

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP**  
**Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas - Campus de São José do Rio Preto**

**Guilherme Calixto Sanches de Sousa**

**EFEITOS NA DIVERSIDADE ZOOPLANCTÔNICA APÓS 16 ANOS DE USO DO  
SOLO PARA AGROPASTAGEM**

São José do Rio Preto

2025



S725e

Sousa, Guilherme Calixto Sanches de

Efeitos na diversidade zooplancônica após 16 anos de uso do solo para agropastagem

/ Guilherme Calixto Sanches de Sousa. -- São José do Rio Preto, 2025

42 p. : il., tabs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto

Orientadora: Maria Stela Maioli Castilho-Noll

Coorientador: Natan Guilherme dos Santos

1. Biodiversidade. 2. Plâncton Pesquisa. 3. Impacto ambiental. 4. Solo Uso. 5. Limnologia. I. Título.

**Guilherme Calixto Sanches de Sousa**

**EFEITOS NA DIVERSIDADE ZOOPLANCTÔNICA APÓS 16 ANOS DE USO DO  
SOLO PARA AGROPASTAGEM**

Trabalho de conclusão de curso apresentado à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto, para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador(a): Profa. Dra. Maria Stela Maioli Castilho Noll

Coorientador(a): Dr. Natan Guilherme dos Santos

São José do Rio Preto

2025

**Guilherme Calixto Sanches de Sousa**

**EFEITOS NA DIVERSIDADE ZOOPLANCTÔNICA APÓS 16 ANOS DE USO DO  
SOLO PARA AGROPASTAGEM**

Trabalho de conclusão de curso apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto, para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Área de Concentração: Zoologia - Ecologia

Data da defesa: 25/11/2025

Banca Examinadora:

---

Profa. Dra. Maria Stela Maioli Castilho Noll  
UNESP - Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas - Campus de São José do Rio Preto

---

Profa. Dra. Lilian Casatti  
UNESP - Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas - Campus de São José do Rio Preto

---

Prof. Dr. Luis Henrique Zanini Branco  
UNESP - Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas - Campus de São José do Rio Preto

---

MSc. Beatriz da Cruz Oliveira (Suplente)  
UNESP - Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas - Campus de São José do Rio Preto

Ao meu pai que sempre fez de tudo para que eu pudesse estudar, me aperfeiçoar, ter oportunidades que ele nunca teve e me ensinar tanto sobre tantas coisas.

## AGRADECIMENTOS

Com este trabalho, encerro este ciclo como marco da minha formação, porém devo fazer os devidos agradecimentos a todos que me acompanharam e me auxiliaram para poder chegar até aqui.

Agradeço à UNESP/IBILCE que me proporcionou inúmeros momentos, memórias, me permitiu conhecer pessoas que levarei para vida. Além de permitir aprender muitas coisas e encontrar uma área que me motiva conhecer e pesquisar.

À minha orientadora, professora Maria Stela, por me acolher no Laboratório de Ecologia de Zooplâncton e me ensinar sempre algo novo sobre esse grupo tão desconhecido, mas tão cativante que é o zooplâncton.

Ao Natan, meu coorientador, que sempre teve algo a me ensinar sobre estatística, algum artigo para apresentar e falar “vamos testar!!” e por sempre estar me motivando a me apaixonar pela ciência.

A todos os LEZados e agregados, Brendown, Liboni, Julia, Pedrinho, Carol e Eduardo por todas as horas de café e almoço (e algumas de trabalho), pelas discussões sobre testes que ninguém entende e por sempre ajudarem uns aos outros.

Aos amigos que conheci na graduação, que estão nessa jornada comigo desde 2019 e tornaram todos esses anos mais leves. Agradeço aos meus amigos de longa data Gui, Vitão, Vinicim e Dani, os “Brodi” por mais de dez anos de amizade e parceria. Agradeço também aos amigos que também estão comigo do CSA, em memória a Brenda.

À minha companheira Julia Helena por me acompanhar em praticamente toda minha graduação e estar comigo em tantos momentos, sejam eles os melhores ou os mais difíceis.

À minha irmã e ao meu pai por serem minha família, me apoiarem e me permitirem chegar aonde cheguei, sem eles não poderia chegar a lugar algum.

Por fim, agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento concedido à minha Iniciação Científica e do projeto da minha orientadora (Processos 04/04820-3, 07/05134-4 e 23/14899-7)

*“Lave o rosto nas águas sagradas da pia,  
Nada como um dia após o outro dia”*

— Racionais MC's

## RESUMO

Atualmente, o uso do solo para agropastagem é uma das principais ameaças para a biodiversidade global. A intensificação do uso do solo perturba os ecossistemas aquáticos ao alterar a qualidade da água e as comunidades bióticas. No entanto, os impactos de longo prazo sobre a diversidade zooplanctônica permanecem pouco compreendidos, principalmente em avaliações da diversidade taxonômica e funcional integradas. Dessa forma, este estudo avaliou os efeitos após 16 anos de uso do solo para agropastagem sobre os parâmetros da água, a diversidade taxonômica e funcional zooplanctônica e os parâmetros estruturantes da diversidade. Os dados foram coletados em sete reservatórios inseridos em paisagem agropastoril em dois períodos (2008 e 2024). Foi mensurado temperatura, oxigênio dissolvido (OD), pH, condutividade, profundidade, transparência e concentração de nutrientes (fósforo e nitrogênio totais). A diversidade taxonômica foi quantificada usando os índices de riqueza de espécies, Hill-Shannon e Hill-Simpson e a funcional utilizando os índices FRic, FEve e FDiv. As alterações nos parâmetros da água e nos índices de diversidade foram avaliadas utilizando Modelos Lineares Generalizados (GLM). Por fim, foram utilizados modelos Aditivos Generalizados Mistos (GAMM) para encontrar os parâmetros estruturantes dos índices de diversidade taxonômica e funcional. Foram observados aumentos na temperatura, condutividade e concentração dos nutrientes, enquanto a transparência sofreu diminuição. Todos os índices de diversidade taxonômica foram menores após 16 anos, porém apenas o FDiv diminuiu, enquanto o FEve aumentou. Os parâmetros estruturantes da diversidade foram parcialmente alterados, sendo que para a diversidade funcional a condutividade e o pH se mantiveram de maneira mais constante para ambos períodos, enquanto para a diversidade taxonômica houve maiores alterações. Estes resultados sugerem que o uso contínuo do solo para atividades agropecuárias deteriora a qualidade da água, reduz a diversidade taxonômica e afeta a distribuição da abundância entre os traços funcionais da comunidade zooplanctônica; além de afetar como os fatores ambientais moldam as comunidades aquáticas. Além disso, evidenciou-se a importância de avaliações temporais e que integrem a diversidade taxonômica e funcional para resultados mais robustos.

**Palavras-chave:** Impactos antropogênicos; ecossistemas aquáticos; degradação ambiental; enriquecimento de nutrientes; homogeneização biótica.

## ABSTRACT

Currently, land use for agropastoral activities is one of the main threats to global biodiversity. Land-use intensification disrupts aquatic ecosystems by altering water quality and biotic communities. However, the long-term impacts on zooplankton diversity remain poorly understood, particularly in assessments that integrate taxonomic and functional diversity. Therefore, this study evaluated the effects of 16 years of agropastoral land use on water parameters, zooplankton taxonomic and functional diversity, and the structuring parameters of diversity. Data was collected from seven reservoirs within an agropastoral landscape during two periods (2008 and 2024). Temperature, dissolved oxygen (DO), pH, conductivity, depth, transparency, and nutrient concentrations (total phosphorus and total nitrogen) were measured. Taxonomic diversity was quantified using species richness, Hill-Shannon, and Hill-Simpson indices, while functional diversity was assessed using FRic, FEve, and FDiv indices. Changes in water parameters and diversity indices were evaluated using Generalized Linear Models (GLM). Finally, Generalized Additive Mixed Models (GAMM) were used to identify the structuring parameters of taxonomic and functional diversity indices. Increases in temperature, conductivity, and nutrient concentrations were observed, while transparency decreased. All taxonomic diversity indices were lower after 16 years. Regarding functional diversity, only FDiv decreased, while FEve increased. The structuring parameters of diversity were partially altered: for functional diversity, conductivity and pH remained more consistent across both periods, whereas greater changes were observed for taxonomic diversity. These results suggest that continuous agropastoral land use deteriorates water quality, reduces taxonomic diversity, and affects the distribution of abundance among functional traits in the zooplankton community, in addition to altering how environmental factors shape aquatic communities. Furthermore, this study highlights the importance of temporal assessments that integrate both taxonomic and functional diversity for more robust results.

**Keywords:** Anthropogenic impact; freshwater ecosystems; environmental degradation; nutrient enrichment; biotic homogenization.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Mapa de localização dos reservatórios amostrados .....	13
<b>Figura 2</b> - Variação dos índices de diversidade taxonômica entre os períodos amostrados....	18
<b>Figura 3</b> - Variação dos índices de diversidade taxonômica entre os períodos amostrados....	19
<b>Figura 4</b> - Variação dos índices de diversidade funcional entre os períodos amostrados .....	20
<b>Figura 5</b> - Melhores modelos estruturantes dos índices de diversidade taxonômica para 2008 .....	21
<b>Figura 6</b> - Melhores modelos estruturantes dos índices de diversidade taxonômica para 2008 .....	22
<b>Figura 7</b> - Melhores modelos estruturantes dos índices de diversidade funcional para 2008 .	23
<b>Figura 8</b> - Melhores modelos estruturantes dos índices de diversidade funcional para 2008 .	23

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Características dos reservatórios.....	13
<b>Tabela 2</b> - Porcentagem de cada uso do solo para 2008 .....	13
<b>Tabela 3</b> - Porcentagem de cada uso do solo para 2024 .....	14

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	10
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	12
2.1 Local de estudo.....	12
2.2 Amostragem da comunidade e parâmetros da água .....	14
2.3 Caracterização funcional da comunidade.....	15
2.4 Índices de diversidade .....	16
2.5 Análise de dados.....	17
3 RESULTADOS .....	17
4 DISCUSSÃO .....	24
5 CONCLUSÃO.....	28

## 1 INTRODUÇÃO

Atualmente a biodiversidade global está passando por um quadro de grandes extinções decorrente de atividades humanas (CEBALLOS *et al.*, 2015). Diversos estudos têm demonstrado que, dentre as principais causas da perda de biodiversidade está o uso do solo para agropastagem, que, sozinho, ocupa mais de um terço das áreas terrestre do mundo (FOLEY *et al.*, 2005; STOATE *et al.*, 2001; NEWBOLD *et al.*, 2015; CHAUDHARY; PFISTER; HELLWEG, 2016; FAO, 2025). Segundo Stoate *et al.* (2001) estes impactos decorrentes da intensificação do uso do solo são, na grande maioria, mais custosos para a sociedade no geral do que para as áreas e gerentes da exploração agrícola individualmente. Sendo assim, é fundamental realizar avaliações que permitam prever os possíveis impactos futuros decorrentes destes manejos.

Países em desenvolvimento, como o Brasil, ainda têm grande parte da economia dependente do setor agropecuário (MARTINELLI *et al.*, 2010). Assim, desde o século XX, o Brasil tem sofrido com a perda da vegetação nativa de diversos biomas e, principalmente onde a expansão é limitada, com a intensificação de áreas já cultiváveis (MARTINELLI; FILOSO, 2008; CHRISTOFOLETTI *et al.*, 2013; REZENDE *et al.*, 2018; MAPBIOMAS, 2019). Dentre as práticas de intensificação adotadas, a conversão de pastagem extensiva em intensiva, o aumento do uso de fertilizantes e pesticidas e aplicação generalizada de vinhaça estão entre as principais (MARTINELLI; FILOSO, 2008; CHRISTOFOLETTI *et al.*, 2013). Isso faz com países como o Brasil sejam de grande interesse para realização de avaliações dos impactos desta forma de uso do solo em diferentes aspectos.

Dessa forma, o uso e o manejo do solo para atividades agropastoris têm causado diversos impactos nos ambientes aquáticos, resultando na redução do oxigênio dissolvido e da transparência da água, juntamente com o aumento das concentrações de nutrientes, íons, metais e da condutividade elétrica (CUNHA *et al.*, 2020; CHEN *et al.*, 2021; DOS SANTOS *et al.*, 2023; REIS E HU, 2017). Embora alguns efeitos diretos das mudanças nos parâmetros da água sobre as comunidades aquáticas tenham sido relatados (MOI *et al.*, 2022; PAQUETTE *et al.*, 2022; BOHN *et al.*, 2024; SEABRA *et al.*, 2022), os efeitos temporais do contínuo uso do solo nesses ambientes ainda permanecem pouco compreendidos.

Os impactos sobre as comunidades aquáticas resultam na perda de importantes serviços ecossistêmicos. Por exemplo, espécies de peixes servem como bioindicadores de impactos ambientais (CHEN *et al.*, 2017; DE CARVALHO *et al.*, 2020; GUTIÉRREZ-BONILLA E RUIZ-AGUDELO, 2020), enquanto os insetos aquáticos desempenham um papel fundamental na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes (MACADAM E STOCKAN,

2015). A comunidade fitoplanctônica, também impactada por essas mudanças, tem uma função vital na produção primária, liberação de oxigênio e captura de CO<sub>2</sub> (NASELLI-FLORES E PADISÁK, 2023). No entanto, algumas comunidades são chave na compreensão de impactos por conta de fatores diversos, como por exemplo a comunidade zooplanctônica em ambientes aquáticos.

A comunidade zooplanctônica tem um papel fundamental na estruturação de ecossistemas aquáticos (JEPPESSEN *et al.*, 2011). Isso se deve a diversas características dessa comunidade, como sua grande diversidade de espécies, alta sensibilidade a variações ambientais e sua posição nas teias tróficas como elo entre os produtores e o restante dos organismos (GARCÍA-CHICOTE; ARMENGOL; ROJO, 2019; MIN *et al.*, 2021; MUÑOZ-COLMENARES; SORIA; VICENTE, 2021; ROCHA *et al.*, 2024). Devido à alta sensibilidade a variações, esta comunidade pode ser utilizada como indicador da qualidade ambiental, principalmente relacionado a cargas de nutrientes e nível trófico dos ambientes (ANDRADE; GUTIERREZ; GAGNETEN, 2022; BOMFIM *et al.*, 2023; DOS SANTOS *et al.*, 2023). Neste caso, o aumento da concentração dos nutrientes na água em virtude do uso do solo para agropastagem, desencadeia a eutrofização e um efeito em cascata, afetando a comunidade zooplanctônica e, conseqüentemente, todo ecossistema (JEPPESSEN *et al.*, 2011; AMORIM; MOURA, 2021; LI *et al.*, 2023).

Avaliações da diversidade de espécies em uma comunidade, como a zooplanctônica, é fundamental para avaliações de impactos (SANTOS; ABRA; CASTILHO-NOLL, 2021; GÓMEZ *et al.*, 2022; ALMEIDA *et al.*, 2023), no entanto, é necessário a realização de análises de diversidade integrada, analisando também quais são as diferenças entre as espécies e suas relações com o ecossistema no campo da diversidade funcional (MCGILL *et al.*, 2006; CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHNICK, 2011). Paquette, Gregory-Eaves e Beisner (2022) demonstraram que, embora os parâmetros da água sejam os principais fatores da variação total na composição taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica, o uso do solo para agropastagem está relacionado a altas concentrações de nutrientes e íons, o que causa impactos na estrutura da comunidade. Sendo assim, é necessário compreender as alterações temporais na diversidade taxonômica e funcional da comunidade para melhor entendimento dos possíveis impactos do uso do solo em ambientes aquáticos.

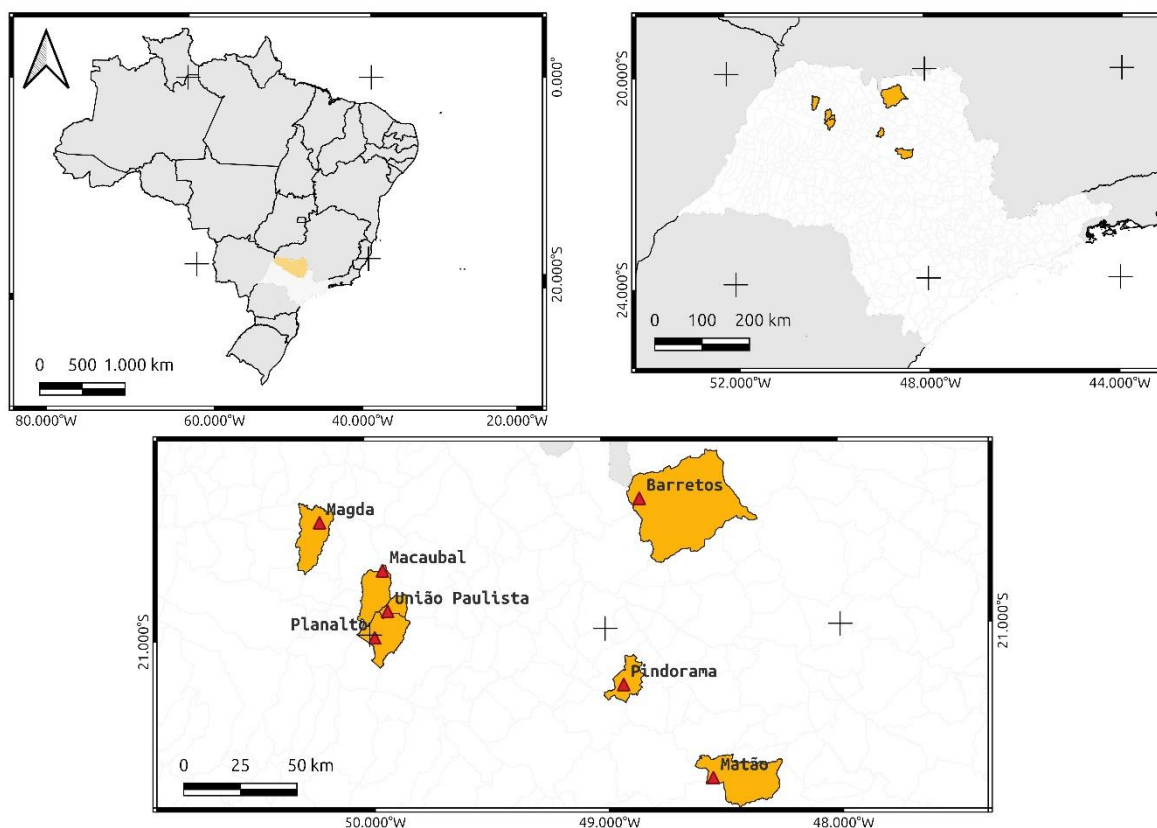
Dessa forma, a fim de compreender o efeito após 16 anos de uso contínuo do solo para agropastagem na diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica foram levantadas quatro hipóteses: 1) O uso e manejo contínuo do solo para atividades agropecuárias intensificará a deterioração da qualidade da água, resultando em menor transparência, redução do OD e da profundidade, e em um aumento da condutividade e das concentrações de nutrientes. 2) Após 16 de uso contínuo do solo para agropastagem a riqueza de espécies e a diversidade taxonômica diminuirão; 3) Ocorrerá perda da diversidade funcional da comunidade zooplanctônica após longo período sob efeito do uso contínuo do solo para agropastagem; 4) Espera-se que as variáveis estruturantes da diversidade do zooplâncton sejam alterados entre os períodos de amostragem, com os nutrientes e a condutividade emergindo como os fatores-chave após um longo período de 16 anos.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Local de estudo**

Este estudo foi realizado em 7 lagoas inseridas da bacia do Alto Rio Paraná, no estado de São Paulo, Brasil (Figura 1). Todas lagoas estudadas foram originadas a partir do represamento de pequenos riachos e estão inseridas em paisagens agropastoris de diferentes tipos de cultura, sendo utilizadas para dessedentação do gado e irrigação das culturas (Tabela 1). A região onde o estudo foi conduzido é tropical, caracterizado por uma estação seca e fria e uma chuvosa e quente. As lagoas estão situadas numa região que sofre com o uso intensivo do solo para agropastagem, com destaque para os cultivos de soja e cana-de-açúcar, principalmente em 2024 (Tabelas 2 e 3).

Figura 1 - Mapa de localização dos reservatórios amostrados



Fonte: Autoria própria, 2025

Tabela 1 - Características dos reservatórios

	Profundidade média (metros)		Área (hectare)	URGH	Latitude	Longitude
	2008	2024				
<b>Pindorama</b>	2.18	1.13	3.687	Turvo/Grande	-21.225249	-48.926894
<b>Macaubal</b>	1.54	1.37	2.014	Baixo Tietê	-20.745390	-49.938230
<b>União Paulista</b>	3.10	2.14	3.93	Baixo Tietê	-20.908253	-49.921157
<b>Barretos</b>	1.52	1.08	4.648	Baixo Pardo/Grande	-20.484232	-48.841774
<b>Magda</b>	1.35	1.54	3.39	São José dos Dourados	-20.546421	-50.198177
<b>Planalto</b>	2.73	2.41	14.398	Baixo Tietê	-21.011451	-49.979279
<b>Matão</b>	1.90	0.28	0.695	Tietê/Batalha	-21.605020	-48.553888

Fonte: Autoria própria, 2025

Tabela 2 - Porcentagem de cada uso do solo para 2008

	Pastagem	Citrus	Mosaico de agricultura	Remanescente florestal	Café	Soja	Cana-de-açúcar
<b>Pindorama</b>	17.24	0.00	40.76	23.65	0.00	1.43	16.92
<b>Macaubal</b>	34.51	0.00	14.37	12.77	0.00	0.00	38.35

<b>União Paulista</b>	63.72	0.00	12.22	1.33	0.00	0.00	22.73
<b>Barretos</b>	5.50	34.84	21.20	38.46	0.00	0.00	0.00
<b>Magda</b>	20.82	0.00	26.70	19.66	0.00	1.44	31.37
<b>Planalto</b>	33.47	0.00	12.17	41.42	0.00	0.00	12.94
<b>Matão</b>	0.00	0.00	45.31	54.69	0.00	0.00	0.00
<b>Média</b>	25.04	4.98	24.67	27.42	0.00	0.41	17.47

Fonte: Autoria própria, 2025

**Tabela 3** - Porcentagem de cada uso do solo para 2024

	<b>Pastagem</b>	<b>Citrus</b>	<b>Mosaico de agricultura</b>	<b>Remanescente florestal</b>	<b>Café</b>	<b>Soja</b>	<b>Cana-de-açúcar</b>
<b>Pindorama</b>	12.33	0.00	32.60	29.21	0.00	5.86	20.00
<b>Macaubal</b>	10.01	0.00	17.94	13.47	0.00	0.00	58.57
<b>União Paulista</b>	15.77	0.00	15.84	1.13	0.00	37.18	30.08
<b>Barretos</b>	0.37	0.00	12.89	35.48	0.00	0.00	51.25
<b>Magda</b>	0.00	0.00	10.30	22.98	0.00	0.00	66.72
<b>Planalto</b>	24.97	0.00	10.40	41.68	0.00	0.17	22.77
<b>Matão</b>	0.00	45.09	8.76	35.25	0.14	0.00	10.75
<b>Média</b>	9.06	6.44	15.82	25.60	0.02	6.17	37.16

Fonte: Autoria própria, 2025

## 2.2 Amostragem da comunidade e parâmetros da água

Os dados de ambos períodos, 2008 e 2024, foram coletados nos mesmos ambientes e utilizando as mesmas metodologias. As amostras de 2008 são resultado do Projeto Biota FAPESP - Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes no Noroeste paulista: base para estudos de conservação da biodiversidade (Processo FAPESP 04/04820-3). As amostragens foram realizadas na estação chuvosa, na zona litorânea e pelágica. Uma sonda multiparâmetros foi utilizada na coleta da temperatura, oxigênio dissolvido (OD), pH e condutividade. Profundidade e transparência foram coletadas utilizando disco de Secchi. Por fim, amostras de água foram coletadas e analisadas em laboratório para quantificação dos nutrientes fósforo total e nitrogênio total, utilizando metodologias específicas (STRICKLAND; PARSONS, 1972; MACKERETH; HERON; TALLING, 1978; VALDERRAMA, 1981).

Foram coletadas amostras de zooplâncton por meio da filtragem de pelo menos 300 litros de água por arrasto vertical de rede de plâncton de 45µm. A amostra foi armazenada em frascos de plástico com água com água e fixada utilizando formol 4%. Em laboratório, cladóceros e copépodes foram contados em três subamostras de 1ml sob lupa estereoscópica. Rotíferos foram contados em três subamostras de 1ml sob microscópio óptico utilizando câmara de

Sedgewick-Rafter. Chaves de identificação foram utilizadas para identificação do zooplâncton até nível de espécie (ELMOOR-LOUREIRO, 1997; SOUSA; ELMOOR-LOUREIRO, 2019a, 2019b, 2021; REID, 1985; SILVA *et al.*, 1989; SILVA; MATSUMURA-TUNDISI, 2005; PERBICHE-NEVES *et al.*, 2015; SEGERS, 1995; NOGRADY; POURRIOT; SEGERS, 1995; NOGRADY; SEGERS, 2002).

### 2.3 Caracterização funcional da comunidade

A caracterização da composição funcional da comunidade zooplanctônica foi realizada baseado em quatro traços: tamanho do corpo, tipo de alimentação, habitat e grupo trófico. Estes traços foram selecionados pois são adequados para o estudo integrado da comunidade zooplanctônica total (BRANCO; FINTELMAN-OLIVEIRA; DOS SANTOS MIRANDA, 2023). Este conjunto de traços abrange tanto traços efeito, sendo o tamanho do corpo, que permite prever funções ecossistêmicas importantes, como fluxo de energia e nutrientes dentro do ecossistema (VIOLLE *et al.*, 2007; HÉBERT; BEISNER; MARANGER, 2017), como traços resposta, sendo todos os quatro possíveis de se incluir nesta categoria (HÉBERT; BEISNER; MARANGER, 2017; BRANCO; FINTELMAN-OLIVEIRA; DOS SANTOS MIRANDA, 2023). Estes traços possibilitam a compreensão do efeito de diferentes condições ambientais na organização das comunidades (VIOLLE *et al.*, 2007; HÉBERT; BEISNER; MARANGER, 2017).

O traço tamanho do corpo se refere ao tamanho médio do corpo dos indivíduos adultos separados em três categorias: pequeno (< 300  $\mu\text{m}$ ); médio (300  $\mu\text{m}$  - 600  $\mu\text{m}$ ) e grande (> 600  $\mu\text{m}$ ) (BONECKER; AZEVEDO; SIMÕES, 2011). O traço tipo de alimentação foi categorizado em: filtrador - D (filtradores tipo Daphniidae); filtrador - S (filtradores tipo Sididae); filtrador - B (filtradores tipo Bosminidae); raspador - C (raspadores tipo Chydoridae); filtração - I (filtradores tipo Ilyocriptidae); raptorial - Cop (copépodes que realizam busca ativa do alimento); suspensão estacionária (copépodes com alimentação passiva); raptorial - Rot (rotíferos que realizam busca ativa do alimento) e micrófagos (coleta passiva de vários itens alimentares não maiores que 20  $\mu\text{m}$ ) (BARNETT; FINLAY; BEISNER, 2007; OBERTEGGER *et al.*, 2011; LITCHMAN; OHMAN; KIØRBOE, 2013; RIZO *et al.*, 2017). O traço habitat possui três categorias: litoral (espécies que vivem associadas principalmente à macrófitas e ao sedimento); pelágico (espécies que vivem exclusivamente na coluna d'água) e litoral/pelágico (espécies capazes de transitar entre as duas regiões). Por fim, o traço grupo trófico foi categorizado em: herbívoro, carnívoro e omnívoro. Os atributos de cada espécie foram levantados a partir da literatura.

## 2.4 Índices de diversidade

Para avaliar os impactos na diversidade taxonômica do zooplâncton, foram calculados os índices de Riqueza de Espécies e Números de Hill para cada lagoa em ambos períodos separadamente. Os Números de Hill fornecem um valor para o número efetivo de espécies, ou diversidade real, com base em uma equação que considera tanto a riqueza de espécies quanto a frequência de cada espécie através do parâmetro "q", o qual atribui pesos diferentes a espécies comuns ou raras (HILL, 1973).

$${}^qD = \left( \sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Quando  $q = 1$ , o resultado reflete o número de espécies ponderado pela sua abundância relativa, referido aqui como Hill-Shannon. Quando  $q = 2$ , maior peso é atribuído às espécies mais abundantes, equivalendo ao índice de Gini-Simpson (JOST, 2006), referido como Hill-Simpson. Os Números de Hill foram calculados usando a função "hill\_rate", disponível no pacote "hillR" (LI, 2018).

Neste estudo, foram utilizados os índices de riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve) e divergência funcional (FDiv). O FRic se refere ao volume ocupado no espaço funcional multidimensional pela comunidade, em outras palavras, o quanto dos nichos disponíveis, ou seja, os recursos do ecossistema, as espécies de determinada comunidade estão ocupando, independente da abundância. O FEve é calculado baseado na árvore de extensão mínima (MST, do inglês *minimum spanning tree*), ou seja, na regularidade da distribuição dos pontos, no caso as espécies, e das abundâncias no espaço funcional multidimensional. Este índice pode ser interpretado como os nichos disponíveis estão sendo utilizados, em outras palavras, ele indica se os recursos disponíveis estão sendo subutilizados ou não. O FDiv é obtido através do cálculo das distâncias dos pontos (espécies) até o centróide, ou seja, o ponto médio do espaço funcional multidimensional, levando em conta as abundâncias das espécies. O resultado deste índice é complementar aos outros, já que demonstra o grau de diferenciação da ocupação dos nichos e o quanto as espécies estão competindo pelos recursos disponíveis (MASON *et al.*, 2005; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Os índices foram calculados separadamente para cada reservatório para ambos períodos (2008 e 2024) utilizando a função "dbFD", do pacote "FD" (LALIBERTÉ; LEGENDRE; SHIPLEY, 2014).

## 2.5 Análise de dados

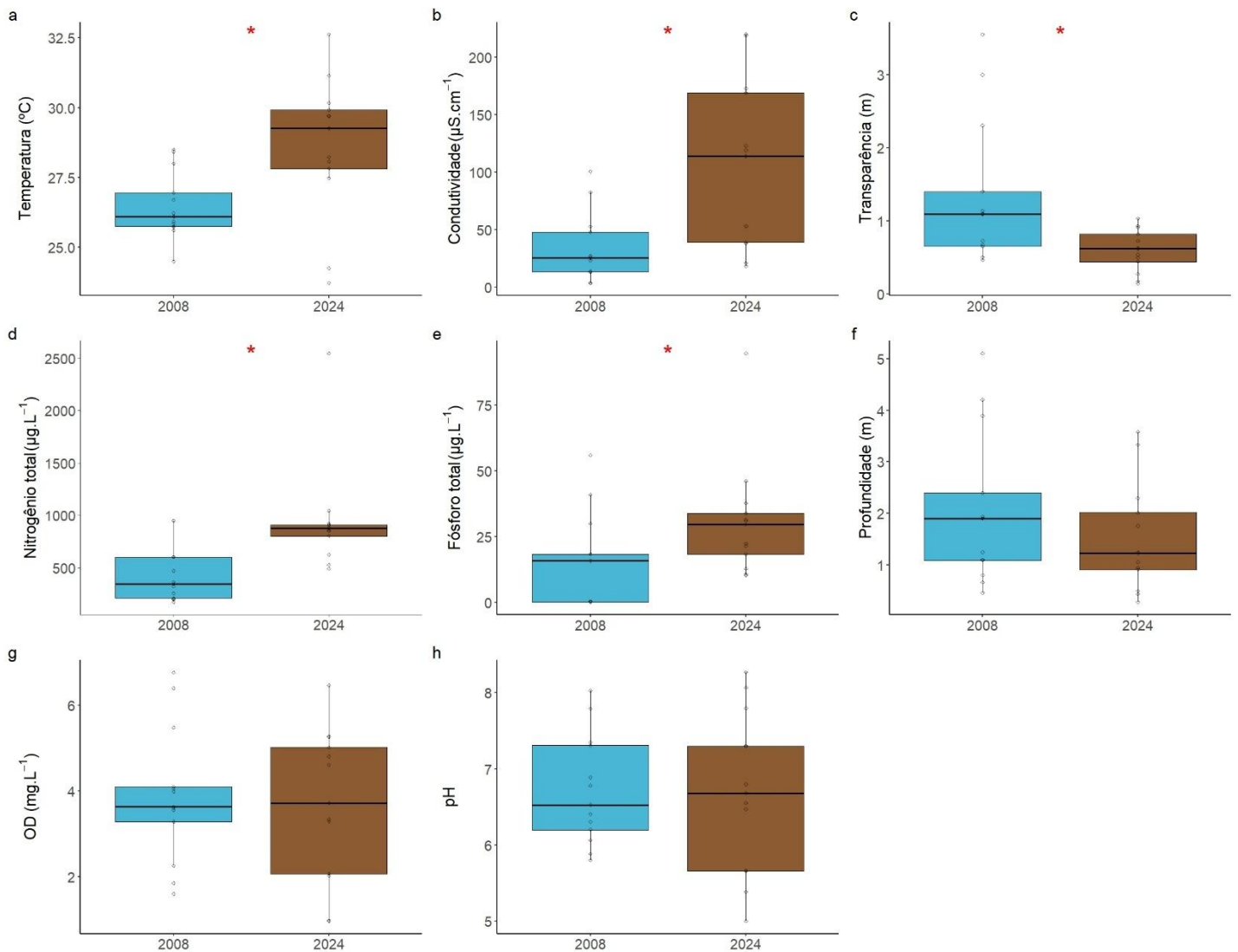
Para testar o efeito temporal nos parâmetros físicos e químicos da água e nos índices de diversidade taxonômica e funcional, foram utilizados Modelos Lineares Generalizados (GLM) com a função “glm” do pacote “stats” no R. Em seguida, foi realizada uma ANOVA no modelo para testar a significância utilizando a função “anova”, também do pacote “stats” (R CORE TEAM, 2025).

Para identificar quais parâmetros físicos e químicos que estruturam a diversidade taxonômica e funcional da comunidade, foram realizados Modelos Aditivos Generalizados Mistos (GAMM) utilizando a função “gamm” do pacote “mgcv” (WOOD, 2011). Cada índice de diversidade taxonômica e funcional calculado, sendo riqueza de espécies, Hill-Shannon, Hill-Simpson, FRic, FEve e FDiv (variáveis dependentes) foi modelado em função dos parâmetros físicos e químicos (variáveis independentes) para ambos os períodos, separadamente. Em todos os modelos, a variável zona (pelágica e litorânea) foi incluída como um efeito aleatório. Os modelos mais adequados foram selecionados com base nas variáveis explicativas com um valor de  $P < 0,05$  e os valores mais baixos do Critério de Informação de Akaike (AIC). Por fim, o modelo selecionado foi testado através da função “anova” do pacote “stats” (R CORE TEAM, 2025). Todas as análises foram realizadas no software R, versão 4.5.0.

## 3 RESULTADOS

De 2008 para 2024, a temperatura média da água aumentou de 26,4°C para 27,4°C (Figura 2a) ( $F = 7,75$ ;  $P = 0.010$ ), e a condutividade de 36,7  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  para 104,3  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Figura 2b) ( $F = 10.30$ ;  $P = 0.003$ ). A transparência média diminuiu de 1,3 m para 0,57 m (Figura 2c) ( $F = 6,414$ ;  $P = 0.018$ ). As concentrações médias de nitrogênio e fósforo aumentaram de 437,16  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  para 1057,03  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  (Figura 2d) ( $F = 10,09$ ;  $P = 0.004$ ) e (Figura 2e) ( $F = 3,933$ ;  $P = 0.059$ ) entre os períodos, respectivamente. A profundidade média diminuiu de 2,05 m para 1,50 m (Figura 2f), o OD médio diminuiu de 3,89  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para 3,68  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (Figura 2g), e o pH diminuiu de 6,72 para 6,69 (Figura 2h), porém nenhuma dessas alterações foi estatisticamente significativa.

**Figura 2** - Variação dos índices de diversidade taxonômica entre os períodos amostrados

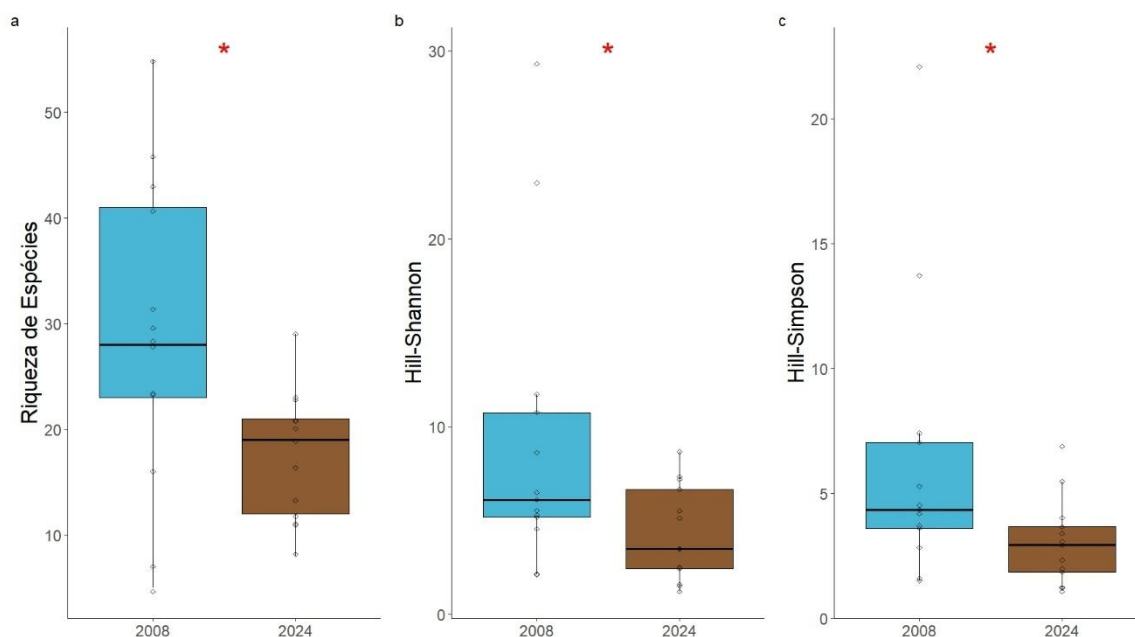


a) Variação temporal para a temperatura. b) Variação temporal para a condutividade. c) Variação temporal para a transparência. d) Variação temporal para o nitrogênio total. e) Variação temporal para o fósforo total. f) Variação temporal para a profundidade. g) Variação temporal para o oxigênio dissolvido (OD). h) Variação temporal para o pH. Os asteriscos vermelhos indicam diferenças significativas. Fonte: Autoria própria, 2025.

Em 2008, foram registradas 138 espécies, incluindo 94 rotíferos, 35 cladóceros e 9 copépodes. Na amostragem de 2024, um total de 83 espécies de zooplâncton foram identificadas, compreendendo 50 rotíferos, 24 cladóceros e 9 copépodes. A riqueza média de

espécies diminuiu de 29 para 17 espécies entre 2008 e 2024 (Figura 2a) ( $F = 6,68$ ;  $P = 0,016$ ). Os índices de diversidade também diminuíram, de aproximadamente 9 para 4 no Hill-Shannon (Figura 2b) ( $F = 7,68$ ;  $P = 0,005$ ) e de aproximadamente 6 para 3 no Hill-Simpson (Figura 2c) ( $F = 7,07$ ;  $P = 0,008$ ).

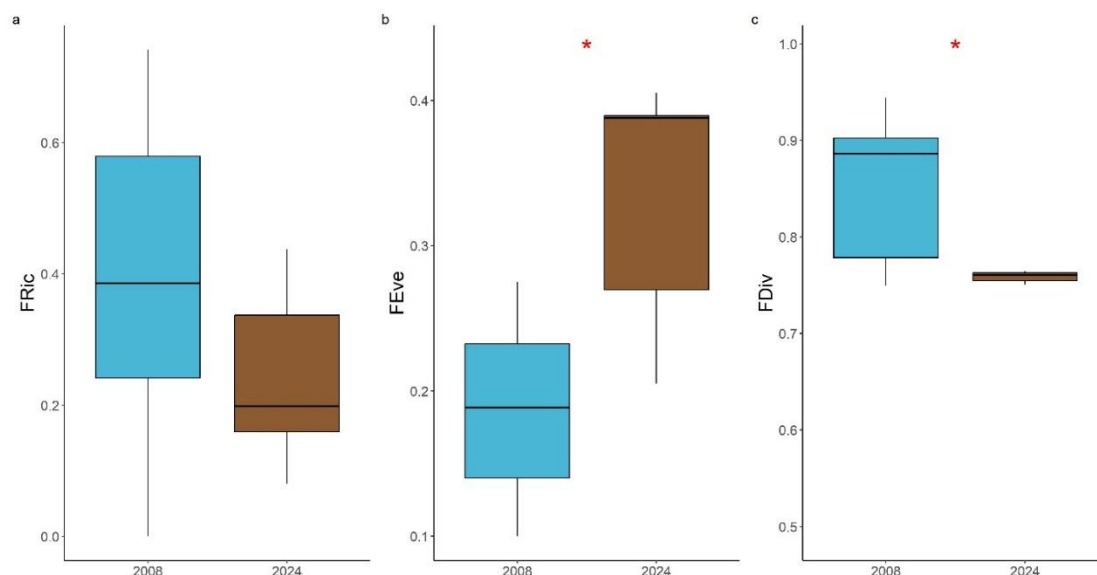
**Figura 3** - Variação dos índices de diversidade taxonômica entre os períodos amostrados



a) Variação temporal para a Riqueza de Espécies. b) Variação temporal para o Hill-Shannon. c) Variação temporal para o Hill-Simpson. Os asteriscos vermelhos indicam diferenças significativas. Fonte: Autoria própria, 2025.

Não houve diferença significativa para o FRic entre 2008 e 2024 (Figura 3a) ( $F = 1,90$ ,  $P = 0,193$ ). Houve um aumento na média para o FEve de 0,20 para 0,33 entre 2008 e 2024 (Figura 3b) ( $F = 6,44$ ;  $P = 0,026$ ) e uma diminuição para o FDiv de 0,85 para 0,73 entre 2008 e 2024 (Figura 3c) ( $F = 5,39$ ,  $P = 0,039$ ).

**Figura 4** - Variação dos índices de diversidade funcional entre os períodos amostrados



a) Variação temporal para o FRic. b) Variação temporal para o FEve. c) Variação temporal para o Fdiv. Os asteriscos vermelhos indicam diferenças significativas. Fonte: Autoria própria, 2025.

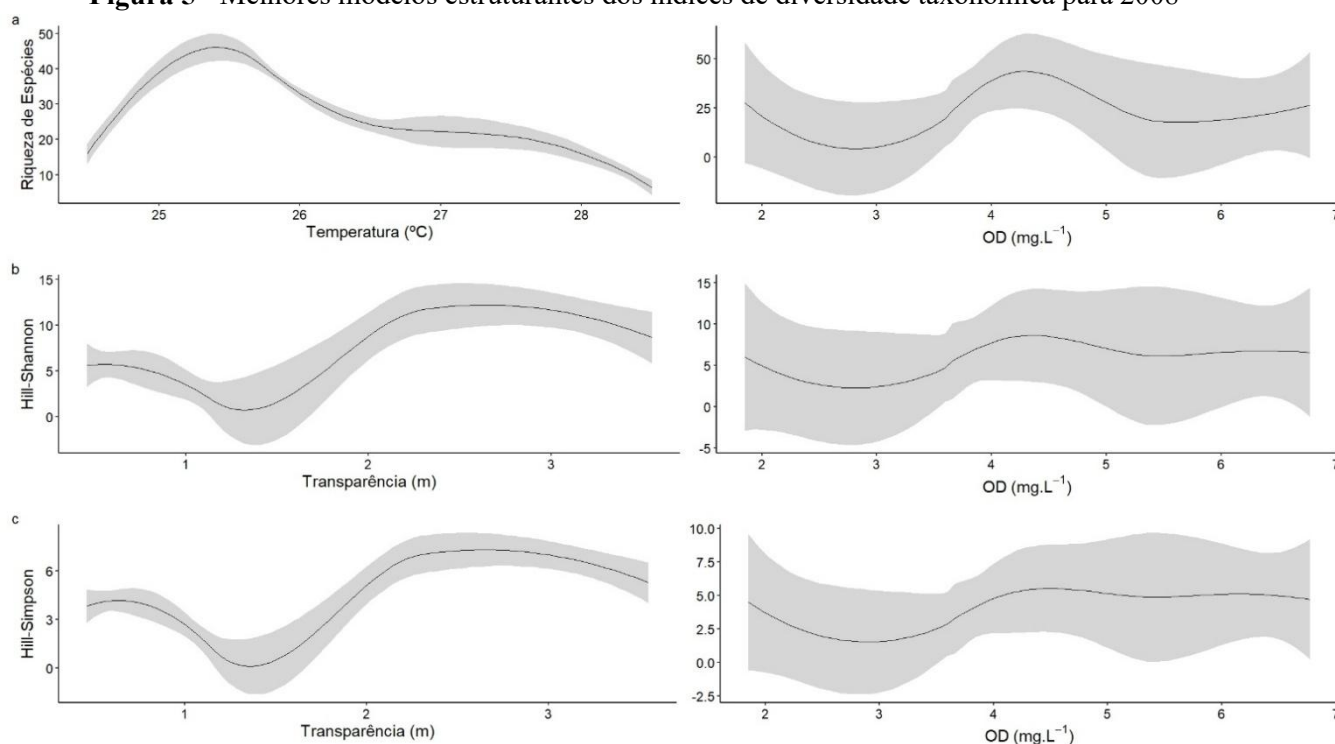
Em 2008, a riqueza de espécies variou de 5 a 55 e foi estruturada pela temperatura e pelo oxigênio dissolvido (OD). A interação entre essas variáveis explicou 24% da variação na riqueza (Figura 5a) ( $F = 47.84$ ;  $P < 0.001$ ). Os maiores valores de riqueza foram registrados em temperaturas próximas de 25 °C e concentrações de OD entre 4 e 5 mg.L<sup>-1</sup>. Em 2024, a riqueza de espécies variou de 8 a 29, e o modelo com melhor ajuste incluiu a interação entre temperatura e condutividade, bem como a profundidade, explicando 82% da variação observada (Figura 6a) ( $F = 19.43$ ;  $P < 0.001$ ); ( $F = 13.09$ ;  $P = 0.006$ ). Os maiores valores de riqueza apresentaram distribuições mais uniformes em temperaturas de 25 °C e 32,5 °C, associadas a condutividades de 50  $\mu\text{S.cm}^{-1}$  ou 160  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ , e profundidades entre 1 m e 2 m. A temperatura destacou-se como variável estruturante para a riqueza de espécies em ambos os períodos.

Para os índices de diversidade taxonômica, os valores do índice de Hill-Shannon em 2008, variaram de 2.10 a 29.32. A interação entre transparência e OD explicou 99% da variação no índice (Figura 5b) ( $F = 67.44$ ;  $P = 0.015$ ), com os maiores valores de Hill-Shannon observados em ambientes com transparência entre 2 e 3 metros e OD entre 4 e 5 mg.L<sup>-1</sup>. Em 2024, o índice de Hill-Shannon variou de 1.21 a 8.66, e o melhor modelo foi a interação entre transparência e condutividade (Figura 6b) ( $F = 10.85$ ;  $P = 0.024$ ), explicando 71% da variação. Os maiores valores de Hill-Shannon foram registrados com transparência de 1 m e

condutividade de  $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . A transparência foi a variável estruturante para o índice de Hill-Shannon em ambos os períodos.

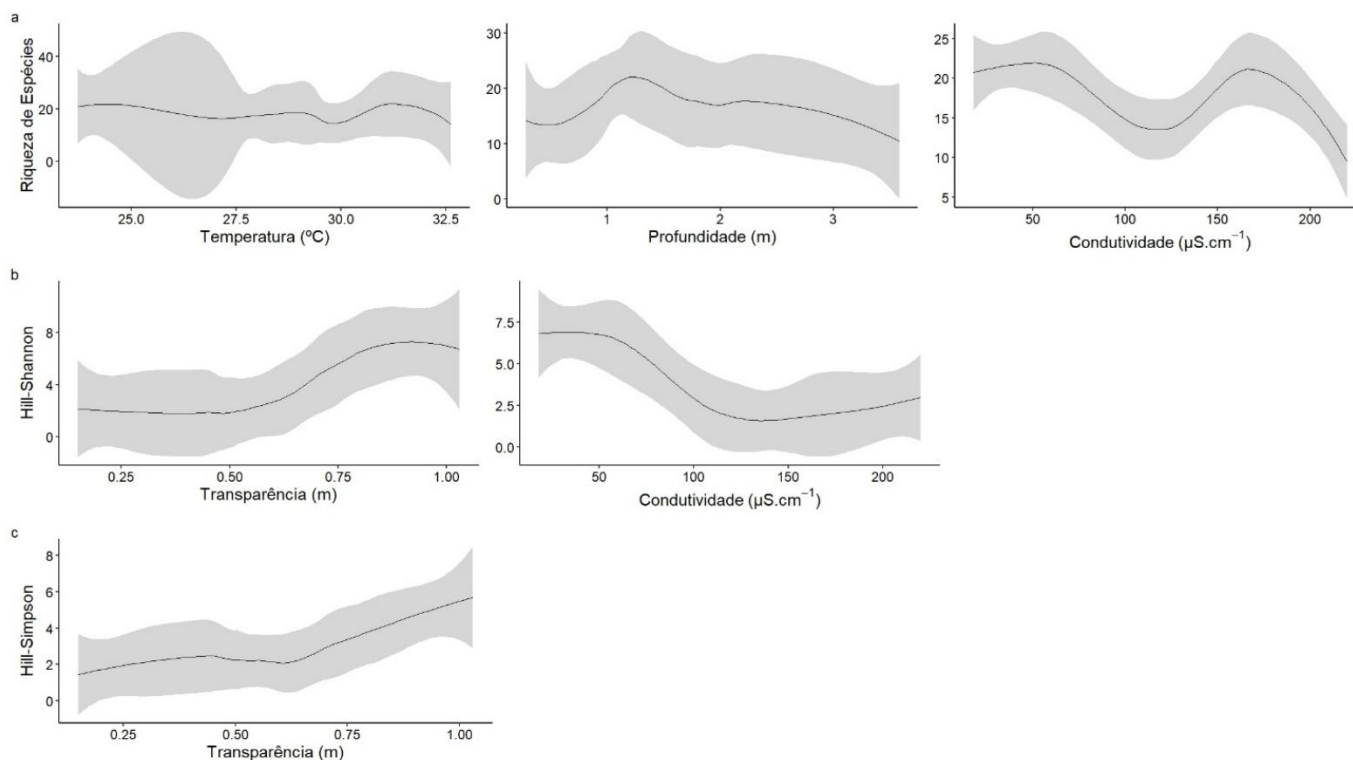
Para o índice de Hill-Simpson em 2008, os valores variaram de 1.48 a 22.08 e o melhor modelo foi novamente a interação entre transparência e OD, que explicou 97% da variação (Figura 5c) ( $F = 39.25$ ;  $P = 0.025$ ). O padrão de distribuição foi semelhante ao do índice de Hill-Shannon, com os maiores valores observados em transparências entre 2 e 3 metros e OD entre 4 e  $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Em 2024, o índice de Hill-Simpson variou de 1.06 a 6.87, e apenas a transparência foi identificada como variável estruturante, explicando 59% da variação (Figura 6c,  $F = 3.94$ ;  $P = 0.002$ ). Mais uma vez, a transparência destacou-se como variável estruturante em ambos os períodos, e os maiores valores seguiram um padrão semelhante ao do índice de Hill-Shannon de 2024, com transparência próxima de 1 m.

**Figura 5** - Melhores modelos estruturantes dos índices de diversidade taxonômica para 2008



a) Relação da riqueza de espécies com a temperatura e OD. B) Relação do Hill-Shannon com transparência e OD. C) Relação do Hill-Simpson com transparência e OD. Fonte: Autoria própria, 2025.

**Figura 6** - Melhores modelos estruturantes dos índices de diversidade taxonômica para 2008



a) Relação da riqueza de espécies com a temperatura e OD. B) Relação do Hill-Shannon com transparência e OD. C) Relação do Hill-Simpson com transparência e OD. Fonte: Autoria própria, 2025.

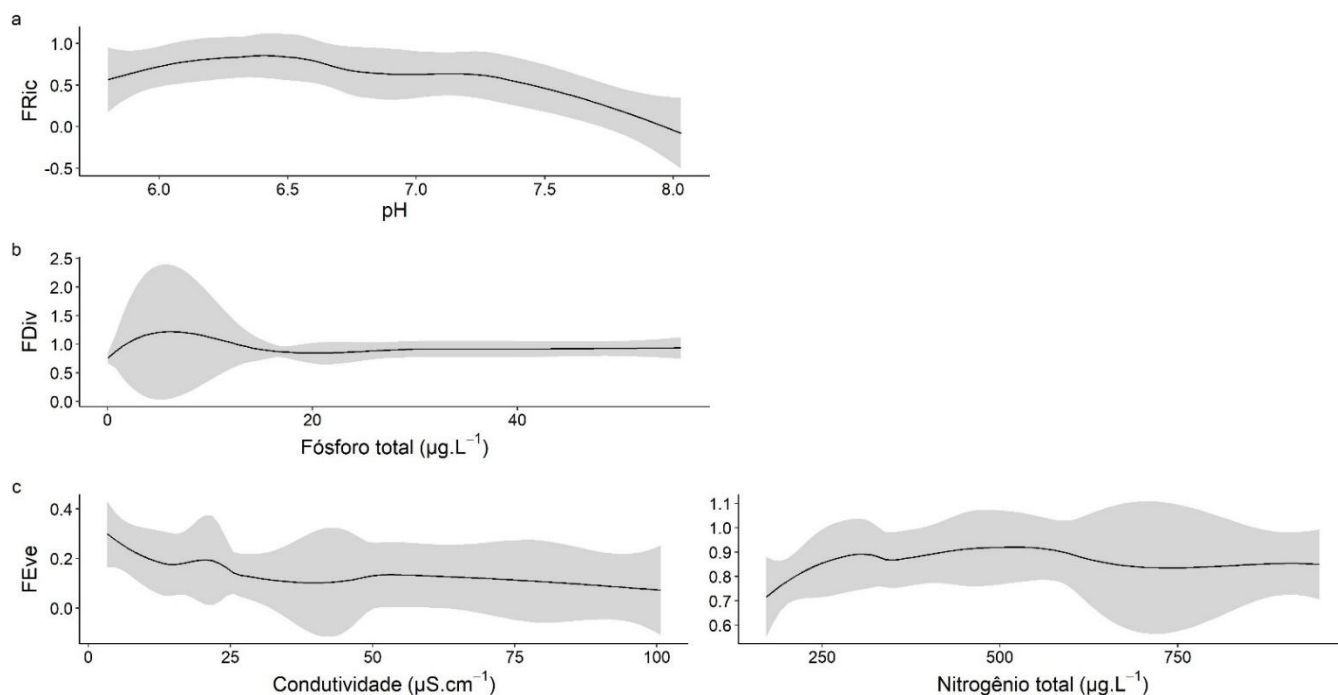
O índice de diversidade funcional FRic, em 2008, variou de 0.0002 a 0.742 e apenas o pH foi encontrado como variável estruturante, com 38% de explicação (Figura 7a) ( $F = 8.50$ ;  $P = 0.014$ ), sendo que os maiores valores de FRic foram encontrados relacionados à valores de pH ligeiramente ácidos, entre 6 e 6.5. Em 2024, o FRic variou de 0.083 a 0.447 e a condutividade foi o único parâmetro encontrado como estruturante, com 40% de explicação (Figura 8a) ( $F = 9.28$ ;  $P = 0.011$ ); os maiores valores de FRic para este período foram encontrados em valores de condutividade menores, próximos de  $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

Nas amostragens de 2008 o FDiv variou de 0.741 a 0.945 em 2008 e apenas o fósforo total foi apontado como variável estruturante, com 36% de explicação (Figura 7b) ( $F = 7.918$ ;  $P = 0.0169$ ); os maiores valores de FDiv estão associados a menores valores de fósforo total, cerca de  $20 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ . Já para 2024, os valores variaram de 0.489 a 0.822. Apenas o pH foi encontrado como variável estruturante (Figura 8b) ( $F = 7.918$ ;  $P = 0.0169$ ). Os maiores valores de FDiv foram encontrados em ambientes com maiores valores de pH, entre 7 e 8.

Por fim, em 2008 o FEve variou de 0.100 a 0.401; o melhor modelo estruturante encontrado foi a condutividade juntamente com o nitrogênio total, com 52% de explicação (Figura 7c) ( $F = 13.60$ ;  $P = 0.004$ ); ( $F = 6.31$ ;  $P = 0.0307$ ). Os maiores valores de FEve foram

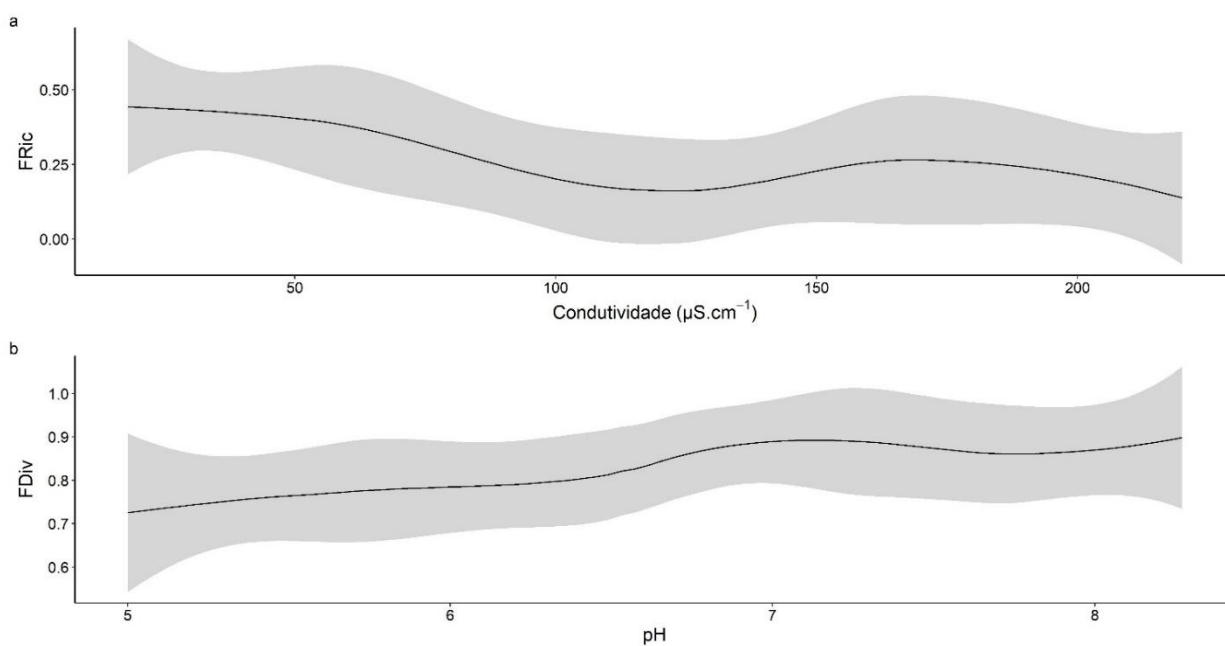
encontrados em menores valores de condutividade, abaixo de  $25 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , porém com uma distribuição uniforme para os valores de nitrogênio total observados. Para 2024 o FEve variou de 0.186 a 0.405, porém nenhuma variável estruturante foi encontrada.

**Figura 7** - Melhores modelos estruturantes dos índices de diversidade funcional para 2008



a) Relação do FRic com pH. B) Relação do FDiv com fósforo total. C) Relação do FEve com nitrogênio total. Fonte: Autoria própria, 2025.

**Figura 8** - Melhores modelos estruturantes dos índices de diversidade funcional para 2008



a) Relação do FRic com condutividade. B) Relação do FDiv com pH. Fonte: Autoria própria, 2025.

#### 4 DISCUSSÃO

Os resultados indicam que o uso contínuo do solo para agropastagem afeta negativamente a qualidade da água das lagoas. Além disso, reduz a riqueza de espécies e a diversidade taxonômica da comunidade zooplanctônica e aumenta a equitabilidade funcional e reduz a divergência funcional temporalmente. Entretanto, não altera a riqueza funcional. Adicionalmente, o uso e gestão contínuos do solo para atividades agropecuárias alteram, ao longo do tempo, os parâmetros estruturantes da diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica.

Alguns estudos relataram os efeitos degradantes do uso do solo sobre a qualidade da água, demonstrando alterações como redução da transparência, aumento das concentrações de nutrientes e maior condutividade, conforme observado em nossos resultados (MAHMOODI *et al.*, 2019; CHIARAVALLOTI *et al.*, 2022; ALBOU *et al.*, 2024). O aumento da temperatura está provavelmente relacionado às mudanças climáticas, agravado ainda pelo uso e manejo contínuos do solo para atividades agropastoris, bem como pela baixa porcentagem de vegetação nativa no entorno desses ambientes (IPCC, 2023; ABDO *et al.*, 2024; HSU *et al.*, 2025). Por sua vez, a ausência de vegetação nativa ao redor das lagoas contribui para o processo contínuo de assoreamento, que, combinado com a lixiviação, aumenta a quantidade de nutrientes, sedimentos, material em suspensão e matéria orgânica, resultando na redução da transparência da água (SANDSTRÖM *et al.*, 2020; CHEN *et al.*, 2021; KONG *et al.*, 2022), conforme observado em nossos resultados. Essa redução também pode ser intensificada pela perda de espécies da comunidade zooplanctônica, que desempenha um papel crucial no controle da abundância de algas, melhorando assim a transparência e a qualidade da água (EKVALL; URRUTIA-CORDERO; HANSSON, 2014; AMORIM E MOURA, 2021). Além disso, o escoamento contribui para o aumento da condutividade, impulsionado pela lixiviação do solo e pelo transporte de sais e nutrientes das áreas agrícolas (MAHMOODI *et al.*, 2019; STAMENKOVIĆ *et al.*, 2021). Esses nutrientes são fatores-chave na elevação do estado trófico desses ambientes (AMORIM *et al.*, 2019; GENG *et al.*, 2024). Ademais, todos esses impactos são intensificados pelo uso de vinhaça nas lavouras do entorno das lagoas, o que contribui ainda mais para o aumento da condutividade elétrica e dos níveis de nutrientes (COTTA *et al.*, 2023; FREITAS *et al.*, 2023).

Ambientes inseridos em paisagens agrícolas frequentemente sofrem com a perda da diversidade e alterações na estrutura taxonômica da comunidade (DE PAGGI E DEVERCELLI, 2011; DOS SANTOS *et al.*, 2025). Vários estudos demonstraram a relação entre o uso do solo e impactos negativos sobre comunidades zooplanctônicas (LI E LI, 2023;

FLORES-MENDEZ *et al.*, 2024; PAQUETTE; GREGORY-EAVES; BEISNER, 2022). O uso do solo para pastagem intensiva também contribui para a redução da diversidade funcional do zooplâncton, assim como áreas sob monoculturas (FLORES-MENDEZ *et al.*, 2024; WANG *et al.*, 2023). No entanto, poucos estudos adotam uma abordagem temporal para avaliar os efeitos do uso contínuo e de longo prazo do solo. Nestes casos, observa-se uma diminuição na riqueza de espécies e o domínio de espécies tolerantes (WANG *et al.*, 2023; DOS SANTOS *et al.*, 2025). Esses estudos demonstram que, ao longo de longos períodos, a comunidade sofre impactos como a redução da riqueza de espécies, sendo as características ambientais e o uso do solo os principais fatores que influenciam a comunidade (WANG *et al.*, 2023). Dessa forma, nosso estudo também corrobora a perda de diversidade taxonômica, especificamente na riqueza temporal e na diversidade de Hill, contribuindo para a compreensão dos efeitos do uso e manejo contínuo do solo em áreas agrícolas.

Os impactos negativos decorrentes das paisagens agropastoris na diversidade e na abundância de espécies da comunidade zooplanctônica geram impactos também na diversidade funcional. Como por exemplo, atributos funcionais podem desaparecer dos ambientes, ou podem, apesar de presentes, apresentarem menor abundância (CHAPIN III *et al.*, 1997; OLDEN *et al.*, 2004).

Nossos resultados indicaram um aumento da equitabilidade funcional e uma diminuição da dispersão funcional. Diversos estudos relatam que o uso do solo afeta negativamente a diversidade funcional das comunidades zooplanctônicas (GOŹDZIEJEWSKA, CYMES e GLIŃSKA-LEWCZUK, 2024; DOS SANTOS *et al.*, 2025), sendo observadas, em alguns casos, relações negativas entre o uso do solo e o FRic (DOS SANTOS *et al.*, 2023; FLORES-MENDEZ *et al.*, 2024). No entanto, nossos resultados mostraram que a riqueza funcional não apresentou redução entre os períodos. A perda de espécies, como apontado pela diminuição na riqueza, pode causar variações na distribuição dos atributos funcionais entre espécies (VILLÉGER, MASON e MOUILLOT, 2008; PAQUETTE *et al.*, 2022); contudo, a persistência temporal dos mesmos atributos funcionais manteve os valores de FRic estáveis. Assim, a quantidade de nichos ocupados permaneceu constante devido à persistência temporal dos traços funcionais.

Como demonstrado por Paquette *et al* (2022) as atividades humanas podem afetar diretamente a diversidade taxonômica, mas a função global da comunidade permanece relativamente estável. Sendo essa estabilidade consequência da alta redundância de espécies da comunidade zooplanctônica, conferindo uma resiliência funcional à comunidade. Dessa forma,

assim como demonstrado no nosso estudo, apesar dos impactos na diversidade taxonômica, a diversidade funcional responde de maneira diferente aos efeitos da paisagem.

Nosso estudo demonstrou que o uso intensivo do solo pode alterar os parâmetros da água, que, por sua vez, estruturam a riqueza e a diversidade da comunidade zooplanctônica. A temperatura, ao interagir com outras variáveis influenciadas por ela diretamente, emergiu como um fator-chave na estruturação da riqueza de espécies. Entre essas variáveis, a condutividade e o OD são diretamente modulados pela temperatura ambiente (HAYASHI, 2004; DOUBEK *et al.*, 2018). Embora a temperatura tenha sido um fator estruturador em ambos os períodos analisados. A mudança na variável estruturante associada à temperatura, de OD para condutividade, pode estar ligada ao aumento da densidade de rotíferos e sua dominância na comunidade, bem como à degradação das condições ambientais. Em 2008, a maior riqueza de espécies foi observada em concentrações de OD superiores a 4 mg.L<sup>-1</sup>. Alguns estudos mostraram que poucas espécies são resistentes a condições de hipóxia, levando à redução da riqueza nesses ambientes (BANERJEE *et al.*, 2019; KARPOWICZ *et al.*, 2020; SANTOS; ABRA; CASTILHO-NOLL, 2021). Ambientes aquáticos com baixas concentrações de OD levam os organismos a sofrer estresse metabólico, limitando a respiração e a aptidão, resultando na perda de biodiversidade nesses ambientes (KARPOWICZ *et al.*, 2020). Em 2024, a riqueza de espécies foi associada tanto a valores baixos quanto altos de condutividade, enquanto valores intermediários exibiram baixa riqueza. Isto pode ser uma consequência do domínio de espécies de rotíferos, que possuem uma maior capacidade de prosperar em condições mais impactadas (KUCZYŃSKA-KIPPEN; PRONIN, 2018; ONANDIA *et al.*, 2021; SMAOUNE *et al.*, 2021). No entanto, condições ideais, como a baixa condutividade encontrada em ambientes mais preservados, também suportam uma alta diversidade de espécies, particularmente de cladóceros (FREY, 1993; RUMES; EGGERMONT; VERSCHUREN, 2011; CORTEZ-SILVA *et al.*, 2020). Apenas em 2024, a profundidade também surgiu como uma variável estruturadora para a riqueza de espécies. A maior riqueza foi observada em profundidades menores, uma vez que estas condições indicam maior assoreamento e, conseqüentemente, ambientes mais impactados, onde apenas espécies mais tolerantes, como os rotíferos, conseguem prosperar (SMAOUNE *et al.*, 2021; QIN *et al.*, 2025).

Semelhante ao papel da temperatura na estruturação da riqueza de espécies, a transparência foi uma variável estruturante em ambos períodos para os dois índices de diversidade. Tanto em 2008 quanto em 2024, os maiores valores de diversidade foram associados aos maiores níveis de transparência observados. No entanto, em 2008, esses valores correspondiam a transparências de 2 m ou mais, enquanto em 2024, ficaram em torno de 1 m.

A transparência está diretamente associada ao aumento do aporte de material em suspensão e matéria orgânica, como a vinhaça (LEE; BIGGS, 2015; ABRAHIM; CLEMENTSON; HOMENAUTH, 2016; GONZALEZ RODRIGUEZ *et al.*, 2023) e, conseqüentemente, ao assoreamento causado pelo uso contínuo do solo agropecuário no entorno das lagoas. Nossos resultados demonstraram que a transparência é um fator chave para toda a comunidade zooplanctônica, com um maior número de espécies sendo capazes de sobreviver e alcançar maior abundância em ambientes com maior transparência. A baixa transparência indica uma maior quantidade de material em suspensão na coluna d'água, o que, por sua vez, reduz a produção fitoplanctônica e dificulta a obtenção de partículas alimentares pelo zooplâncton, afetando assim sua nutrição (HENLEY *et al.*, 2000; HAVENS; JAMES, 1999; YUAN; POLLARD, 2018). A diminuição da transparência também está relacionada à redução da profundidade, favorecendo a persistência de espécies mais tolerantes, como os rotíferos (LEE; BIGGS, 2015; KUCZYŃSKA-KIPPEN; PRONIN, 2018). Em relação à riqueza de espécies, o OD também foi um fator estruturador para a diversidade em 2008, enquanto a condutividade exerceu esse papel em 2024.

Análises de diversidade funcional podem trazer outros panoramas para o conhecimento dos efeitos do uso do solo nas comunidades. Nossos resultados demonstraram que as diversidades taxonômica e funcional são estruturadas de maneira diferente, no entanto, se mantém como estruturante da diversidade funcional os parâmetros mais associados à impactos da paisagem agropastoril. Para 2008, a riqueza funcional foi estruturada apenas pelo pH, sendo que os maiores valores foram associados à valores de pH abaixo de 7, apresentando uma relação negativa com o aumento dele. Ambientes com valores alcalinos de pH apresentam menor diversidade funcional, caracterizada por menores valores de FRic e resultado da diminuição na riqueza de espécies (SANTOS; ABRA; CASTILHO-NOLL, 2021; DOS SANTOS *et al.*, 2023). Já para 2024, apenas a condutividade foi estruturante, sendo que foi observado um padrão semelhante ao da riqueza de espécies do mesmo período, onde os maiores valores para o FRic estão associados à valores de condutividade baixa. Alguns estudos têm demonstrado que o zooplâncton possui uma alta diversidade em baixos valores de condutividade, uma vez que nessas condições o estresse fisiológico é menor (PERHAR; ARHONDITSIS; BRETT, 2013, GAO; LIU; BAN, 2022). Apenas o fósforo total foi estruturante do FDiv para 2008, sendo que os maiores valores foram encontrados em valores abaixo de 20  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . No entanto, para 2024 apenas o pH foi estruturante, com os maiores valores de FDiv associados com valores mais alcalinos de pH, acima de 7. Isso demonstra que valores de pH entre 7 e 8 a comunidade zooplanctônica possui melhor aproveitamento dos recursos do ecossistema, levando à uma

maior diferenciação de nicho, devido ao aumento na densidade de determinados traços (MASON *et al.*, 2005; DOS SANTOS *et al.*, 2023). Só foi encontrada variável estruturante para o FEve para 2008, sendo a condutividade e o nitrogênio total; os maiores valores estiveram associados à baixos valores de condutividades e concentrações abaixo de 500  $\mu\text{g.L}^{-1}$  nitrogênio total.

No Brasil, o uso da vinhaça como fertilizante tem se tornado cada vez mais comum (MARTINELLI; FILOSO, 2008; FERREIRA, *et al.*, 2011). A vinhaça é caracterizada por alta condutividade, elevada demanda bioquímica de oxigênio e pela presença de íons e metais (CHRISTOFOLETTI *et al.*, 2013). Essas características geram impactos diretos sobre os parâmetros da água nos ambientes onde escoam, como condutividade, pH, OD e nutrientes, conforme observado em nosso estudo. A longo prazo, esse manejo intensivo contribui para a deterioração desses parâmetros, fazendo com que passem a limitar a ocorrência de determinadas espécies na comunidade zooplanctônica, conseqüentemente de determinados traços funcionais. Como consequência, ambientes degradados favorecem a dominância de espécies mais resistentes, como os rotíferos, enquanto espécies mais sensíveis são gradualmente eliminadas. A consequência desses impactos também se mostra evidente na diversidade funcional, onde se tem uma diminuição da abundância de diversos traços, levando a uma distribuição mais uniforme das abundâncias entre os traços sem que haja o desaparecimento de algum traço no ambiente.

Nossos resultados demonstram que o uso do solo prolongado após longo período causou impactos negativos na diversidade taxonômica e funcional da comunidade zooplanctônica. Além disso, alterou parcialmente os parâmetros estruturantes da diversidade zooplanctônica e indicou a condutividade como uma importante variável chave para estruturação da diversidade total em ambientes sob forte influência de paisagem agropastoril, já que foi o principal parâmetro para estruturação das diversidades taxonômica e funcional em 2024.

## 5 CONCLUSÃO

Nossa primeira hipótese foi confirmada, uma vez que o uso contínuo do solo para agropastagem levou à deterioração da qualidade da água, resultando em redução da transparência, menores concentrações de oxigênio dissolvido, diminuição da profundidade e maiores níveis de nutrientes e condutividade. Nossa segunda hipótese também foi corroborada, demonstrando uma redução na riqueza e diversidade de espécies nas amostras mais recentes. Nossa terceira hipótese foi refutada, já que não houve perda da diversidade funcional da comunidade, apenas uma modificação na sua estrutura. Por fim, nossa quarta e última hipótese

foi parcialmente corroborada, uma vez que foram observadas diferenças nos parâmetros da água que estruturam a diversidade entre os dois períodos. No entanto, a temperatura, a transparência da água e a condutividade permaneceram como os principais fatores estruturantes em ambos períodos para a diversidade taxonômica e a condutividade e o pH para a diversidade funcional, contrariamente às expectativas para 2024, onde se antecipava que os nutrientes desempenhariam um papel fundamental.

Para melhorar nossa compreensão sobre os efeitos do uso do solo nos parâmetros da água e na diversidade do zooplâncton, nosso estudo demonstrou que o uso intensivo do solo para atividades agropecuárias tem impactos negativos de longo prazo na qualidade da água e na biodiversidade das lagoas. Além disso, nosso estudo evidenciou a importância de trabalhar com a diversidade taxonômica e funcional de maneira integrada para atingir resultados mais robustos sobre os efeitos do uso do solo. Novas medidas de mitigação devem ser implementadas para reduzir os efeitos do uso do solo, como minimizar atividades que intensifiquem seus impactos — incluindo o uso excessivo de pesticidas e fertilizantes — e promover o reflorestamento da vegetação ripária ao redor das lagoas. Estas medidas podem ajudar a minimizar os efeitos do uso e manejo intensivo do solo para atividades agropecuárias, apoiando assim a manutenção da qualidade da água e da biodiversidade aquática. Por fim, o estudo ressalta a importância de avaliações temporais para compreender a evolução dos impactos associados ao uso do solo.

## REFERÊNCIAS

ABDO, A. I.; SUN, D.; SHI, Z.; ABDEL-FATTAH, M. K.; ZHANG, J.; KUZYAKOV, Y. Conventional agriculture increases global warming while decreasing system sustainability. **Nature Climate Change**, v. 15, p. 110-117, 2024

ABRAHIM, B. N.; CLEMENTSON, C.; HOMENAUTH, O. Assessment of the Potential Water Quality Effects Resulting from the Release of Vinasse, from the Bioethanol Demonstration Plant, into the Surrounding Waterway. **Greener Journal of Agricultural Sciences**, v. 6, p. 102-109, 2016.

ALBOU, E. M.; ABDELLAOUI, M.; ABDAOUI, A.; AIT BOUGHROUS, A. Agricultural Practices and their Impact on Aquatic Ecosystems-A Mini-Review. **Ecological Engineering & Environmental Technology**, v. 25, n. 1, p. 321-331, 2024.

ALMEIDA, R. A.; LEMMENS, P.; COURS, M.; DENYS, L.; ADRIAENS, D.; PACKET, J.; VENDERICKX, J.; VERCAUTEREN, T.; PARMENTIER, K.; KNOCKAERT, M.; MARTENS, K.; MEESTER, L. D. A moderate differential effect of organic and conventional agriculture across taxonomic groups inhabiting farmland ponds. **Freshwater biology**, v. 68, n. 4, p. 645-658, 2023.

AMORIM, C. A.; MOURA, A. N. Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. **Science of the Total Environment**, v. 758, p. 143605, 2021.

AMORIM, C. A.; VALENÇA, C. R.; MOURA-FALCÃO, R. H.; MOURA, A. N. Seasonal variations of morpho-functional phytoplankton groups influence the top-down control of a cladoceran in a tropical hypereutrophic lake. **Aquatic Ecology**, v. 53, n. 3, p. 453-464, 2019.

ANDRADE, V. S.; GUTIERREZ, M. F.; GAGNETEN, A. M. Effect of rainfall runoff from agricultural areas and seasonal crop practices on zooplankton community in Pampean streams, Argentina. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 27, p. 41713-41724, 2022.

BANERJEE, A.; CHAKRABARTY, M.; RAKSHIT, N.; BHOWMICK, A. R.; RAY, S. Environmental factors as indicators of dissolved oxygen concentration and zooplankton abundance: Deep learning versus traditional regression approach. **Ecological Indicators**, v. 100, p. 99-117, 2019.

BARNETT, A. J.; FINLAY, K.; BEISNER, B. E. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 5, p. 796-813, 2007.

BOHN, I. C.; BRANCO, J. O.; CIONEK, V. D. M.; COSTA, V. S. C. da; SILVA, A. L. L. da; RIBEIRO, E. A. W. Effects of Land Use on the Community Structure of Aquatic Invertebrate in Subtropical Streams. **Diversity**, v. 16, n. 8, p. 497, 2024.

BOMFIM, F. F.; DEOSTI, S.; LOUBACK-FRANCO, N.; SOUSA, R. L. M.; MICHELAN, T. S. How are zooplankton's functional guilds influenced by land use in Amazon streams?. **Plos One**, v. 18, n. 8, p. e0288385, 2023.

BONECKER, C. C.; AZEVEDO, F. de; SIMÕES, N. R. Zooplankton body-size structure and biomass in tropical floodplain lakes: relationship with planktivorous fishes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, p. 217-228, 2011.

BRANCO, C. W. C.; FINTELMAN-OLIVEIRA, E.; DOS SANTOS MIRANDA, V. B. A review of functional approaches for the study of freshwater communities with a focus on zooplankton. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 21, p. 4719-4744, 2023.

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHEV, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of applied ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079-1087, 2011.

CHAPIN III, F. S.; WALKER, B. H.; HOBBS, R. J.; HOOPER, D. U.; LAWTON, J. H.; SALA, O. E.; TILMAN, D. Biotic control over the functioning of ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 500-504, 1997.

CHAUDHARY, A.; PFISTER, S.; HELLEWEG, S. Spatially explicit analysis of biodiversity loss due to global agriculture, pasture and forest land use from a producer and consumer perspective. **Environmental science & technology**, v. 50, n. 7, p. 3928-3936, 2016.

CHEN, K.; HUGHES, R. M.; BRITO, J. G.; LEAL, C. G.; LEITÃO, R. P.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. M. B. de; OLIVEIRA, V. C. de; DIAS-SILVA, K.; FERRAZ, S. F. B.; FERREIRA, J.; HAMADA, N.; JUEN, L.; NESSIMIAN, J.; POMPEU, P. S.; ZUANON, J. A multi-assemblage, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams. **Ecological Indicators**, v. 78, p. 48-61, 2017.

CHEN, S.; DU, Y.; DAS, P.; LAMORE, A. F.; DIMOVA, N. T.; ELLIOTT, M.; BROADBENT, E. N.; ROEBUCK JR., J. A.; JAFFÉ, R.; LU, Y. H. Agricultural land use changes stream dissolved organic matter via altering soil inputs to streams. **Science of the Total Environment**, v. 796, p. 148968, 2021.

CHIARAVALLOTI, R. M.; TOMAS, W. M.; UEZU, A.; SHIRAI, H. Y.; GUARALDO, E.; AOKI, C.; BOTELHO, M. T. A.; SALVADORI, J. F. Rapid land use conversion in the Cerrado has affected water transparency in a hotspot of ecotourism, Bonito, Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 15, p. 19400829221127087, 2022.

CHRISTOFOLETTI, C. A.; ESCHER, J. P.; CORREIA, J. E.; MARINHO, J. F. U.; FONTANETTI, C. S. Sugarcane vinasse: environmental implications of its use. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2752-2761, 2013.

CORTEZ-SILVA, E. E.; SOUZA SANTOS, G.; LEITE, M. G. P.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. Response of cladoceran assemblages to restoration of riparian vegetation: A case study in a tropical reservoir of Brazil. **Limnologia**, v. 85, 125822, 2020.

COTTA, C. P.; PINTO, T. J. S.; YOSHII, M. P. C.; SILVA, L. C. M.; OGURA, A. P.; GABRIEL, G. V. M.; SCHIESARI, L. C.; CARMO, J. B.; MONTAGNER, C. C.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; MOREIRA, R. A. Exposure to fipronil, 2, 4-D and vinasse influences macroinvertebrate assemblage structure: An experimental mesocosm approach. **Science of The Total Environment**, v. 888, p. 164259, 2023.

CUNHA, D. G. F.; FINKLER, N. R.; GÓMEZ, N.; COCHERO, J.; DONADELLI, J. L.; SALTARELLI, W. A.; CALIJURI, M. do C.; MIWA, A. C. P.; TROMBONI, F.; DODDS, W. K.; BOËCHAT, I. G.; GÜCKER, B.; THOMAS, S. A. Agriculture influences ammonium and soluble reactive phosphorus retention in South American headwater streams. **Ecohydrology**, v. 13, n. 2, p. e2184, 2020.

DE CARVALHO, D. R. de; ALVES, C. B. M.; MOREIRA, M. Z.; POMPEU, P. S. Trophic diversity and carbon sources supporting fish communities along a pollution gradient in a tropical river. **Science of the Total Environment**, v. 738, p. 139878, 2020.

DE PAGGI, S. B. J.; DEVERCELLI, M. Land use and basin characteristics determine the composition and abundance of the microzooplankton. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 218, p. 93-108, 2011.

DOS SANTOS, N. G.; CHIARELLI, L. J.; MORARI, P. H. R.; SOUZA, M. E. T.; CALIXTO, G.; KATO, B. E. D.; RODRIGUES, G. L. P.; FIGUEIRA, L. C.; CASTILHO-NOLL, M. S. M. How land use affects freshwater zooplankton communities: a global overview. **Hydrobiologia**, v. 852, n. 10, p. 2555-2580, 2025.

DOS SANTOS, N. G.; SANTOS, E. F.; MORARI, P. H. R.; CHIARELLI, L. J.; CASTILHO-NOLL, M. S. M. Total nitrogen and pH are key variables for functional structure of zooplanktonic communities in an agropastoral landscape. **Science of the Total Environment**, v. 891, p. 164031, 2023.

DOUBEK, J. P.; CAMPBELL, K. L.; DOUBEK, K. M.; HAMRE, K. D.; LOFTON, M. E.; MCCLURE, R. P.; WARD, N. K.; CAREY, C. C. The effects of hypolimnetic anoxia on the diel vertical migration of freshwater crustacean zooplankton. **Ecosphere**, v. 9, n. 7, e02332, 2018.

EKVALL, M. K.; URRUTIA-CORDERO, P.; HANSSON, L. A. Linking cascading effects of fish predation and zooplankton grazing to reduced cyanobacterial biomass and toxin levels following biomanipulation. **PloS One**, v. 9, p. e112956, 2014.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Universa, 1997.

FAO. **Land statistics 2001–2023 – Global, regional and country trends**. *FAOSTAT Analytical Briefs*, No. 107. Rome, 2025.

FERREIRA, L. F. R.; AGUIAR, M. M.; MESSIAS, T. G.; POMPEU, G. B.; LOPEZ, A. M. Q.; SILVA, D. P.; MONTEIRO, R. T. Evaluation of sugar-cane vinasse treated with *Pleurotus sajor-caju* utilizing aquatic organisms as toxicological indicators. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 74, n. 1, p. 132-137, 2011.

FLORES-MENDEZ, D. N.; DAIUB, A. P.; MAYORA, G. Influence of cattle activity in floodplains on the zooplankton community during a period of water retraction. **Wetlands**, v. 44, n. 4, 2024.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

FREITAS, I. B. F.; NETO, P. J. D.; LOPES, L. F. P.; YOSHII, M. P. C.; GIROTTO, L.; GABRIEL, G. V. M.; SORIGOTTO, L. R.; CARMO, J. B.; MONTAGNER, C. C.;

SCHIESARI, L. C.; MARTINELLI, L. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Soil management effects of extensive pastures, intensive pastures and sugarcane crops on the availability of metals and nutrients in freshwater: A realistic mesocosm approach. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 350, p. 108473, 2023.

FREY, D. G. The penetration of cladocerans into saline waters. **Hydrobiologia**, v. 267, p. 233-248, 1993.

PAQUETTE, C.; GRIFFITHS, K.; GREGORY-EAVES, I.; BEISNER, B. E. Zooplankton assemblage structure and diversity since pre-industrial times in relation to land use. **Global Ecology and Biogeography**, v. 31, p. 2337–2352, 2022.

GAO, H.; LIU, X.; BAN, S. Effect of acute acidic stress on survival and metabolic activity of zooplankton from Lake Biwa, Japan. **Inland Waters**, v. 12, p. 488-498, 2022.

GARCÍA-CHICOTE, J.; ARMENGOL, X.; ROJO, C. Zooplankton species as indicators of trophic state in reservoirs from Mediterranean river basins. **Inland Waters**, v. 9, n. 1, p. 113-123, 2019.

GENG, Y.; CAO, Z.; YU, R.; LI, X.; SUN, H.; WANG, X. Delving into nitrogen and phosphorus dynamics in shallow eutrophic lakes: Multi-interface response to freeze-thaw cycles. **Science of The Total Environment**, v. 955, p. 177052, 2024.

GÓMEZ, N.; SIRI, A.; CAPÍTULO, L. R.; COLAUTTI, D. C.; ALCALDE, L.; CAPÍTULO, A. R.; DONATO, M.; ÁLVAREZ, M. F.; GARCÍA DE SOUZA, J. R.; JENSEN, R. F.; BAUER, D. E.; MAROÑAS, M.; PAREDES DEL PUERTO, J. M.; ALTIERI, P.; ARMENDÁRIZ, L. C.; BENITEZ, H. H.; CASSANO, M. J.; CORTESE, B.; DI GIORGI, H. D.; DONADELLI, J. L.; CATANZARO, L. N. S. R. Effects of urban demand for food and water on physicochemicals and biotic structure of riverine wetlands in the Pampean plain. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 22, n. 2, p. 355-369, 2022.

GONZALEZ RODRIGUEZ, L.; MCCALLUM, A.; KENT, D.; *et al.* A review of sedimentation rates in freshwater reservoirs: recent changes and causative factors. **Aquatic Sciences**, v. 85, n. 2, p. 60, 2023.

GOŹDZIEJEWSKA, A. M.; CYMES, I.; GLIŃSKA-LEWCZUK, K. Zooplankton functional diversity as a bioindicator of freshwater ecosystem health across land use gradient. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 18456, 2024.

GUTIÉRREZ-BONILLA, F.; RUIZ-AGUDELO, C. A. Fish as bioindicators: coal and mercury pollution in Colombia's ecosystems. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 22, p. 27541-27562, 2020.

HAVENS, K. E.; JAMES, R. T. Localized changes in transparency linked to mud sediment expansion in Lake Okeechobee, Florida: ecological and management implications. **Lake and Reservoir Management**, v. 15, n. 1, p. 54-69, 1999.

- HAYASHI, M. Temperature-electrical conductivity relation of water for environmental monitoring and geophysical data inversion. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 96, p. 119-128, 2004.
- HÉBERT, M.-P.; BEISNER, B. E.; MARANGER, R. Linking zooplankton communities to ecosystem functioning: toward an effect-trait framework. **Journal of Plankton Research**, v. 39, n. 1, p. 3-12, 2017.
- HENLEY, W. F.; PATTERSON, M. A.; NEVES, R. J.; LEMLY, A. D. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers. **Reviews in Fisheries Science**, v. 8, n. 2, p. 125-139, 2000.
- HILL, M. O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 427-432, 1973.
- HSU, J.; CHEN, C. A.; LAN, C. W.; CHIANG, C. L.; LI, C. H.; LO, M. H. Impact of land use changes and global warming on extreme precipitation patterns in the Maritime Continent. **npj Climate and Atmospheric Science**, v. 8, n. 1, p. 5, 2025.
- IPCC. SUMMARY FOR POLICYMAKERS. In: **CLIMATE CHANGE 2023: SYNTHESIS REPORT. CONTRIBUTION OF WORKING GROUPS I, II AND III TO THE SIXTH ASSESSMENT REPORT OF THE INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE**. Geneva, Switzerland: IPCC, 2023, p. 1-34.
- JEPPESEN, E.; NÖGES, P.; DAVIDSON, T. A.; HABERMAN, J.; NÖGES, T.; BLANK, K.; LAURIDSEN, T. L.; SØNDERGAARD, M.; SAYER, C.; LAUGASTE, R.; JOHANSSON, L. S.; BJERRING, R.; AMSINCK, S. L. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). **Hydrobiologia**, v. 676, p. 279-297, 2011.
- JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, n. 2, p. 363-375, 2006.
- KARPOWICZ, M.; EJSMONT-KARABIN, J.; KOZŁOWSKA, J.; FENIOVA, I.; DZIALOWSKI, A. R. Zooplankton community responses to oxygen stress. **Water**, v. 12, n. 3, 706, 2020.
- KONG, X.; GHAFAR, S.; DETERMANN, M.; FRIESE, K.; JOMAA, S.; MI, C.; SHATWELL, T.; RINKE, K.; RODE, M. Reservoir water quality deterioration due to deforestation emphasizes the indirect effects of global change. **Water Research**, v. 221, p. 118721, 2022.
- KUCZYŃSKA-KIPPEN, N.; PRONIN, M. Diversity and zooplankton species associated with certain hydroperiods and fish state in field ponds. **Ecological Indicators**, v. 90, p. 171-178, 2018.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. **FD: Measuring Functional Diversity from Multiple Traits, and Other Tools for Functional Ecology**. R package version 1.0-12, 2014. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=FD>. Acesso em: 14 out. 2025.

- LEE, R. M.; BIGGS, T. W. Impacts of land use, climate variability, and management on thermal structure, anoxia, and transparency in hypereutrophic urban water supply reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 745, p. 263-284, 2015.
- LITCHMAN, E.; OHMAN, M. D.; KIØRBOE, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. **Journal of plankton research**, v. 35, n. 3, p. 473-484, 2013.
- LI, D. hillR: taxonomic, functional, and phylogenetic diversity and similarity through Hill Numbers. **Journal of Open Source Software**, v. 3, n. 31, p. 1041, 2018.
- LI, F.; QIN, S.; WANG, Z.; ZHANG, Y.; YANG, Z. Environmental DNA metabarcoding reveals the impact of different land use on multitrophic biodiversity in riverine systems. **Science of the Total Environment**, v. 855, p. 158958, 2023.
- LI, Y.; LI, L. Development and validation of the planktonic index of biotic integrity (P-IBI) for Qin River, a main tributary of the Yellow River in China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 2, p. 2622-2636, 2023.
- MACADAM, C. R.; STOCKAN, J. A. More than just fish food: ecosystem services provided by freshwater insects. **Ecological Entomology**, v. 40, p. 113-123, 2015.
- MACKERETH, F. J. H.; HERON; TALLING, J. J. F. **Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists**. Windermere: Freshwater Biological Association, 1978.
- MAHMOODI, M.; HONARMAND, M.; NASERI, F.; MOHAMMADI, S. Linking land use changes to variation in surface water quality: evidence from 36 catchments in Iran. **Applied Ecology & Environmental Research**, v. 17, n. 4, 2019.
- MAPBIOMAS. **Project MapBiomass: Collection 4.0 of Brazilian LandCover & Use Map Series**. 2019. Disponível em: <https://mapbiomas.org>. Acesso em: 25 fev. 2025.
- MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, v. 18, n. 4, p. 885-898, 2008.
- MARTINELLI, L. A.; NAYLOR, R.; VITOUSEK, P. M.; MOUTINHO, P. Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 5-6, p. 431-438, 2010.
- MASON, N. W. H. *et al.* Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112-118, 2005.
- MCGILL, B. J.; ENQUIST, B. J.; WEIHER, E.; WESTOBY, M. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in ecology & evolution**, v. 21, n. 4, p. 178-185, 2006.
- MIN, C.; JOHANSSON, L. S.; SØNDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T. L.; CHEN, F.; SH, T.; JEPPESEN, E. Copepods as environmental indicator in lakes: Special focus on changes in the proportion of calanoids along nutrient and pH gradients. **Aquatic Ecology**, v. 55, n. 4, p. 1241-1252, 2021.

MOI, D. A.; ROMERO, G. Q.; JEPPESEN, E.; KRATINA, P.; ALVES, D. C.; ANTIQUEIRA, P. A. P.; MELLO, F. T. DE; FIGUEIREDO, B. R. S.; BONECKER, C. C.; PIRES, A. P. F.; BRAGHIN, L. S. M.; MORMUL, R. P. Regime shifts in a shallow lake over 12 years: Consequences for taxonomic and functional diversities, and ecosystem multifunctionality. **Journal of Animal Ecology**, v. 91, n. 3, p. 551-565, 2022.

MUÑOZ-COLMENARES, M. E.; SORIA, J. M.; VICENTE, E. Can zooplankton species be used as indicators of trophic status and ecological potential of reservoirs?. **Aquatic Ecology**, v. 55, n. 4, p. 1143-1156, 2021.

NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J. Ecosystem services provided by marine and freshwater phytoplankton. **Hydrobiologia**, v. 850, n. 12, p. 2691-2706, 2023.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; HILL, S. L. L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R. A.; BÖRGER, L.; BENNETT, D. J.; CHOIMES, A.; COLLEN, B.; DAY, J.; DE PALMA, A.; DÍAZ, S.; ECHEVERRIA-LONDOÑO, S.; EDGAR, M. J.; FELDMAN, A.; GARON, M.; HARRISON, M. L. K.; ALHUSSEINI, T.; INGRAM, D. J.; ITESCU, Y.; KATTGE, J.; KEMP, V.; KIRKPATRICK, L.; KLEYER, M.; CORREIA, D. L. P.; MARTIN, C. D.; MEIRI, S.; NOVOSOLOV, M.; PAN, Y.; PHILLIPS, H. R. P.; PURVES, D. W.; ROBINSON, A.; SIMPSON, J.; TUCK, S. L.; WEIHER, E.; WHITE, H. J.; EWERS, R. M.; MACE, G. M.; SCHARLEMANN, J. P. W.; PURVIS, A. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45-50, 2015.

NOGRADY, T.; POURRIOT, R.; SEGERS, H. Rotifera 3. Notommatidae and Scaridiidae. *In*: DUMONT, H.; NOGRADY, T. (eds.). **Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 8**. [S.l.]: SPB Academic Publishing BV, 1995.

NOGRADY, T.; SEGERS, H. Rotifera 6: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. *In*: DUMONT, H. J. (ed.). **Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 18**. [S.l.]: Backhuys, 2002.

OBERTEGGER, U. *et al.* Using the guild ratio to characterize pelagic rotifer communities. **Hydrobiologia**, v. 662, n. 1, p. 157-162, 2011.

OLDEN, J. D.; POFF, N. L.; DOUGLAS, M. R.; DOUGLAS, M. E.; FAUSCH, K. D. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, n. 1, p. 18-24, 2004.

ONANDIA, G.; MAASSEN, S.; MUSSEAU, C. L.; BERGER, S. A.; OLMO, C.; JESCHKE, J. M.; LISCHIED, G. Key drivers structuring rotifer communities in ponds: insights into an agricultural landscape. **Journal of Plankton Research**, v. 43, n. 3, p. 396-412, 2021.

PAQUETTE, C.; GREGORY-EAVES, I.; BEISNER, B. E. Environmental drivers of taxonomic and functional variation in zooplankton diversity and composition in freshwater lakes across Canadian continental watersheds. **Limnology and Oceanography**, v. 67, n. 5, p. 1081-1097, 2022.

PERBICHE-NEVES, G.; BOXSHALL, G. A.; PREVIATTELLI, D.; NOGUEIRA, M. G.; DA ROCHA, C. E. F. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America). **ZooKeys**, n. 497, p. 1, 2015.

PERHAR, G.; ARHONDITSIS, G. B.; BRETT, M. T. Modeling zooplankton growth in Lake Washington: A mechanistic approach to physiology in a eutrophication model. **Ecological modelling**, v. 258, p. 101-121, 2013.

QIN, Y.; SHI, P.; HU, Y. *et al.* Landscape indices explain different responses of runoff and sediment yield to land use/cover change on the Loess Plateau, China. **Catena**, v. 249, 108674, 2025.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2025. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 14 out. 2025.

REID, J. W. Identification key and list of bibliographical references for the free-living South American continental species of the order Cyclopoida (Crustacea, Copepoda) (Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). **Boletim de Zoologia**, v. 9, n. 9, p. 17-143, 1985.

REIS, C. E. R.; HU, B. Vinasse from sugarcane ethanol production: better treatment or better utilization?. **Frontiers in Energy Research**, v. 5, n. 7, 2017.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

ROCHA, G. M.; FÉRES, J. D. C.; KANDLER, G. M.; CAGNIN, R. C.; SILVA, C. A. DA; RODRIGUES, S. K.; LEHRBACK, B. D.; GRAMLICH, K. C.; NETO, R. R.; SÁ, F.; FERNANDES, L. F. L. Microprotozooplankton as eutrophication bioindicator for tropical coastal lagoons. **Marine and Freshwater Research**, v. 75, n. 10, 2024.

RIZO, E. Z. C. *et al.* Identifying functional groups and ecological roles of tropical and subtropical freshwater Cladocera in Asia. **Hydrobiologia**, v. 799, n. 1, p. 83-99, 2017.

RUMES, B.; EGGERMONT, H.; VERSCHUREN, D. Distribution and faunal richness of Cladocera in western Uganda crater lakes. **Hydrobiologia**, v. 676, p. 39-56, 2011.

SANDSTRÖM, S.; FUTTER, M. N.; KYLLMAR, K.; BISHOP, K.; O'CONNELL, D. W.; DJODJIC, F. Particulate phosphorus and suspended solids losses from small agricultural catchments: links to stream and catchment characteristics. **Science of Total Environment**, v. 711, p. 134616, 2020.

SANTOS, E. F. dos; ABRA, J.; CASTILHO-NOLL, M. S. M. Does land use influence the local and regional structure of the rotifer assemblage?. **Hydrobiologia**, v. 848, n. 5, p. 1059-1072, 2021.

SEABRA, L. B.; BENONE, N. L.; MONTAG, L. F. D. A. Assessing the effects of multiple land uses on the functional beta diversity of stream fishes in the Amazon region. **Hydrobiologia**, v. 849, n. 20, p. 4515-4527, 2022.

SEGERS, H. Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta). *In*: DUMONT, H. J.; NOGRADY, T. (eds.). **Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6**. [S.l.]: SPB Academic Publishing BV, 1995.

SILVA, E. N. dos S.; ROBERTSON, B. A.; REID, J. L. W.; HARDY, E. R. Atlas de copépodos planctônicos, Calanoida e Cyclopoida (Crustacea), da Amazônia Brasileira: I. Represa de Curuá-Una, Pará. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 6, p. 725-758, 1989.

SILVA, W. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Taxonomia, ecologia e distribuição geográfica das espécies do gênero *Thermocyclops* Kiefer, 1927 no estado de São Paulo, com a descrição de uma espécie nova. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, p. 521-531, 2005.

SOUSA, F. D. R.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Identification key for the Brazilian genera and species of Aloninae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda, Chydoridae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 59, p. e20195924, 2019a.

SOUSA, F. D. R.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Identification key for the Brazilian species and subspecies of the family Ilyocryptidae (Crustacea, Branchiopoda, Anomopoda). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 59, p. e20195923, 2019b.

SOUSA, F. D. R.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Identification key of Ctenopoda (Cladocera, Holopedidae, Sididae) taxa from Brazil with remarks on taxonomy and geographic distribution. **Zootaxa**, v. 5047, n. 1, p. 53-67, 2021.

SMAOUNE, G.; BOUCHELOUCHE, D.; TALEB, A.; ARAB, A. Evaluation of the trophic status in three reservoirs in Algeria (north west) using physicochemical analysis and rotifers structure. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 34, p. 46627-46642, 2021.

STAMENKOVIĆ, O.; SIMIĆ, V.; PIPERAC, M. S.; MILOŠEVIĆ, D.; SIMIĆ, S.; OSTOJIĆ, A.; ĐORĐEVIĆ, N.; ČERBA, D.; PETROVIĆ, A.; JENAČKOVIĆ GOCIĆ, D.;

STOATE, C.; BOATMAN, N. D.; BORRALHO, R. J.; CARVALHO, C. R.; DE SNOO, G. R.; EDEN, P. Ecological impacts of arable intensification in Europe. **Journal of environmental management**, v. 63, n. 4, p. 337-365, 2001.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. **A practical handbook of seawater analysis**. Bulletin 167. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, v. 310, 1972.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine chemistry**, v. 10, n. 2, p. 109-122, 1981.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290-2301, 2008.

VIOLLE, C.; NAVAS, M.-L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I.; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007.

WANG, C.; LI, E.; ZHANG, L.; WEI, H.; ZHANG, L.; WANG, Z. Long-term succession characteristics and driving factors of zooplankton communities in a typical subtropical shallow lake, central China. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 30, n. 17, p. 49435-49449, 2023.

WOOD, S. N. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society (B)*, v. 73, n. 1, p. 3-36, 2011.

YUAN, L. L.; POLLARD, A. I. Changes in the relationship between zooplankton and phytoplankton biomasses across a eutrophication gradient. *Limnology and Oceanography*, v. 63, n. 6, p. 2493-2507, 2018.