10.1	< 10	< 3,0	23.1
		<i>E. interstincta</i>	Folha	1359.1	3	1343.4	2041.1	47.9	< 10	< 3,0	98.5
			Raiz	346.9	0	135.8	2347.9	7.8	< 10	< 3,0	19.2
Valores médios de referência (mg/Kg)*				30	9,1	730	100	66	3,2	1,9	1

Assim como nos rios e lagos, todas as amostras provenientes das lagoas apresentaram valores para Al, Fe e Ba acima dos valores de referência. Para o Al, os menores valores encontrados foram nas folhas de *Eleocharis interstincta* em E27, no período S6, e as maiores nas raízes de *Ludwigia torulosa* em LAL01, no C5, assim como destacado no último RA2024. Para o V, as maiores concentrações foram verificadas nas raízes de *L. torulosa* em LAL01, no C5, assim também como evidenciado no RA2024. Já para o Mn, os menores valores encontrados foram folhas de *E. interstincta* em E27, no período S6, enquanto os maiores foram observados nas raízes de *L. torulosa* em LAL01, no C5, mantendo o verificado no RA2024. Para o Zn, os menores valores encontrados foram nas raízes de *E. interstincta* em E27, no período S5 e C7, enquanto os maiores foram nas raízes de *L. leptocarpa*, também em E27, mas no período C5. Para o Ba, os menores valores encontrados foram nas raízes de *E. interstincta* em E27, no período C7, já os maiores valores foram verificados nas folhas de *Ludwigia octovalvis* em LAL01 no C7. Por fim, para o Fe, os menores valores de absorção foram encontrados nas raízes de *E. interstincta* em E27, no período S6, enquanto os maiores, nas raízes de *L. torulosa* em LAL01, no C5.

Em comparação com os valores de referência para o Al, Fe e Ba, o valor de bioacumulação em todas as amostras foi superior. Para o V, os valores de bioacumulação foram superiores aos limites referência em quatro amostras, sendo elas: raízes de *L. torulosa* em LAL01 no C5 e C7, raízes de *E. acutangula* em E25 no S5, raízes de *N. humboldtiana* em LMN02R para o C7; para o Mn, os valores de bioacumulação foram superiores aos limites de referência em 18 amostras. Para o Zn, cinco amostras tiveram valores de bioacumulação superiores aos limites de referência, sendo elas: raízes de *L. leptocarpa* em E27 no C5, folhas de *E. interstincta* em E27 no S5, raízes de *L. octovalvis* em LAL01 no S6; raízes de *L. torulosa* em LAL01 no C7, e raízes de *E. acutangula* em LMN02R no C7. Oito amostras apresentaram valores de bioacumulação acima dos valores de referência para o Arsênio, sendo elas: raízes de *E. interstincta* em E27 no C5, raízes e folhas de *E. geniculata* em E27 no S5, raízes de *E. interstincta* em E27 no S5, raízes de *E. geniculata* e *E. interstincta* em E27 no C6, folhas de *L. octovalvis* em E24 no S6, raízes de *E. geniculata* em E27 no S6, assim como evidenciado no RA2024. Para o Cd, os valores mínimos não foram detectados.

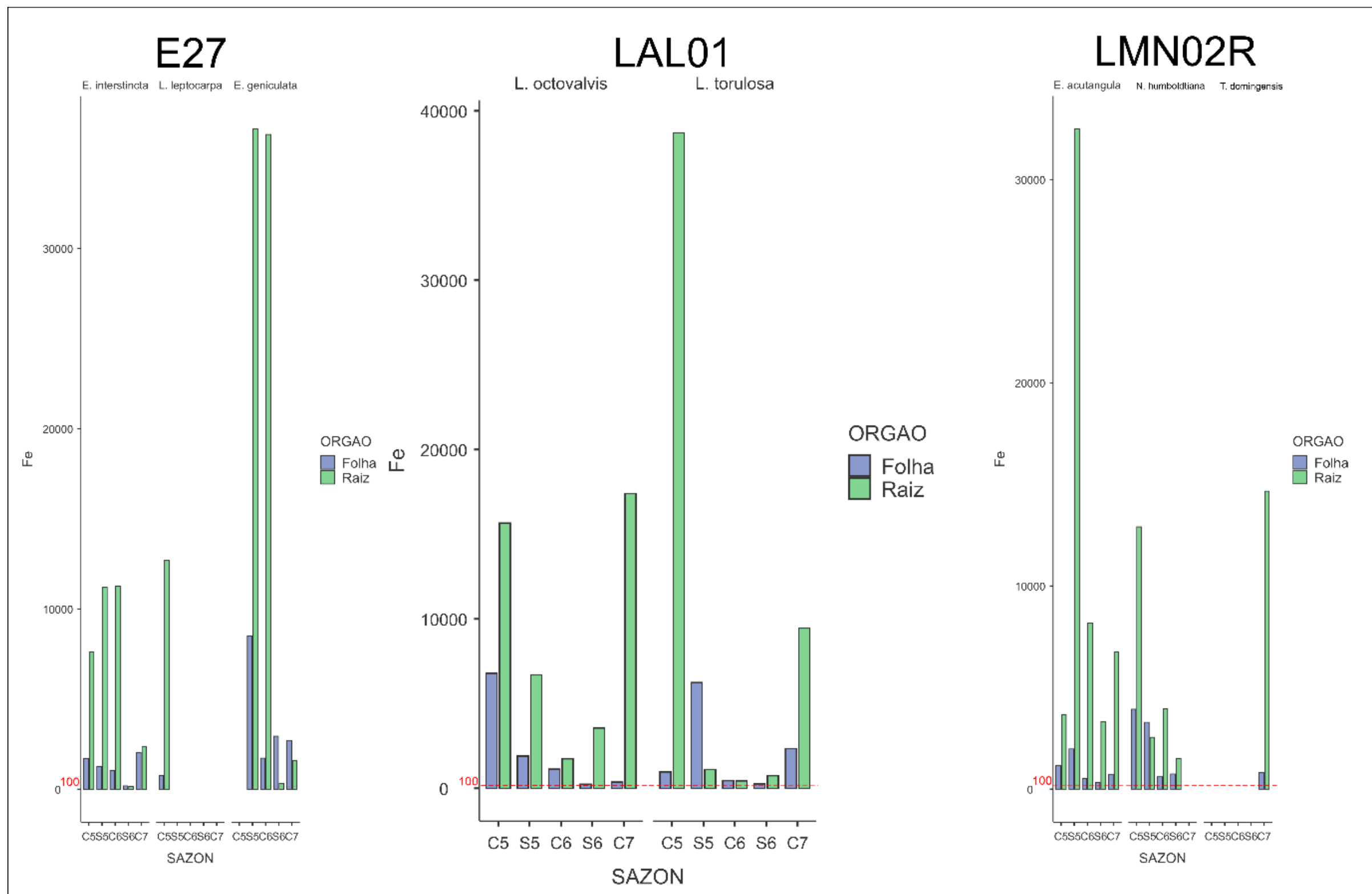
Figura 25. Bioacumulação de Al nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nas estações das lagoas E27, LAL01 e LMN02R. Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.



De maneira geral, os maiores valores de bioacumulação de Al foram observados na estação LAL01. Contudo, o padrão de maior acúmulo nas raízes se manteve constante em todas as estações, independentemente da espécie e do período sazonal analisados. Uma exceção a esse padrão ocorreu na estação E27, durante o período C7, quando as folhas de *E. interstincta* e *E. geniculata* apresentaram concentrações de Al superiores às raízes dessas mesmas espécies. Esse comportamento sugere que, embora as raízes sejam geralmente os principais órgãos de retenção de Al nas macrófitas aquáticas, fatores específicos do ambiente ou características fisiológicas das espécies podem favorecer a translocação e acúmulo do metal nos tecidos foliares em determinadas condições. Esses resultados reforçam a importância de considerar variações sazonais e interespecíes ao avaliar a bioacumulação de metais pesados em ecossistemas aquáticos.

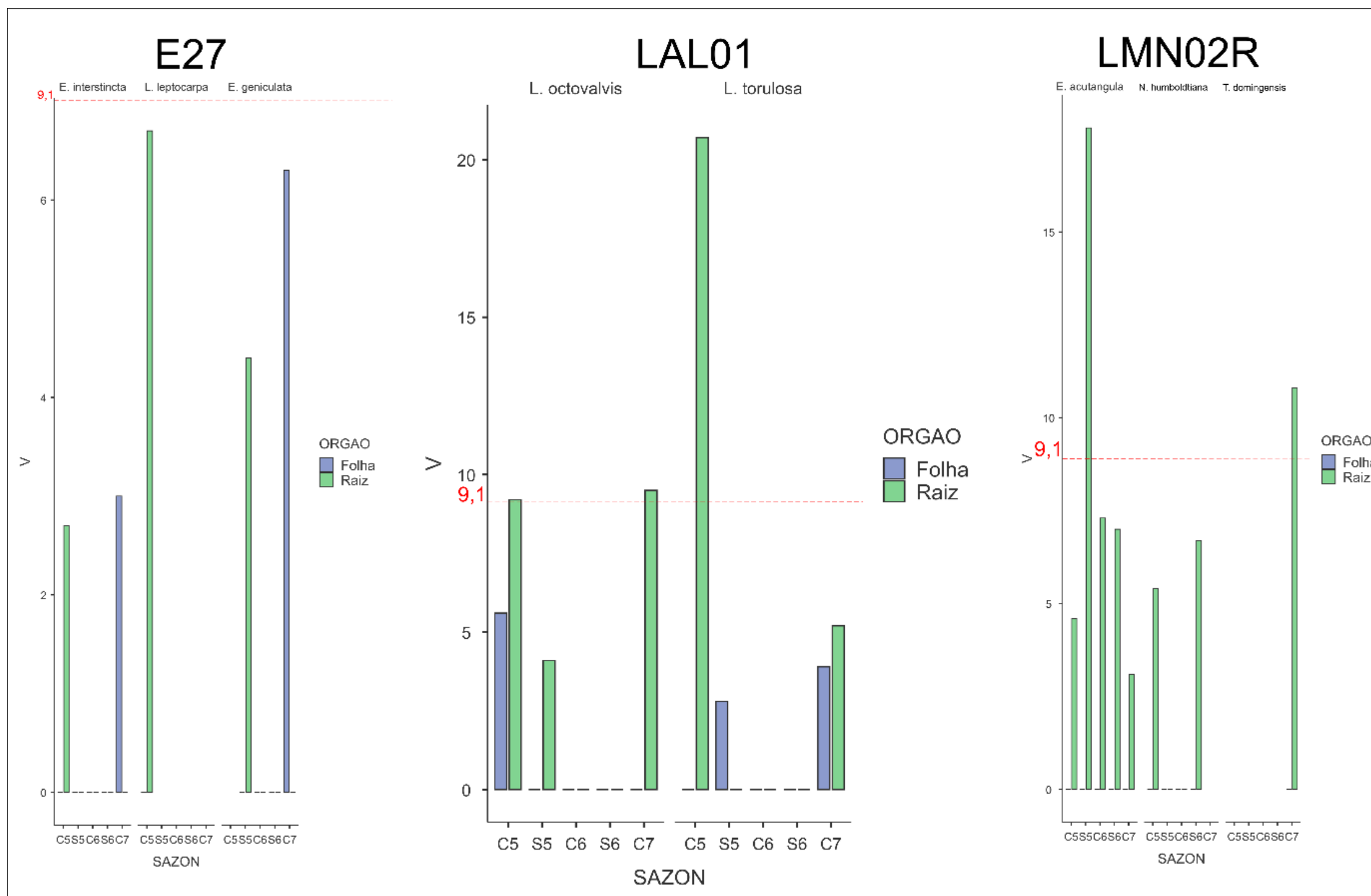


Figura 26. Bioacumulação de Fe nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nas estações das lagoas E27, LAL01 e LMN02R. Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.



Para o Fe, o mesmo padrão previamente observado foi obtido, com as maiores concentrações de bioacumulação ocorrendo nas raízes. Os maiores valores foram registrados na estação LAL01, reforçando o papel das raízes como principal órgão de retenção desse metal nas macrófitas aquáticas. Esse resultado está alinhado com a tendência geral de que as raízes atuam como barreiras fisiológicas que limitam a translocação de metais pesados para os tecidos aéreos, contribuindo para a proteção das partes foliares e para a eficiência das plantas como bioindicadoras da contaminação ambiental.

Figura 27. Bioacumulação de V nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nas estações das lagoas E27, LAL01 e LMN02R. Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.



Para o V, observou-se o mesmo padrão de maior bioacumulação nas raízes em comparação às folhas. No entanto, a maioria dos registros de bioacumulação ficou abaixo do limite de referência estabelecido. Destacam-se algumas exceções, com concentrações superiores ao limite nas seguintes situações: nas raízes de *Ludwigia octovalvis* em LAL01, nos períodos chuvosos C5 e C7; nas raízes de *L. torulosa* em LAL01, em C5 nas raízes de *Eleocharis acutangula* em LMN02R, em S5; nas raízes de *Typha domingensis* em LMN025, no em C7. Esses resultados indicam que, embora a bioacumulação de V seja geralmente baixa, algumas espécies e condições ambientais específicas favorecem o acúmulo significativo do metal nas raízes. Esse padrão reforça a importância de monitorar diferentes espécies e períodos sazonais para compreender a dinâmica do vanádio em ecossistemas aquáticos contaminados.

Em geral, foi observada uma maior taxa de acumulação 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*. Porém, observou-se que em lagos e lagoas, a dinâmica de bioacumulação difere da encontrada nos rios tributários e rio Doce, já que houve uma maior variação de bioacumulação dos metais em relação a sazonalidade nos lagos e nas lagoas.

Tabela 7. 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.

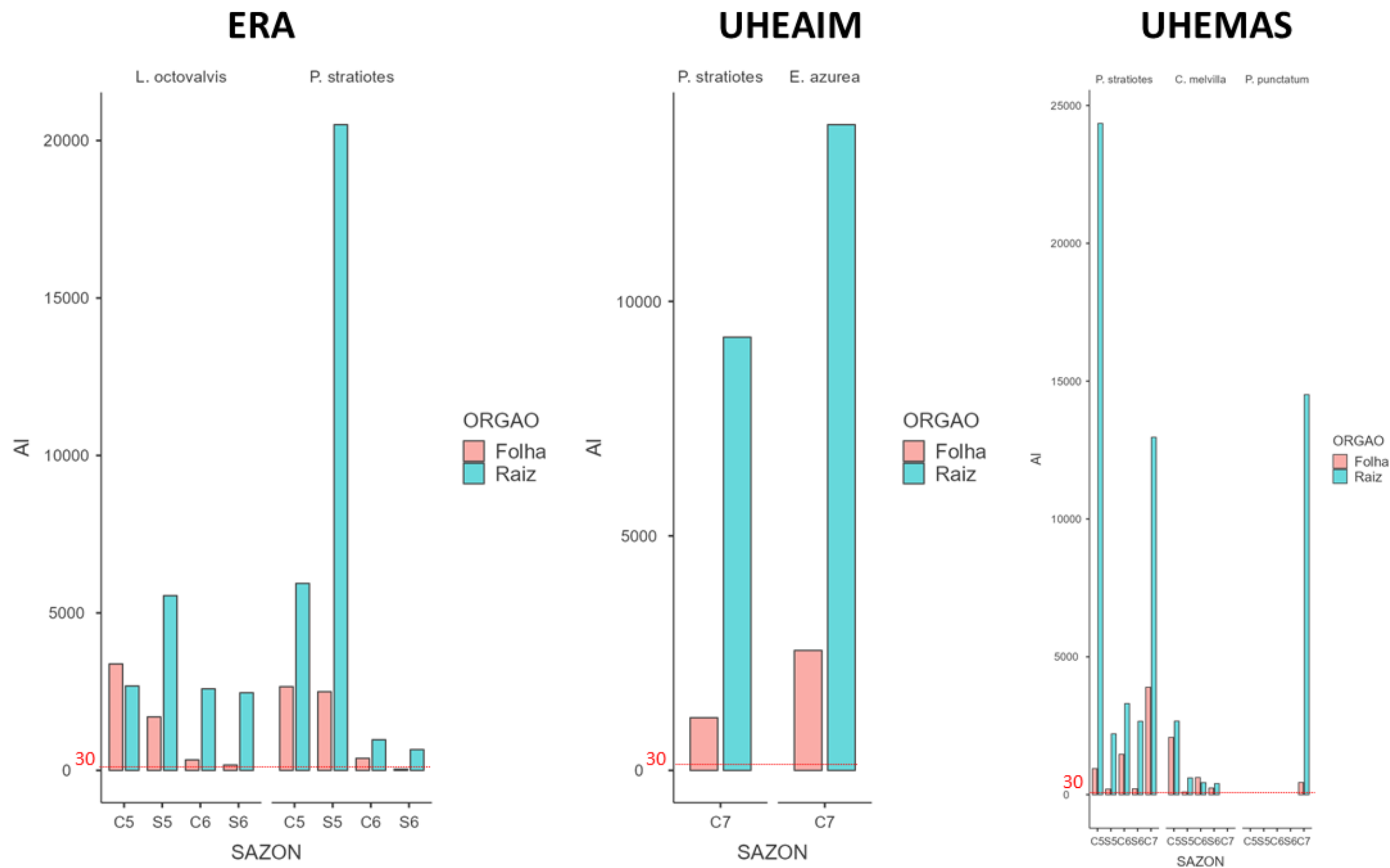
Período	Estação Amostral	Espécie	Órgão	Al (mg/Kg)	V (mg/Kg)	Mn (mg/Kg)	Fe (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)	As (mg/Kg)	Cd (mg/Kg)	Ba (mg/Kg)
Chuvoso5	ERA (Reservatórios de Aimorés)	L. octovalvis	Folha	3379,8	8,3	302,6	2276,1	33,4	< 10	< 3,0	86,1
			Raiz	2679,4	4,6	144,9	1846,0	30,0	< 10	< 3,0	67,3
		P. stratiotes	Folha	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
	UHEMAS (Reservatório de Mascarenhas)	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 (Reservatórios de Aimorés)	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
	UHEMAS (Reservatório de Mascarenhas)	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 (Reservatórios de Aimorés)	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
	UHEMAS (Reservatório de Mascarenhas)	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
Seco 6	ERA (Reservatórios de Aimorés)	L. octovalvis	Folha	169,5	<2,0	124,4	234,5	27,5	<10	<3,0	119,9
			Raiz	2464,1	11,3	353,7	2297,5	25,1	<10	<3,0	87,3
		P. stratiotes	Folha	37	<2,0	51,4	200,7	25,8	<10	<3,0	303,1
			Raiz	659,3	14,4	398,2	1245,2	35,5	<10	<3,0	164,2
	UHEMAS (Reservatório de Mascarenhas)	C. melvilla	Folha	238,1	<2,0	188,9	309,3	23,2	<10	<3,0	44,3
			Raiz	400,1	<2,0	603,4	492,9	19,8	<10	<3,0	60,8
		P. stratiotes	Folha	211,3	<2,0	155,8	229,7	23,9	<10	<3,0	234,7
			Raiz	2658,3	6,1	391,3	1992,1	39,4	<10	<3,0	200,2
Chuvoso 7	UHEAIM (Reservatorios de Aimores)	P. stratiotes	Folha	1122.4	4.3	409	2228.5	29.3	<10	<3,0	156.2
			Raiz	9235.7	23.7	635.9	1384.2	28.4	<10	<3,0	194.5
		E. azurea	Folha	2557.3	5	468.8	1632.3	29.2	<10	<3,0	257.4
			Raiz	13767.8	31.9	1886.8	10705.2	26	<10	<3,0	179.9
	UHEMAS (Reservatorios de Mascarenhas)	P. stratiotes	Folha	3895.7	8.4	386.7	2691.6	20.5	<10	<3,0	368
			Raiz	12962	28.2	738.1	3855.9	26.2	<10	<3,0	175
		P. punctatum	Folha	439.9	8	412.9	263.7	34.4	<10	<3,0	142.4
			Raiz	14508.7	35.2	1991.1	6155.4	31.6	<10	<3,0	146.8
Valores médios de referência (mg/Kg)*				30	9,1	730	100	66	3,2	1,9	1

Comparando com os valores médios de referência, verificou-se que as concentrações de Al, Fe e Ba nas amostras de macrófitas estão acima dos valores médios de referência.

Para o Al, as menores e maiores concentrações foram observadas na espécie *Pistia stratiotes*. A menor concentração foi encontrada nas folhas no reservatório de Aimorés no período S6, enquanto a maior concentração foi observada nas raízes no reservatório de Mascarenhas no período C5. No caso do V, tanto os menores valores detectados quanto os maiores foram registrados nas raízes de *P. stratiotes*, mas apenas no reservatório de Mascarenhas, sendo o menor no período S5 e o maior no período C7. Quanto ao Mn, os menores valores foram encontrados nas folhas de *P. stratiotes* no reservatório de Aimorés em S6, enquanto os maiores foram observados nas raízes desta mesma espécie no reservatório de Mascarenhas, no período C5. Para o Zn, tanto os menores quanto os maiores valores foram registrados em *P. stratiotes* no reservatório de Aimorés, com os menores encontrados nas folhas, em C6, e os maiores nas raízes, em C5. Para o Ba, os menores valores foram encontrados nas folhas de *Cuphea melvilla* no reservatório de Mascarenhas, no período S6, enquanto os maiores valores foram observados nas folhas de *P. stratiotes* neste mesmo reservatório, em C5. Por fim, para o Fe, os menores valores foram encontrados nas folhas de *P. stratiotes* no reservatório de Aimorés, no período S6, enquanto os maiores foram registrados nas raízes desta mesma espécie no reservatório de Mascarenhas, em C5.

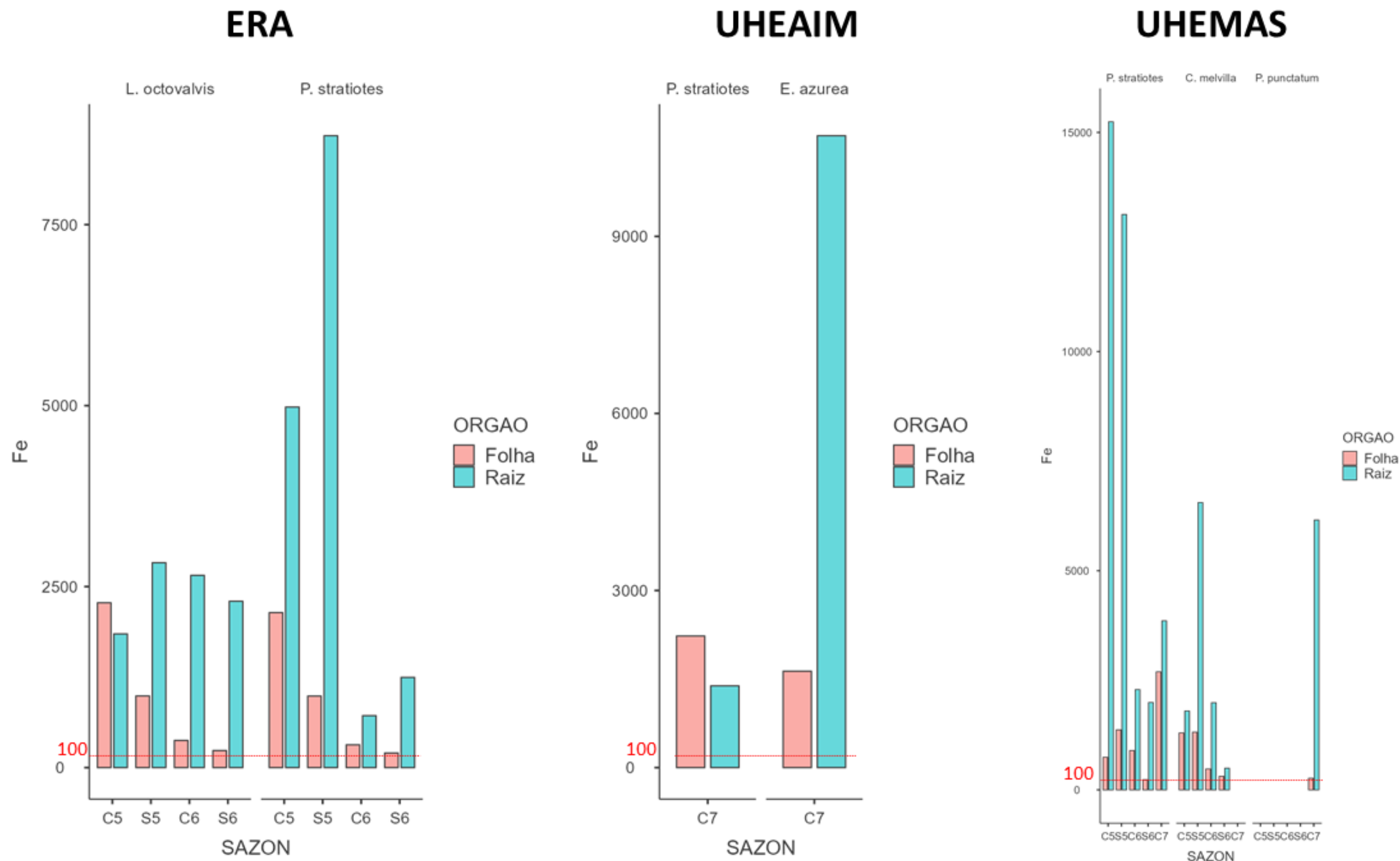
Em comparação com os valores de referência para o Al, Fe e Va, o valor de bioacumulação em todas as amostras foi superior. Para o V, os valores de bioacumulação foram superiores aos limites referência em 13. Para o Mn, somente quatro amostras tiveram valores de bioacumulação superiores aos limites de referência: raízes de *P. stratiotes* no ERM no C5, raízes de *C. melvilla* no ERM no S5, raízes de *E. azurea* em UHEAIM no C7, e raízes de *P. punctatum* em UHEMAS no C7. Para o Zinco somente duas amostras tiveram valores de bioacumulação superiores aos limites de referência: folhas e raízes de *P. stratiotes* no ERA no C5. Para As e Cd os valores mínimos não foram detectados.

Figura 28. Bioacumulação de Al nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nos reservatórios UHEAIM (Aimores) e UHEMAS (Mascarenhas). Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.



Assim como já destacado anteriormente para os demais ambientes, nos reservatórios o padrão de bioacumulação de Al é consistentemente superior nas raízes em comparação às folhas. O reservatório de Mascarenhas apresenta uma taxa de bioacumulação de Al levemente superior à observada no reservatório de Aimorés (ERA e UHEAIM), influenciando os níveis gerais de acúmulo independentemente da espécie, órgão analisado ou período sazonal. Esse padrão reforça o papel das raízes como principais órgãos de retenção de metais pesados nas macrófitas aquáticas, funcionando como barreiras fisiológicas que limitam a translocação do alumínio para os tecidos aéreos.

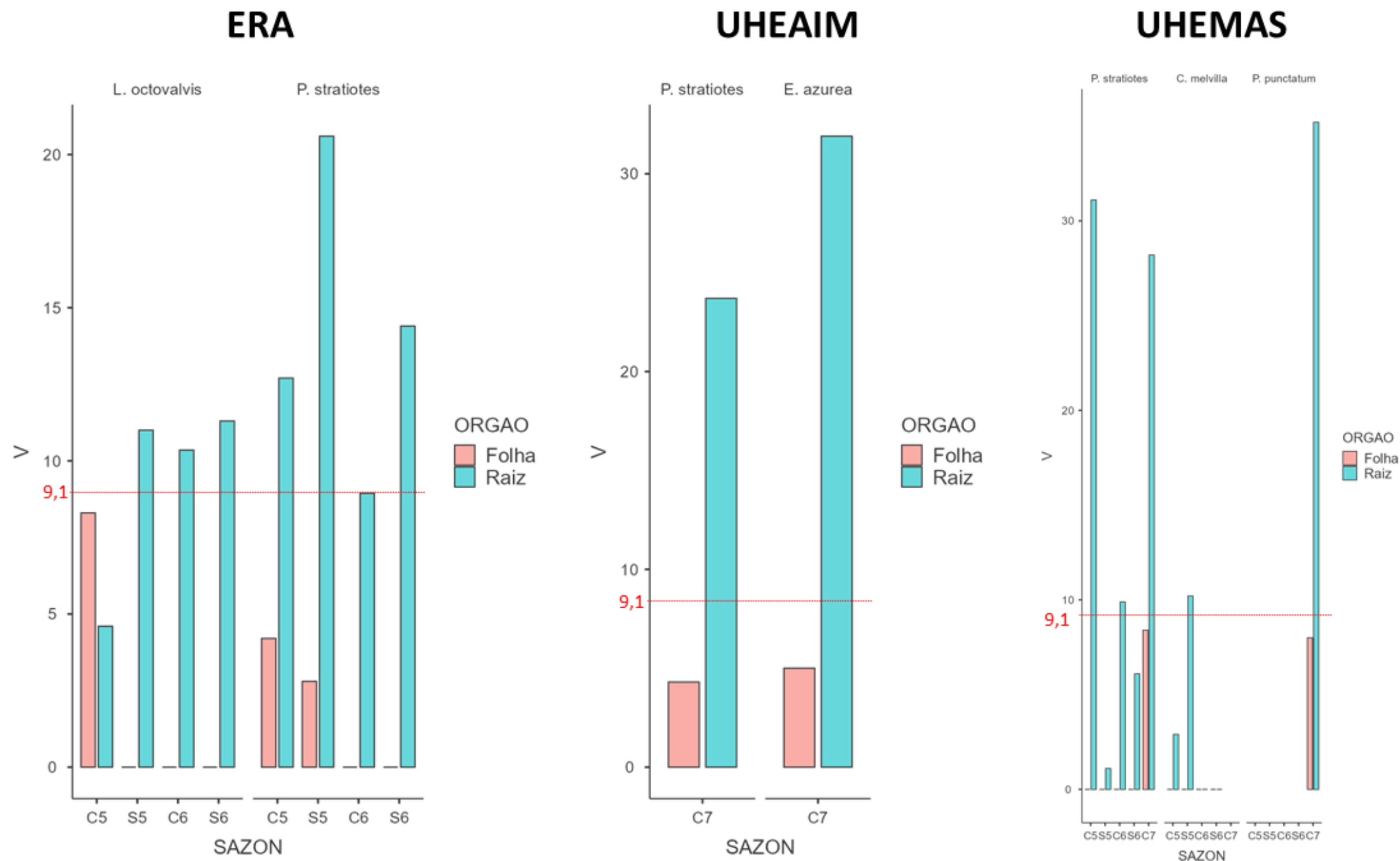
Figura 29. Bioacumulação de Fe nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nos reservatórios UHEAIM (Aimorés) e UHEMAS (Mascarenhas). Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.



O mesmo padrão observado para o Al foi evidenciado para o Fe, com maiores concentrações acumuladas nas raízes das espécies analisadas. A taxa de bioacumulação de Fe foi maior no reservatório UHEMAS em comparação com os reservatórios de Aimorés. Entretanto, destaca-se que, no período chuvoso C5, a maior bioacumulação ocorreu nas folhas de *Ludwigia octovalvis* em ERA, padrão semelhante ao observado para o Al. Além disso, no C7 em UHEAIM, as folhas de *Pistia stratiotes* também apresentaram maior bioacumulação em relação às raízes nessa mesma estação. Esses resultados indicam que, embora o acúmulo preferencial ocorra nas raízes, a translocação para os tecidos foliares pode ser significativa em determinadas espécies e condições sazonais, refletindo variações fisiológicas e ambientais que influenciam a dinâmica do ferro nos ecossistemas aquáticos.



Figura 30. Bioacumulação de V nas raízes e folhas de macrófitas aquáticas nos reservatórios UHEAIM (Aimores) e UHEMAS (Mascarenhas). Valores de referência em vermelho – linha tracejada. SAZON = SAZONALIDADE/PERÍODO SAZONAL.



O padrão de bioacumulação de V nos reservatórios é bastante similar ao observado nos lagos. Os maiores valores foram registrados nas raízes, sendo que somente amostras deste órgão ultrapassaram o limite de referência, enquanto as concentrações nas folhas permaneceram abaixo desse limite. Assim como observado para o Al e o Fe, as folhas de *Ludwigia octovalvis* em ERA, no período C5, apresentaram maior bioacumulação de V em comparação às raízes. Esse padrão reforça a predominância do acúmulo radicular para o V, embora a translocação para as folhas possa ocorrer em determinadas espécies e condições sazonais, evidenciando a complexidade da dinâmica desse metal nos ecossistemas aquáticos.

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

O relatório de evolução semestral evidenciou padrões espaciais e temporais que refletem a complexa interação entre fatores ambientais, sazonais e antrópicos na comunidade de macrofitas aquáticas. A abordagem qualitativa e quantitativa da comunidade de macrófitas forneceu subsídios importantes para a compreensão da dinâmica ecológica desses ecossistemas e para o desenvolvimento de estratégias eficazes de manejo e conservação.

Observou-se variações significativas nos índices de densidade, riqueza, uniformidade, dominância e diversidade entre ambientes lóticos (tributários e rio Doce [calha e foz]) e lênticos (reservatórios, lagos e lagoas). Enquanto os ambientes lóticos apresentaram maior estabilidade e uniformidade, os lênticos mostraram maior heterogeneidade estrutural. A sazonalidade influenciou fortemente esses padrões, com períodos secos associados ao aumento da densidade e dominância de poucas espécies tolerantes, e períodos chuvosos relacionados a maior riqueza e diversidade, conforme evidenciado pelo índice de Shannon. Espécies exclusivas foram identificadas predominantemente nos ambientes lóticos, reforçando sua singularidade ecológica, enquanto a ausência de espécies exclusivas na foz indica um ambiente de transição dominado por espécies generalistas. A diversidade  $\beta$  regional indicou que a substituição de espécies, mais do que variações na abundância relativa, foi o principal mecanismo de variação florística, refletindo processos dinâmicos de colonização e extinção. A suficiência amostral em determinados índices de diversidade tende a ser atingida em lagos, lagoas, calha e foz, mas reservatórios e tributários ainda demandam amostragens adicionais para caracterização mais robusta, ressaltando a necessidade de monitoramento contínuo e de longo prazo para detectar tendências ecológicas e subsidiar políticas públicas baseadas em evidências. Os fatores abióticos exerceram forte influência na estruturação das comunidades: metais pesados foram determinantes nos tributários e calha, enquanto variáveis limnológicas predominaram nas lagoas, lagos e foz. Nos reservatórios, a elevada colinearidade entre variáveis dificultou a explicação direta da variação observada. A análise de bioacumulação de metais pesados revelou concentrações significativamente maiores nas raízes em comparação às folhas, indicando um mecanismo de retenção associado aos sedimentos contaminados. Espécies como *Eichhornia azurea*, *Ludwigia octovalvis*, *Ludwigia sedoides* e *Pistia stratiotes* destacaram-se pela elevada capacidade acumulativa, consolidando seu potencial como bioindicadoras e promissoras em processos de fitorremediação. As concentrações de Al, Fe e Ba superaram amplamente os limites ambientais de referência em quase todas as amostras, tanto no rio Doce quanto em seus afluentes e reservatórios, com níveis elevados também de V, Mn e Zn, configurando um risco ambiental crônico e sustentado por fontes contínuas.

Diante desses resultados, reforça-se a importância de estratégias integradas de monitoramento e manejo ambiental. A utilização de macrófitas acumuladoras de metais em programas de biomonitoramento e remediação ambiental apresenta-se como uma alternativa promissora. Além disso, políticas públicas devem ser formuladas com base em evidências científicas robustas, considerando as

especificidades de cada ambiente aquático para garantir a conservação e recuperação desses ecossistemas.

## 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.; JÜEN, 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**. Interciencia, 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.