

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
Faculdade de Ciências e Letras - Campus de Assis

AMANDA COSTA FERREIRA

**Caracterização da comunidade zooplancônica e respostas de eclosão
sob cenários de estresse ambiental causados por aquecimento e
contaminação por herbicidas**

Assis

2025

AMANDA COSTA FERREIRA

**Caracterização da comunidade zooplanctônica e respostas de eclosão
sob cenários de estresse ambiental causados por aquecimento e
contaminação por herbicidas**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências e Letras, Assis, para obtenção do título de Mestre em Biociências.

Área de Concentração: Caracterização e Aplicação da Diversidade Biológica

Orientador(a): Prof. Dr. Jorge Laço Portinho

Coorientador(a): Prof. Dr. Ciro Cesar Zanini Branco

Coorientador(a): Prof. Dr. Juliana Pomari

Assis

2025

F383c	Ferreira, Amanda Costa Caracterização da comunidade zooplancônica e respostas de eclosão sob cenários de estresse ambiental causados por aquecimento e contaminação por herbicidas / Amanda Costa Ferreira. -- Assis, 2025 82 p. : il., tabs. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências e Letras, Assis Orientador: Jorge Laço Portinho Coorientador: Ciro Cesar Zanini Branco 1. Aquecimento global. 2. Ecotoxicologia. 3. Microcrustáceos. 4. Agrotóxico. 5. Ovos de resistência. I. Título.
-------	--

IMPACTO POTENCIAL DESTA PESQUISA

As mudanças climáticas e o uso intensivo de herbicidas representam riscos crescentes aos ecossistemas aquáticos tropicais. Esta pesquisa avalia os efeitos combinados de temperaturas elevadas e herbicidas sobre a comunidade zooplanctônica e seus bancos de ovos dormentes. Os resultados contribuem para a compreensão dos impactos de estressores múltiplos e podem subsidiar ações de conservação, manejo ambiental e restauração ecológica desses ambientes.

POTENTIAL IMPACT OF THIS RESEARCH

Climate change and intensive herbicide use pose growing risks to tropical aquatic ecosystems. This research evaluates the combined effects of elevated temperatures and herbicides on zooplankton communities and their dormant egg banks. The findings enhance understanding of multi-stressor impacts and can support conservation efforts, environmental management, and ecological restoration of these systems.

AMANDA COSTA FERREIRA

**Caracterização da comunidade zooplancônica e respostas de eclosão sob
cenários de estresse ambiental causados por aquecimento e contaminação
por herbicidas**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências e Letras, Assis, para obtenção do título de Mestre em Biociências.

Área de Concentração: Caracterização e Aplicação da Diversidade Biológica

Data da defesa: _28_/_04_/_2025_

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Jorge Laço Portinho
UNESP - Faculdade de Ciências e Letras - Campus de Assis

Profa. Dra. Claudia Costa Bonecker
UEM - Universidade Estadual de Maringá - Nupélia

Profa. Dra. Raquel Aparecida Moreira
USP- Universidade de São Paulo

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE AMANDA COSTA FERREIRA, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOCIÊNCIAS, DA FACULDADE DE CIÊNCIAS E LETRAS - CÂMPUS DE ASSIS.

Aos 28 dias do mês de abril do ano de 2025, às 9h, no(a) sala de defesas da Pós-graduação e sala virtual: meet.google.com/gpz-rwqe-dnb, realizou-se a defesa de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de AMANDA COSTA FERREIRA, intitulada **Caracterização da comunidade zooplanctônica e respostas de eclosão sob cenários de estresse ambiental causados por aquecimento e contaminação por herbicidas**. A Comissão Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof. Dr. JORGE LAÇO PORTINHO (Orientador(a) - Participação Presencial) do(a) UNESP/FCL - Assis, Profa. Dra. CLAUDIA COSTA BONECKER (Participação Virtual) do(a) UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ (UEM), Profa. Dra. RAQUEL APARECIDA MOREIRA (Participação Virtual) do(a) Universidade de São Paulo (USP). Após a exposição pela mestrandia e arguição pelos membros da Comissão Examinadora que participaram do ato, de forma presencial e/ou virtual, a discente recebeu o conceito final: APROVADO. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelo(a) Presidente(a) da Comissão Examinadora.


Prof. Dr. JORGE LAÇO PORTINHO

Dedico este trabalho à minha avó, dona
Maria Manoela; pelo tempo, pelo amor e
pelas mães.

AGRADECIMENTOS

Agradeço às minhas amadas mães, Ana Paula e Valdirene, pelas oportunidades, por todo amor e apoio, imensuráveis; A Dra. Juliana Pomari, pela chance, paciência, ensinamentos e companhia, ao prof. Dr. Ciro Cesar Zanini Branco pela oportunidade desde a iniciação científica, ao prof. Dr. Jorge Laço Portinho, por confiar e me enriquecer com tanto conhecimento. As minhas queridas amigas Bruna Gois, Catarina Artagoitia, Caroline Mello, Dra. Danielle Petsch, Rebeca Misawa e Renata Ulian, aos meus queridos amigos André Stocco, Luan Coelho e Raphael Bragiato meus companheiros de laboratório; Dr. Gleison Desidério e Sinésio; aos alunos de Iniciação Científica: Yuri Campos, Gabrielle Fonseca, Clara Gonçalves e João Augusto Carrasco, ao Laboratório de Biologia Aquática (LABIA) e ao Laboratório de Ecologia de Invertebrados aquáticos (LEIA) pelo espaço e aprendizados e a COPE, pela bolsa fornecida durante o período de realização desta dissertação.

“A paz é um diploma que se recebe na morte.”

(Tasha & Tracie, 2019)

Resumo

Os ecossistemas aquáticos continentais desempenham papéis essenciais na manutenção da biodiversidade e na oferta de serviços ecossistêmicos. No entanto, esses ambientes enfrentam pressões crescentes causadas por estressores naturais e antrópicos, como mudanças climáticas, eutrofização e contaminação por agrotóxicos. Entre esses sistemas, reservatórios rasos, sujeitos a intensas variações sazonais e ondas de calor, tornam-se modelos relevantes para investigar a viabilidade e a eclosão dos ovos dormentes — estruturas-chave para a resiliência e a diversidade das comunidades zooplancônicas. Esta dissertação foi estruturada em dois capítulos com objetivos complementares: (i) caracterizar a comunidade zooplancônica ativa e observar se existe similaridade com a comunidade dormente em um reservatório raso no Cerrado paulista; (ii) avaliar, experimentalmente, os efeitos combinados de múltiplos estressores — incluindo o aumento da temperatura (cenário SSP8.5 do IPCC) e a exposição a herbicidas (atrazina, 2,4-D e uma mistura dos dois) — sobre a eclosão dos bancos de ovos de resistência. Os resultados evidenciaram que (i) a comunidade dormente contribui para a composição da comunidade ativa, reforçando seu papel no restabelecimento pós-distúrbio; (ii) os cenários multi estressores resultaram em interações negativas, reduzindo a taxa de eclosão e alterando a composição das comunidades eclodidas, com destaque para o tratamento de mistura de herbicidas sob 33,5°C, que apresentou queda significativa na abundância cumulativa em comparação ao controle. Esses achados reforçam a importância dos bancos de ovos dormentes como reservas de biodiversidade e mostram como o aquecimento global, combinado à contaminação química, pode comprometer a resiliência ecológica dos reservatórios tropicais. A integração de experimentos controlados em unidades experimentais demonstrou ser uma abordagem robusta para compreender as respostas da comunidade

zooplânctônica e os mecanismos ecológicos subjacentes à manutenção da biodiversidade frente a cenários de mudanças globais.

Palavras-chave: Aquecimento global, Ecotoxicologia, microcrustáceos, agrotóxico, ovos de resistência, neotropical.

Abstract

Continental aquatic ecosystems play essential roles in maintaining biodiversity and providing ecosystem services. However, these environments face increasing pressures from natural and anthropogenic stressors, such as climate change, eutrophication, and pesticide contamination. Among these systems, shallow reservoirs, subject to intense seasonal variations and heat waves, become relevant models for investigating the viability and hatching of dormant eggs—key structures for the resilience and diversity of zooplankton communities. This dissertation was structured in two chapters with complementary objectives: (i) to characterize the active zooplankton community and observe whether there is similarity with the dormant community in a shallow reservoir in the Cerrado region of São Paulo; (ii) to experimentally evaluate the combined effects of multiple stressors — including increased temperature (IPCC SSP8.5 scenario) and exposure to herbicides (atrazine, 2,4-D, and a mixture of the two) — on the hatching of resistance egg banks. The results showed that (i) the dormant community contributes to the composition of the active community, reinforcing its role in post-disturbance recovery; (ii) the multi-stressor scenarios resulted in negative interactions, reducing the hatching rate and altering the composition of the hatched communities, with emphasis on the herbicide mixture treatment at 33.5°C, which showed a significant decrease in cumulative abundance compared to the control. These findings reinforce the importance of dormant egg banks as biodiversity reserves and show how global warming, combined with chemical contamination, can compromise the ecological resilience of tropical reservoirs. The integration of controlled experiments in experimental units has proven to be a robust approach to understanding zooplankton community responses and the ecological mechanisms underlying biodiversity maintenance in the face of global change scenarios.

Keywords: *Global warming, Ecotoxicology, microcrustaceans, pesticides, resistance eggs, neotropical.*

Lista de Figuras

Capítulo 01

Figura 01.....	36
Figura 02.....	38
Figura 03.....	43
Figura 04.....	45
Figura 05.....	45
Figura 06.....	47

Capítulo 02

Figura 01.....	60
Figura 02.....	64
Figura 03.....	67
Figura 04.....	68
Figura 05.....	73
Figura 06.....	75

Lista de Tabelas

Capítulo 01

Tabela 01.....39

Tabela 02.....41

Tabela 03.....42

Capítulo 02

Tabela 01.....70

Tabela 02.....74

Sumário

1. Introdução Geral.....	18
2. Objetivo Geral.....	23
3. Referências.....	24
4. Cap 1. “Como o banco de ovos dormentes integra a heterogeneidade temporal das comunidades zooplanctônicas num lago tropical.”.....	27
5. Resumo.....	28
6. Introdução.....	30
7. Objetivo Geral.....	34
8. Objetivo específico.....	34
9. Hipóteses.....	34
10. Materiais e Métodos.....	35
11. Resultados e Discussão.....	39
12. Conclusão.....	48
13. Referências.....	49
14. Cap 2. “Efeito combinado das previsões do ipcc, Atrazina e 2,4-D sobre o estado dormiente dos microcrustáceos.”.....	53
15. Resumo.....	54
16. Introdução.....	57
17. Objetivos.....	60
18. Materiais e Métodos.....	63
19. Resultado e Discussão.....	69
20. Conclusão.....	77

21. Referências.....	79
----------------------	----

Introdução Geral

Os ecossistemas aquáticos continentais fornecem uma elevada gama de serviços ecossistêmicos, como abastecimento de água potável, irrigação de lavouras e dessedentação animal, controle de inundações e regulação climática (Whately & Hercowitz, 2008; Cunha & Furlan, 2023; Pedreira, 2023). A complexa interação de fatores abióticos e bióticos determina a sua estrutura e o seu funcionamento (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008), com a variabilidade ambiental influenciando diretamente a composição das comunidades biológicas presentes nesses ecossistemas (Esteves, 2011). Eles estão entre os mais impactados globalmente, especialmente em regiões tropicais (Dudgeon et al., 2006; Collen et al., 2013).

Os reservatórios são caracterizados como ecossistemas artificiais lânticos e com baixa velocidade de fluxo de água, quando comparado ao ambiente lótico, o que, conseqüentemente, favorece o acúmulo de substâncias e a lenta ciclagem de nutrientes do que comparado a um ambiente lótico. Essa dinâmica, especialmente em reservatórios rasos, é intensificada por perturbações naturais e antrópicas. Por exemplo, a entrada externa de nutrientes, em particular o nitrogênio e o fósforo total, a partir de fontes de esgoto ou atividades agrícolas, podem favorecer o crescimento excessivo de algas, e ocasionar o processo de eutrofização (Sant'Anna et al., 2008). A seca sazonal também é um outro fator perturbador que comumente ocorre em reservatórios rasos. Atualmente, as ondas de calor associadas às mudanças do clima estão sendo mais frequentes (Geirinhas et al., 2018). Este fator tem recebido atenção da comunidade científica

mundial, pois ainda permanecem desconhecidos os seus efeitos sobre as comunidades aquáticas, incluindo o zooplâncton, foco da presente dissertação.

Todos os fatores citados acima têm o potencial de influenciar na distribuição e riqueza da biodiversidade aquática, incluindo a comunidade zooplanctônica e seus estágios dormentes. Esta é composta principalmente por organismos microscópicos e de pequeno porte, como cladóceros, copépodes e rotíferos, os quais atuam como elo entre o fitoplâncton e os níveis tróficos superiores (Rocha et al., 1995) e respondem rapidamente às mudanças ambientais, o que a torna um indicador sensível da qualidade da água (Perbiche-Neves & Nogueira, 2013).

Os organismos zooplanctônicos formam bancos de ovos de resistência, incluindo estágios dormentes de microcrustáceos e rotíferos depositados no fundo dos ambientes aquáticos, essenciais para a resiliência dessas comunidades e que permitem a regeneração após distúrbios ambientais (Cunha & Furlan, 2020). Esses ovos asseguram a manutenção da diversidade genética e funcional, atuando como reservatório de biodiversidade dentro dos ecossistemas aquáticos (De Stasio Junior, 1990; Gyllström & Hansson, 2004) semelhantes, por exemplo, às banco de sementes em florestas na natureza. Compreender a composição e a dinâmica entre a comunidade ativa e o banco de ovos é crucial para avaliar a heterogeneidade da comunidade zooplanctônica e os processos de adaptação (De Melo et al., 2022).

Atualmente, os ecossistemas aquáticos rasos passam por ameaças ambientais de escala global, como poluição, perda de biodiversidade e contaminação por herbicidas, além do aumento das temperaturas (Vera et al., 2020). Combinado a estes fatores, estão as mudanças climáticas globais e as alterações nos padrões de precipitação, conforme predito pelo IPCC (2023), as quais têm o potencial de ampliar esses desafios ao afetar a

estabilidade e a função das comunidades biológicas. Projeções indicam que, sob um cenário intermediário de emissões (SSP4-5), a temperatura média global pode aumentar cerca de 2,7°C até o final do século, enquanto um cenário de altas emissões (SSP8-5) prevê um aumento de até 4,4°C. Essas mudanças podem influenciar diretamente a estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica ativa, alterando taxas metabólicas, reprodução e interações tróficas. Tais impactos têm o potencial de intensificar o papel dos bancos de ovos de resistência, que atuam como um "reservatório" de espécies adaptáveis, essenciais para a resiliência comunitária frente às novas condições ambientais.

Os bancos de ovos dormentes podem enfrentar vários desafios frente às mudanças climáticas, sendo o aumento da temperatura um dos principais fatores que podem impactar significativamente a dinâmica e a viabilidade dos ovos dormentes no sedimento do fundo dos lagos (Matsumura-Tundisi et al., 2019; Cremona et al., 2020). Os principais possíveis efeitos incluem: (i) **Diminuição da viabilidade** - temperaturas mais altas podem reduzir a longevidade dos ovos dormentes, acelerando processos de deterioração, o que compromete o banco de ovos ao longo do tempo, diminuindo a capacidade de regeneração de algumas espécies (Cremona et al., 2020); (ii) **Alteração da dinâmica de eclosão** - a temperatura é um dos fatores mais críticos para a eclosão, pois influencia diretamente o metabolismo dos ovos, e temperaturas mais altas podem acelerar a taxa de eclosão para algumas espécies, e diminuir para outras espécies sensíveis; (iii) **Mudanças na composição do banco de ovos dormentes** - os efeitos (i) e (ii) combinados têm o potencial de alterar a composição da comunidade eclodida do zooplâncton; (iv) **Interação com outros estressores** - além do aumento de temperatura, a exposição à salinização ou aos agrotóxicos, por exemplo, podem interagir com o

aumento da temperatura, amplificando os efeitos negativos sobre a viabilidade e a eclosão dos ovos dormentes (Paiva et al., 2021; Daré et al., 2024).

Embora ainda não haja trabalhos publicados com o tema, estudos indicaram que o aumento da temperatura combinado com herbicidas impactou a sobrevivência e reprodução de microcrustáceos (Santangelo et al., 2023; Goździewska et al., 2023). Portanto, a partir dessas evidências, os estressores múltiplos podem ter o potencial de afetar a eclosão de ovos dormentes de microcrustáceos, sugerindo que esses fatores combinados podem exacerbar a toxicidade e alterar processos essenciais para a eclosão e sobrevivência dos organismos, devido ao aumento na taxa de absorção, degradação e metabolização de substâncias tóxicas em temperaturas mais altas (Mangold-Döring et al., 2022; Liu et al., 2023).

Em experimentos de campo, os efeitos de estressores múltiplos frequentemente mostram variações ao longo de diferentes níveis tróficos, o que implica que há consequências em cascata para toda a estrutura da teia alimentar (Piggott et al., 2015). Mesocosmos representam um avanço importante nesses estudos, pois permitem observar com maior complexidade como diferentes estressores interagem em ambientes aquáticos realistas e em diversos níveis tróficos (Paiva et al., 2021). No entanto, ainda faltam dados sobre a capacidade de recuperação dessas comunidades aquáticas após a exposição a estressores múltiplos em cenários de mudanças climáticas (Hillebrand & Kunze, 2020).

A investigação empírica em ambientes controlados e realistas, como experimentos em micro e mesocosmos, demonstra-se fundamental para entender os mecanismos subjacentes a esses efeitos de múltiplos estressores. Tais estudos permitem observar não apenas as respostas imediatas das comunidades zooplancônicas, mas

também a resiliência e a capacidade de regeneração dos bancos de ovos dormentes em cenários de aquecimento e contaminação (Vijayaraj et al., 2022; Polazzo et al., 2022b).

Objetivo Geral

Neste contexto, a presente dissertação está dividida em dois capítulos com dois objetivos complementares:

1 - Avaliar o papel dos bancos de ovos dormentes na heterogeneidade da comunidade zooplancônica ativa em uma lagoa artificial rasa, caracterizando-a afim de compreender como os ovos dormentes contribuem para a heterogeneidade da comunidade zooplancônica ativa, abordando as estratégias que os fazem serem resilientes aos impactos nos ecossistemas.

2 - Investigar o efeito da eclosão dos ovos sob a exposição combinada de aquecimento global e herbicidas, para avaliar como essas pressões afetam a estrutura da comunidade eclodida e, por conseguinte, a capacidade de recolonização do zooplâncton frente às mudanças climáticas.

Referências

CREMONA, F. et al. How warming and other stressors affect zooplankton abundance, biomass and community composition in shallow eutrophic lakes. *Climatic Change*, [S.l.], v. 159, n. 4, p. 565-580, 26 mar. 2020. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-020-02698-2>. Acesso em: 24 maio 2023. DOI: 10.1007/s10584-020-02698-2.

CUNHA, A. F. M.; FURLAN, S. A. Serviços ecossistêmicos de provisão hídrica em áreas urbanizadas e não urbanizadas da Ilha de São Sebastião - SP. *Boletim Paulista de Geografia*, [S.l.], v. 1, n. 110, p. 139-163, 14 set. 2023. Disponível em:

<https://publicacoes.agb.org.br/boletim-paulista/article/view/3014>. Acesso em: 13 out. 2024.

CUNHA, H. F.; FURLAN, T. S. Sazonalidade zooplanctônica em reservatórios do Cerrado. *Hydrobiologia*, v. 13, n. 3, p. 45-56, 2020.

DARÉ, L.; HENRY, R.; PERBICHE-NEVES, G.; CASTILHO, M. C. A.; PORTINHO, J. L. Diversity and composition of cladoceran egg bank in sediments and macrophyte roots from the littoral zone of tropical lakes. *Aquatic Ecology*, [S.l.], v. 58, n. 3, p. 571-581, 20 mar. 2024. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10452-024-10091-9>.

De MELO, D. A. S. et al. Dormant eggs in zooplankton resting egg banks as a tool for ecological studies. *Pan-American Journal of Aquatic Science*, v. 3, n. 17, p. 217-227, 2022.

De STASIO JUNIOR, B. T. The role of dormancy and emergence patterns in the dynamics of a freshwater zooplankton community. *Limnology and Oceanography*, v. 35, n. 5, p. 1079-1090, 1990. Disponível em: <https://doi.org/10.4319/lo.1990.35.5.1079>.

GEIRINHAS, J. L.; RUSSO, A.; LIBONATI, R.; SOUSA, P. M.; MIRALLES, D. G.; TRIGO, R. M. Recent increasing frequency of compound summer drought and heatwaves in Southeast Brazil. *Environmental Research Letters*, [S.l.], v. 16, n. 3, p. 034036, 25 fev. 2021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/abe0eb>.

GYLLSTRÖM, M.; HANSSON, L. A. Dormancy in freshwater zooplankton: induction, termination, and the importance of benthic-pelagic coupling. *Biological Reviews*, v. 79, n. 3, p. 451-470, 2004.

GOŹDZIEJEWSKA, A. et al. Impact of climate change on freshwater ecosystems. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 2023. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23504978/>.

HILLEBRAND, H.; KUNZE, C. Meta-analysis on pulse disturbances reveals differences in functional and compositional recovery across ecosystems. *Ecology Letters*, [S.l.], v. 23, n. 3, p. 575-585, 14 jan. 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/ele.13457>.

IPCC. Climate change 2023: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2023.

LIU, Z. et al. Turnover of phytoplankton and zooplankton communities driven by human-induced disturbances and climate changes in a small urban coastal wetland. *Ecological Indicators*, [S.l.], v. 157, p. 111271, dez. 2023. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111271>.

MANGOLD-DÖRING, M. et al. Biodiversity under multiple stressors. *Freshwater Biology*, v. 68, p. 1123-1133, 2022.

MATSUMURA-TUNDISI, T. et al. Trophic interactions in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, v. 845, n. 4, p. 167-180, 2019.

PAIVA, F. et al. Consistency of aquatic enclosed experiments: the importance of scale and ecological complexity. *Diversity and Distributions*, v. 27, p. 389-567, mar. 2021.

PANARELLI, E. A. et al. Zooplankton resting egg banks in permanent and temporary tropical aquatic systems. *Aquatic Ecology*, 2024, v. 58, p. 175–189. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-023-10054-6>.

PEDREIRA, R. Restauração ecológica e biodiversidade em águas interiores. *Revista Limnologia Brasil*, v. 4, p. 120-130, 2023.

PERBICHE-NEVES, G.; NOGUEIRA, M. G. Effects of water level fluctuations on zooplankton. *Brazilian Journal of Biology*, v. 73, n. 3, p. 453-462, 2013.

PIGGOTT, J. J. et al. Multiple stressors in freshwaters: impacts on ecosystem function. *Ecology Letters*, v. 18, p. 202-219, 2015.

POLAZZO, Francesco et al. Combined effects of heatwaves and micropollutants on freshwater ecosystems: towards an integrated assessment of extreme events in multiple stressors research. *Global Change Biology*, [S.L.], v. 28, n. 4, p. 1248-1267, 16 nov. 2021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.15971>.

ROCHA, O. et al. Plankton dynamics in Brazilian reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 5, p. 29-43, 1995.

SANTANGELO, J. M. et al. Diversity and composition of cladoceran egg bank in sediments and macrophyte roots from the littoral zone of tropical lakes. *Journal of Plankton Research*, 2023. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/379115683_Diversity_and_composition_of_cladocera_n_egg_bank_in_sediments_and_macrophyte_roots_from_the_littoral_zone_of_tropical_lakes.

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

SHERIDAN, Jennifer A. et al. Shrinking body size as an ecological response to climate change. *Nature Climate Change*, [S.L.], v. 1, n. 8, p. 401-406, 16 out. 2011. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/236651453_Sheridan_JA_Bickford_D_Shrinking_body_size_as_an_ecological_response_to_climate_change_Nat_Clim_Change_1_401-406. Acesso em: 15 maio 2023.

VERA, A. et al. Water quality and zooplankton interactions. *Environmental Science Journal*, v. 42, n. 6, p. 105-117, 2020.

VIJAYARAJ, G. et al. Innovative methods for water quality assessment. *Water Research*, v. 135, p. 284-295, 2022.

WHATELY, M.; HERCOWITZ, M. Conservation strategies in aquatic ecosystems. **São Paulo: Instituto XYZ**, 2008.

Cap.01 - Como o banco de ovos dormentes integra a heterogeneidade temporal das comunidades zooplancônicas em um lago tropical

Amanda Costa Ferreira¹, Juliana Pomari², Ciro Cesar Zanini Branco², Jorge Laço Portinho

¹Programa de Pós-graduação em Biociências (Interunidades) da Faculdade de Ciências e Letras, Câmpus de Assis e da Faculdade de Ciências, Câmpus de Bauru, Câmpus de Ilha Solteira –UNESP

²Departamento de Ciências Biológicas, Faculdade de Ciências e Letras, Câmpus de Assis –UNESP

*amanda.c.ferreira@unesp.br

Resumo

Ecossistemas aquáticos continentais, como lagos rasos e reservatórios, desempenham um papel essencial na manutenção da biodiversidade e na provisão de serviços ecossistêmicos. No Cerrado brasileiro, marcado por sazonalidade acentuada e eventos climáticos extremos, corpos d'água intermitentes sofrem variações expressivas na disponibilidade hídrica, afetando diretamente a estrutura e a dinâmica das comunidades aquáticas. Este estudo investigou, ao longo de 13 meses, a variação mensal e nictemeral da comunidade zooplancônica em um lago tropical raso localizado na Faculdade de Ciências e Letras UNESP – Assis, analisando a composição da comunidade ativa e sua relação com o banco de ovos de resistência. Os ovos dormentes, essenciais para a resiliência ecológica, funcionam como reservas de biodiversidade e garantem a recuperação das populações zooplancônicas após períodos de seca e alterações térmicas, como as projetadas pelo cenário SSP8.5 do IPCC (2023). Os resultados revelaram padrões temporais distintos, influenciados por fatores sazonais e pelas variações hidrológicas entre períodos de cheia e seca, com predominância de rotíferos em condições de maior temperatura. A heterogeneidade entre a comunidade ativa e o banco de ovos pode destacar a importância desses estágios dormentes para a manutenção da biodiversidade e da funcionalidade dos ecossistemas. Esses achados fornecem subsídios para a elaboração de estratégias de manejo e conservação mais direcionadas às particularidades ecológicas de reservatórios tropicais vulneráveis.

Palavras-chave: *Comunidade zooplancônica, ovos de resistência, caracterização, dinâmica estrutural.*

Abstract

Continental aquatic ecosystems, such as shallow lakes and reservoirs, play an essential role in maintaining biodiversity and providing ecosystem services. In the Brazilian Cerrado, characterised by pronounced seasonality and extreme climatic events, intermittent water bodies suffer from significant variations in water availability, which directly affect the structure and dynamics of aquatic communities. Over a period of 13 months, this study investigated the monthly and interannual variation of the zooplankton community in a shallow tropical lake located at FCL UNESP - Assis, analysing the composition of the active community and its relationship with the resistance egg bank. Dormant eggs, essential for ecological resilience, act as biodiversity reserves and guarantee the recovery of zooplankton populations after periods of drought and thermal changes, such as those projected by the IPCC SSP8.5 scenario (2023). The results showed distinct temporal patterns influenced by seasonal factors and hydrological variations between periods of flooding and drought, with a predominance of rotifers in conditions of higher temperature. The heterogeneity between the active community and the egg bank highlights the importance of these dormant stages for maintaining biodiversity and ecosystem functionality. These results provide support for the development of management and conservation strategies that are better adapted to the ecological specificities of fragile tropical reservoirs.

Keywords: *Zooplankton community, resistance eggs, characterization, structural dynamics.*

Introdução

Ecossistemas aquáticos continentais, como lagos rasos, lagoas e reservatórios, são ambientes aquáticos que dependem principalmente das condições ambientais (e.g., precipitação) para a permanência da água no processo de inundação-dessecação, o que resulta numa periodicidade sazonal (Maltchik et al., 2004); sendo caracterizados por períodos distintos de água, alternando a presença (fase úmida ou hidroperíodo) e ausência (fase seca) (Batzner & Boix, 2016).

Além disso, desempenham papéis fundamentais na dinâmica da biodiversidade e no fornecimento de serviços ecossistêmicos essenciais, como a ciclagem de nutrientes e o suporte a cadeias alimentares (Adrian et al., 2009). No entanto, esses sistemas são particularmente vulneráveis a mudanças climáticas, especialmente em regiões tropicais, onde as alterações de temperatura e de precipitação, juntamente com eventos climáticos extremos, têm modificado intensamente a estabilidade e a diversidade biológica (IPCC, 2023; Matsumura-Tundisi et al., 2019).

O Cerrado brasileiro, caracterizado por uma alternância sazonal marcada entre períodos de seca e chuva, abriga corpos d'água que são intermitentes e que, sob estresse hídrico severo, podem até secar completamente, impactando diretamente a biota aquática residente (Daré et al., 2024). Em São Paulo, remanescentes de cerrado que contêm reservatórios e lagoas de pequeno porte enfrentam oscilações significativas na disponibilidade hídrica, influenciando a estrutura e o funcionamento das comunidades aquáticas (Longato et al., 2018).

A comunidade zooplancônica nesses ecossistemas tropicais pode exibir uma diversidade temporal, com flutuações sazonais que refletem a variabilidade dos fatores

ambientais, incluindo temperatura, disponibilidade de nutrientes e regime de luminosidade (Cremona et al., 2020). Em cenários tropicais, essa flutuação sazonal, marcada pela alternância entre períodos de chuva e seca, exerce uma influência notável sobre a abundância e composição das espécies zooplancônicas, sendo comum observar reorganizações na estrutura da comunidade de acordo com as condições climáticas (Sartori, Martins & Perbiche-Neves, 2023). Adaptações específicas, como alterações fenológicas e respostas adaptativas, são frequentemente registradas como parte do ajuste dessas comunidades às pressões ambientais (Sheridan et al., 2011), incluindo os estágios dormentes que são observados em vários rotíferos, braquiópodes e ostracodes (May, 1986; Destasio, 1989; Waterkeyn et al., 2009), enquanto a quiescência pode ser observada em rotíferos bdelóides e copépodes ciclopóides (Ricci, 2001; Frisch, 2002).

O sedimento com o banco de ovos de resistência representa um componente crítico para a continuidade das comunidades zooplancônicas em ambientes sujeitos a perturbações frequentes, como ocorrem nas regiões tropicais. Esses ovos dormentes, ao permanecerem viáveis por longos períodos no sedimento, asseguram a recolonização e a recuperação rápida da comunidade ativa quando as condições se tornam novamente propícias (Gyllström & Hansson, 2004). Em sistemas como os do Cerrado, onde eventos climáticos vem se tornado frequentes, o banco de ovos atua como um reservatório funcional e genético, suportando a resiliência e diversidade ecológica local (Matsumura-Tundisi et al., 2019; Daré et al., 2024).

Diante da alta sensibilidade dos ecossistemas aquáticos continentais às mudanças climáticas, vê-se importante a realização de caracterizações detalhadas e uma análise sazonal das comunidades zooplancônicas, pois, esta, permite uma compreensão profunda de como e se o banco de ovos complementa a comunidade ativa e age como

um recurso adaptativo vital para a biodiversidade e estabilidade do ecossistema (Guimarães et al., 2024). Identificar as interações entre essas duas comunidades fornece informações cruciais para a conservação de ambientes vulneráveis aos novos cenários climáticos.

Dentre os fatores ambientais que podem modificar essa dinâmica, destaca-se o aquecimento global, previsto pelos cenários do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2023). Os cenários Shared Socioeconomic Pathways (SSPs) projetam diferentes trajetórias para as emissões de gases de efeito estufa e seus impactos na temperatura global. O cenário **SSP4-4.5** prevê um aumento médio de **2,7°C** até o final do século, refletindo um cenário intermediário, no qual esforços moderados de mitigação coexistem com desigualdades regionais no desenvolvimento socioeconômico. Já o cenário **SSP5-8.5**, caracterizado por altas emissões de carbono impulsionadas por um modelo econômico intensivo em combustíveis fósseis, projeta um aumento médio de **4,4°C**, configurando um cenário de maior risco para os ecossistemas aquáticos.

Esse aquecimento pode favorecer organismos de ciclo de vida rápido, como os rotíferos, promovendo alterações significativas na estrutura trófica e nos processos de transferência de energia, impactando diretamente a dinâmica da cadeia alimentar e o equilíbrio ecológico das comunidades zooplancônicas (Iglesias et al., 2011; Rasconi et al., 2015; Goŭdziejewska et al., 2023). Além disso, a intensificação da seca e o consequente aumento da deposição de ovos de resistência no sedimento podem modificar os padrões de eclosão e a estrutura das comunidades aquáticas, alterando as interações entre a comunidade ativa e o banco de ovos.

A compreensão detalhada das interações entre o banco de ovos e a comunidade ativa, especialmente em cenários de estresse, permite identificar não apenas os mecanismos de resiliência, mas também os potenciais pontos de fragilidade desses sistemas aquáticos. Assim, este trabalho analisa a variação temporal da comunidade zooplanctônica em um lago pequeno e raso, abordando as variações mensais ao longo de um ano e também realizou um experimento em unidades experimentais de eclosão dos estágios dormentes desta comunidade, que foram coletados no período de estiagem (julho de 2023), a fim de demonstrar se e como o banco de ovos integra a comunidade ativa deste reservatório.

Objetivos gerais

Este trabalho tem como objetivo geral **(i)** caracterizar em um lago tropical raso a composição dos grandes grupos presentes na comunidade zooplanctônica; Cladocera, Copepoda e Rotifera, **(ii)** compreender como e se o banco de ovos integra a heterogeneidade temporal desta comunidade na sua forma ativa.

Objetivos específicos

1- Entender a variação da composição e riqueza da comunidade ativa zooplanctônica ao longo de um ano, através de: **(i)** amostragens mensais e **(ii)** amostragens nictemerais.

2- Verificar a ocorrência de variações na riqueza e composição da comunidade em períodos contrastantes considerando os contrastes de período seco e chuvoso ao longo de 13 meses.

3- Investigar se há influência dos ovos na estrutura e dinâmica da comunidade em resposta às mudanças ambientais nos períodos de seca e chuva.

Hipótese

Devido às características sazonais do reservatório, espera-se que: **(i)** A comunidade zooplanctônica ativa apresente uma diminuição na sua riqueza, composição e densidade durante o período de seca e um aumento no período de cheia, em resposta às mudanças sazonais no ambiente, especialmente em função das variações nos sinais ambientais, como, temperatura, precipitação e disponibilidade de água.

(ii) O banco de ovos de resistência atue como um mecanismo de manutenção da comunidade zooplanctônica ativa, garantindo seu restabelecimento após períodos de

seca e alterações sazonais. Esse papel será avaliado por meio da similaridade entre a comunidade eclodida a partir do banco de ovos e a comunidade ativa presente na coluna d'água ao longo do ano, utilizando análises de composição e índices de similaridade entre os períodos seco e chuvoso.

Materiais e Métodos

Coleta de zooplâncton ativo e dormente

O estudo foi realizado no Reservatório de contenção de chuvas da UNESP-FCL/Assis (Figura 1), um pequeno reservatório raso abastecido por águas pluviais e sem escoamento para extravasar.

Para este estudo foram realizadas coletas mensais em tréplicas na região central do reservatório (P1_1, P1_2 e P1_3) e nictemerais (08:00h, 12:00h, 16:00h e 20:00h) a cada 4 meses (uma por estação do ano, exceto inverno, pois neste período o lago apresenta estiagem). As coletas mensais ocorreram na segunda semana de cada mês (de Abril de 2023 até Abril de 2024), às 13 horas, as amostras foram coletadas utilizando uma rede de plâncton cônica de 68 µm de abertura de malha, filtrando 40 litros por amostra com balde graduado. No ponto de amostragem foram coletadas com a mesma rede as amostras qualitativas, para identificação dos grupos e táxons menores, e quantitativas, para a contagem de indivíduos.

As coletas nictemerais foram realizadas a cada quatro meses, no verão (Janeiro/2024), outono (Maio/2023) e primavera (Setembro/2023). Para tal, utilizaram-se galões de 5L, que permitiram a concentração do zooplâncton diretamente na água do reservatório, sendo o material posteriormente filtrado em peneiras com

abertura de 68um em laboratório para análise. A coleta prevista para o inverno foi inviabilizada devido ao baixo nível de água no reservatório, o que impossibilitou a coleta de zooplâncton ativo na coluna d'água.

A cada coleta foram mensurados alguns parâmetros físicos e químicos da água utilizando uma sonda multiparâmetros (Horiba, modelo U-50). Foram mensuradas a temperatura da água, o pH, o oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade elétrica, os sólidos totais dissolvidos e a salinidade.

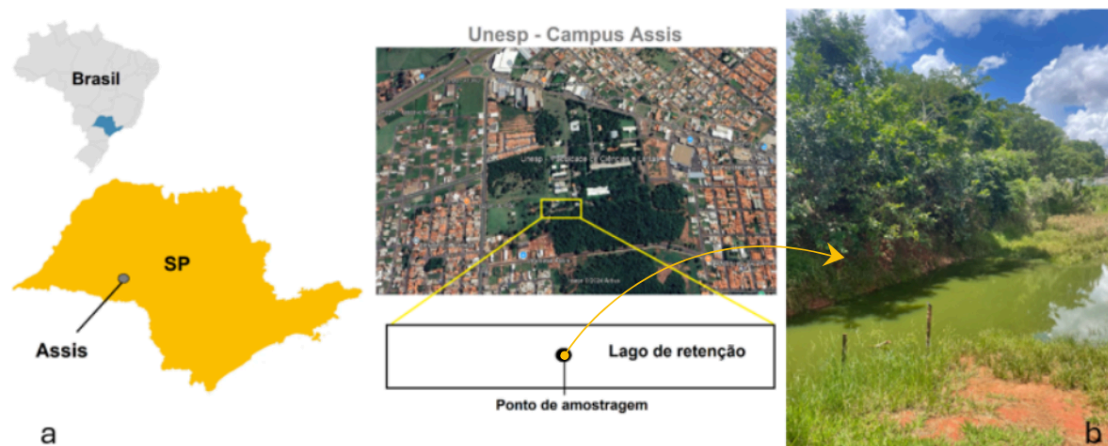


Figura 1. – (a) Reservatório da UNESP-FCL/Assis localizado nos limites geográficos da Faculdade de Ciências e Letras – UNESP/Assis (b).

Coleta e preparação do sedimento

O sedimento para a análise de ovos dormentes foi coletado no mesmo reservatório onde foram coletadas as amostras mensais, durante o mês de Agosto/24, que apresenta baixo índice pluvial. Cerca de 5 kg de sedimento foram coletados utilizando canos de PVC e pás de bico, posteriormente o sedimento foi transportado para o laboratório, onde foram homogeneizados em uma amostra composta. Para

maximizar a pureza dos estágios dormentes, resíduos como galhos e folhas foram removidos (Brock et al., 2005).

O sedimento foi seco em estufa a 30°C por três dias e peneirado em malhas de 63 µm e 25 µm, conforme adaptado de Brock et al. (2005). Em seguida, 100 g de sedimento peneirado foram distribuídos em cinco unidades experimentais, cada um contendo 500 mL de água destilada.

1. Delineamento experimental

Cada unidade experimental foi tratada com 500 mL de água destilada e 100g de sedimento (Figura 2b). Foram utilizadas cinco réplicas. As unidades experimentais foram incubadas em uma bandeja plástica de 10 litros, colocada dentro de uma incubadora climatizada (modelo 411B, NOVA ÉTICA) com temperatura controlada a 29°C, valor correspondente à média das temperaturas da água registradas mensalmente no reservatório ao longo dos 13 meses de estudo (abril de 2023 a abril de 2024) (material complementar). O regime de fotoperíodo foi estabelecido como 12h claro/12h escuro.

A eclosão dos estágios dormentes foi monitorada em intervalos de cinco dias (T1 a T6), ao longo de um período de 30 dias. Para cada avaliação, o conteúdo de cada recipiente plástico foi cuidadosamente transferido para uma rede com malha de 63 µm, minimizando o distúrbio ao sedimento. O material retido na rede foi preservado em solução de formol a 4% e posteriormente analisado em laboratório.

As amostras mensais e nictemerais foram padronizadas em 15 mL, das quais 30% do volume total (4 mL) foi analisado. Subamostras de 2 mL foram examinadas em câmaras de contagem do tipo Sedgwick-Rafter sob microscópio estereoscópico até que

pelo menos 150 indivíduos (soma de náuplios e rotíferos) fossem registrados ou que 4 mL do volume total da amostra tivessem sido analisados.

Para análise da comunidade ativa, as amostras foram fixadas com 1 mL de água oxigenada e 2 mL de formol a 4%, a água oxigenada foi utilizada para a fixação dos indivíduos a fim de preservar suas estruturas e minimizar a chance de retração no corpo, em laboratório foram testadas a utilização da água oxigenada e observou-se que os animais ficam letárgicos antes da presença do formol, corroborando com a ideia de preservação das características taxonômicas relevantes. Em seguida, as amostras foram analisadas no laboratório. Para a contagem e identificação de indivíduos da ordem Cladocera, náuplios e copepoditos da subclasse Copepoda, as amostras foram analisadas na íntegra utilizando câmaras quadriculadas de acrílico. As observações foram realizadas com lupas da marca Zeiss, modelo Stemi 2000.

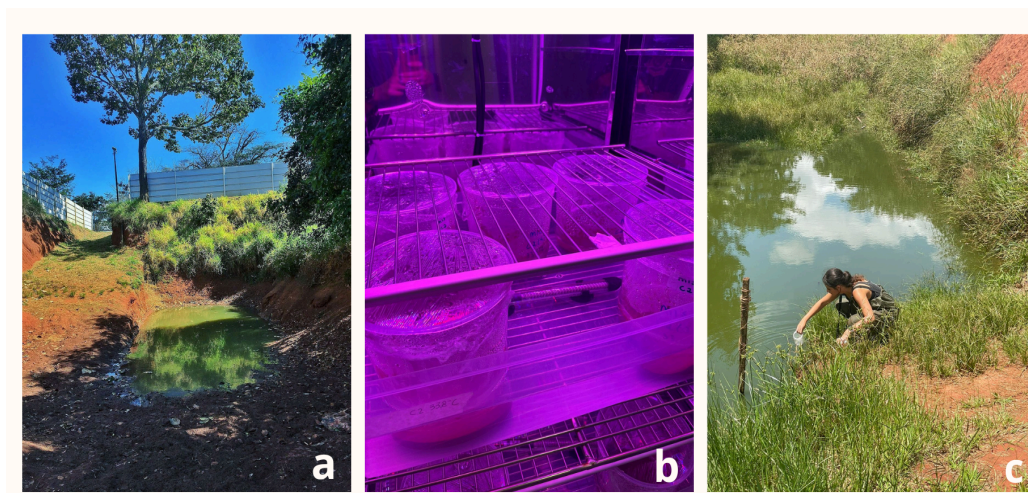


Figura 2. (a-c) Local de coleta do sedimento; (b) Unidades experimentais dispostas na incubadora.

Análise de dados

Para avaliar a relação entre a comunidade ativa e o banco de ovos, foi empregada uma análise de similaridade Bray-Curtis baseada na composição de espécies (Vandekerkhove et al., 2005). A abordagem considerou a contribuição relativa de organismos dormentes e ativos para a manutenção da biodiversidade zooplanctônica ao longo do tempo.

Resultados e Discussão

A comunidade zooplanctônica foi dominada por **Rotifera** (71,43%), seguidos por **Cladocera** (21,43%) e **Copepoda** (7,14%) como é possível observar na lista de espécies (Tabela 1), e na tabela de riqueza (Tabela 2). A abordagem integrada, que incluiu coletas mensais, nictemerais e análise do banco de ovos, proporcionou uma visão abrangente da composição taxonômica ao longo do estudo. A predominância de Rotifera, grupo altamente resiliente e adaptável, pode estar refletindo a capacidade desses organismos de tolerar flutuações ambientais significativas (Bonecker et al., 2013).

Tabela 1: Lista das espécies encontradas no lago durante o período de coletas mensais e nictemerais.

Filo	/	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie
Phylum Rotifera /Classe Monogononta Pla						
			Ploima			
			Carus, 1863			
				Asplanchnidae	Asplanchna	<i>Asplanchna sieboldii</i>
				Harring, 1913	Gosse, 1850	(Leydig, 1854)
				Brachionidae	Anuraeopsis	<i>Anuraeopsis fissa</i>

Ehrenberg, 1838	Lauterborn, 1900	(Gosse, 1851)
	Brachionus	<i>Brachionus angularis</i>
	Pallas, 1766	(Gosse, 1851)
		<i>Brachionus calyciflorus</i>
		(Pallas, 1766)
Hexarthridae	Hexarthra	<i>Hexarthra intermedia</i>
Harring, 1913	Schmarda, 1854	(Wiszniewski, 1929)
Lecanidae	Lecane	<i>Lecane cornuta</i>
Remane, 1933	Nitzsch, 1827	(Müller, 1786)
		<i>Lecane elsa</i>
		(Hauer, 1931)
Synchaetidae	Polyarthra	
Ehrenberg, 1838	Ehrenberg, 1834	
Trichocercidae	Trichocerca	<i>Trichocerca similis</i>
Harring, 1913	Lamarck, 1801	(Wierzejski, 1893)
Phylum Rotifera/ Classe Bdelloidea Hudso		
	Bdelloida Ehrent	
	1838	
	Bdelloidae	
	Ehrenberg, 1838	Bdelloidea
Phylum Arthropoda/ Classe Copepoda H.		
Milne-Edwards, 1840		
	Cyclopoida Burn	
	1834	

	Cyclopidae	Tropocyclops	<i>Tropocyclops prasinus</i>
	Rafinesque, 1815	Kiefer, 1927	(Fischer, 1860)
Classe Branchiopoda Latreille, 1817			
	Cladocera		
	Latreille, 1829		
	Moinidae Goulden,	Moina Baird,	<i>Moina minuta</i>
	1968	1850	(Hansen, 1899)
	Macrothricidae	Macrothrix Baird,	
	Norman & Brady, 18	1843	
	Ilyocryptidae	Ilyocryptus Sars,	<i>Ilyocryptus spinifer</i>
	Smirnov, 1971	1862	(Herrick, 1882)

Tabela 2: Riqueza de táxons identificada por grande grupo.

	no de táxons	%
Rotifera	10	71,43
Copepoda	1	7,14
Cladocera	3	21,43
Total	14	100,00

Variabilidade Ambiental

Os dados limnológicos indicaram ampla variabilidade sazonal, confirmando a primeira parte da hipótese (i) sobre a vinculação da comunidade zooplanctônica com a sazonalidade do ambiente. Na tabela 3 são apresentados os parâmetros limnológicos obtidos durante as coletas mensais e nictemerais, o pH variou de **4,32** (inverno) a **8,28** (verão), com valores mais altos associados à maior atividade fotossintética (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008; Esteves, 2011). Durante o verão a comunidade apresentou maior riqueza refletindo que a maior disponibilidade de alimento garante a resiliência da

comunidade, no inverno, com a possível baixa na atividade fotossintética a comunidade começou a produção de ovos de resistência e sua riqueza diminuiu.

O oxigênio dissolvido variou entre **26,5% e 84,3%**, com níveis mais baixos durante a seca, enquanto a turbidez atingiu um pico de **151 NTU** em janeiro de 2024, evidenciando o impacto das chuvas e do arraste de partículas no ambiente aquático. Essas condições provavelmente afetam a produtividade primária e, consequentemente, a comunidade zooplanctônica.

Tabela 3. Parâmetros limnológicos obtidos durante as coletas mensais e nictemerais, **PH:** pH; **OD:** Oxigênio Dissolvido; **CE:** Condutividade Elétrica; **Turbidez:** Turbidez; **Temperatura da água:** Temperatura obtida durante as coletas mensais.

Mês	PH	OD	CE	Turbidez	Temperatura da água
Abril/23	5,57	60,90%	0,017	77.8	23.3
Mai/23	5,61	70,90%	0,017	51,5	21.03
Junho/23	4,32	48%	0,071	9.95	18.72
Julho/23	4,5	47,20%	0,05	84.6	19.79
Agosto/23	4,55	32,20%	0,148	85.4	25.5
Setembro/23	6,7	26,50%	0,027	32.0	22.96
Outubro/23	4,46	*	0,056	20.2	23,8
Novembro/23	5,35	39,50%	0,047	10.7	29.1
Dezembro/23	5,89	37,00%	*	8.18	26,5
Janeiro/24	7,55	65,20%	0,035	151	31,19
Fevereiro/24	8,28	38,30%	0,014	24,8	26,21
Março/24	4,83	32,70%	0,026	16,49	24,11
Abril/24	5,92	84,30%	0,046	*	25,11

A análise PCA destacou que **PCA1** (39,1%) e **PCA2** (25,5%) explicam grande parte da variabilidade ambiental (Figura 3). Variáveis como temperatura, pH, CE e turbidez foram determinantes na estruturação da comunidade zooplanctônica. Durante o verão (janeiro de 2024), altas temperaturas e turbidez favoreceram a dominância de

Rotifera (Tabela 3), enquanto nos meses de seca (junho e julho de 2023), maior condutividade elétrica indicou maior concentração de sais, possivelmente devido à evaporação em clima seco (Brandão & Lima, 2002).

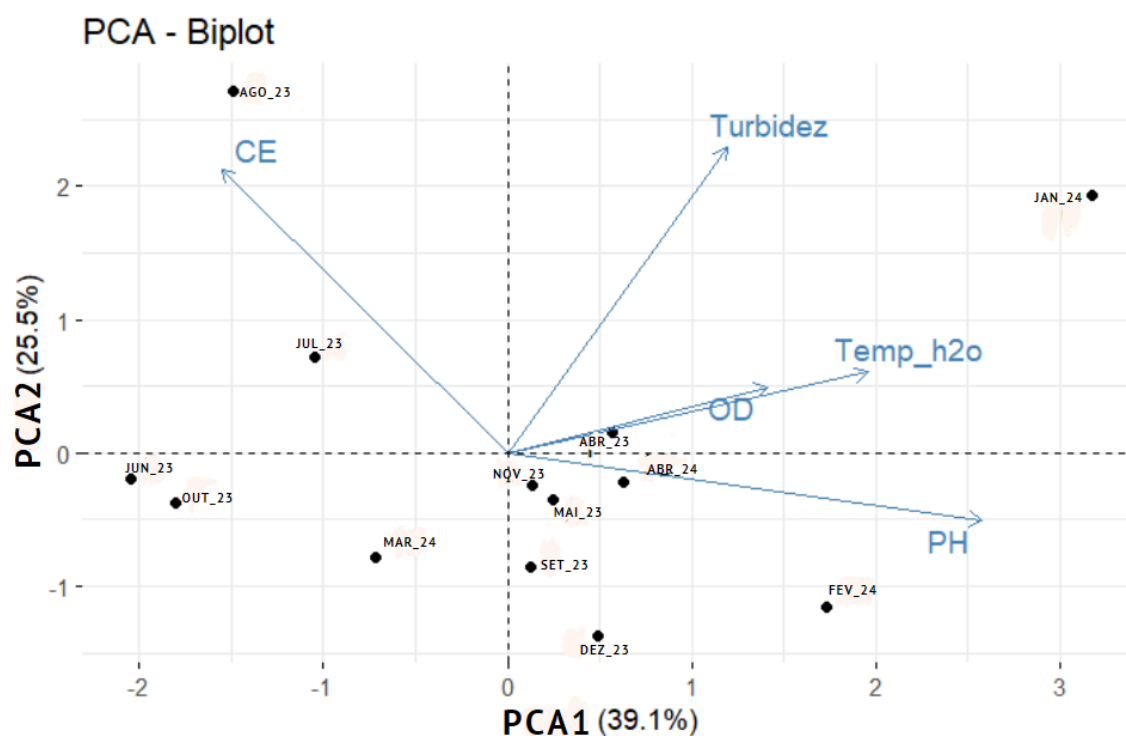


Figura 3 - Análise PCA, correlação entre as variáveis limnológicas; CE= condutividade elétrica, OD= oxigênio dissolvido, Temp_h2o= temperatura da água, PH= pH.

Riqueza Mensal e Sazonal da Comunidade ativa Zooplancônica

A riqueza mensal da comunidade zooplancônica (Figura 4) apresentou variação sazonal, como previsto na hipótese (i), com o pico observado em setembro de 2023. Esse aumento pode ser atribuído ao final do período de seca e início das chuvas, momento em que há um incremento na disponibilidade de nutrientes e aumento da temperatura, fatores que favorecem a produtividade primária e, consequentemente, ampliam a diversidade de organismos aquáticos (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2005). A elevada riqueza nesse período também está alinhada com os padrões observados na PCA, que indicaram forte influência de variáveis como temperatura e condutividade na

estrutura da comunidade. Durante o inverno (julho e agosto), houve uma redução significativa na riqueza, refletindo condições ambientais menos favoráveis. No mês de Julho de 2023 (Figura 5) não foi possível realizar a coleta nictemeral devido ao baixo nível de água, sendo esta, uma característica do reservatório. Baixas temperaturas e possíveis limitações de recursos, como baixo nível d'água, podem restringir a eclosão e sobrevivência de espécies zooplanctônicas (Bonfim 2020; Santangelo et al. 2015).

A análise nictemeral (Figura 5) revelou que, embora a riqueza geral mantenha certa consistência entre os períodos de amostragem, há variação na composição entre os principais grupos zooplanctônicos. Rotífera demonstrou dominância em todos os períodos, reforçando seu papel como grupo resiliente e adaptável a flutuações ambientais (Bonecker et al., 2013). Em contrapartida, Cladocera e Copepoda exibiram contribuições menos expressivas, mas com destaque para o aumento de náuplios e copepoditos em setembro e janeiro, períodos de maior disponibilidade de nutrientes e temperaturas favoráveis.

O padrão observado sugere que exista uma influência de fatores sazonais e limnológicos sobre a riqueza e a estrutura da comunidade zooplanctônica. A interação entre temperatura, nutrientes e recursos alimentares (Tabela 3, Figura 3) podem estar desempenhando um papel essencial na modulação dos padrões sazonais. Esse comportamento pode indicar que as comunidades zooplanctônicas em ambientes tropicais são altamente sensíveis às mudanças sazonais, especialmente à temperatura e às variações no regime hídrico (Figura 5).

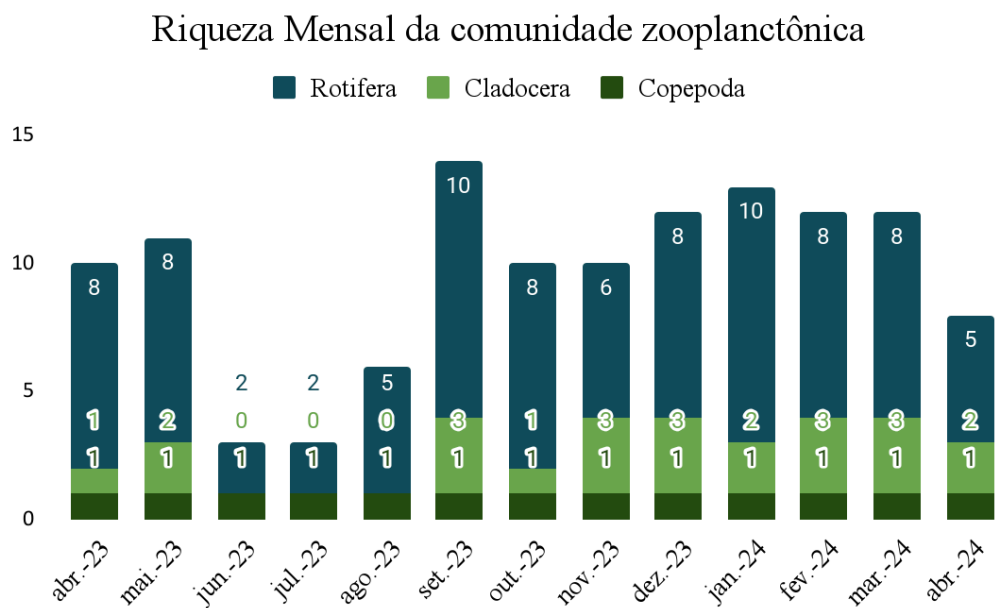


Figura 4 : Riqueza da comunidade ativa zooplanctônica ao longo dos meses de estudo (Abril de 2023 até Abril de 2024).

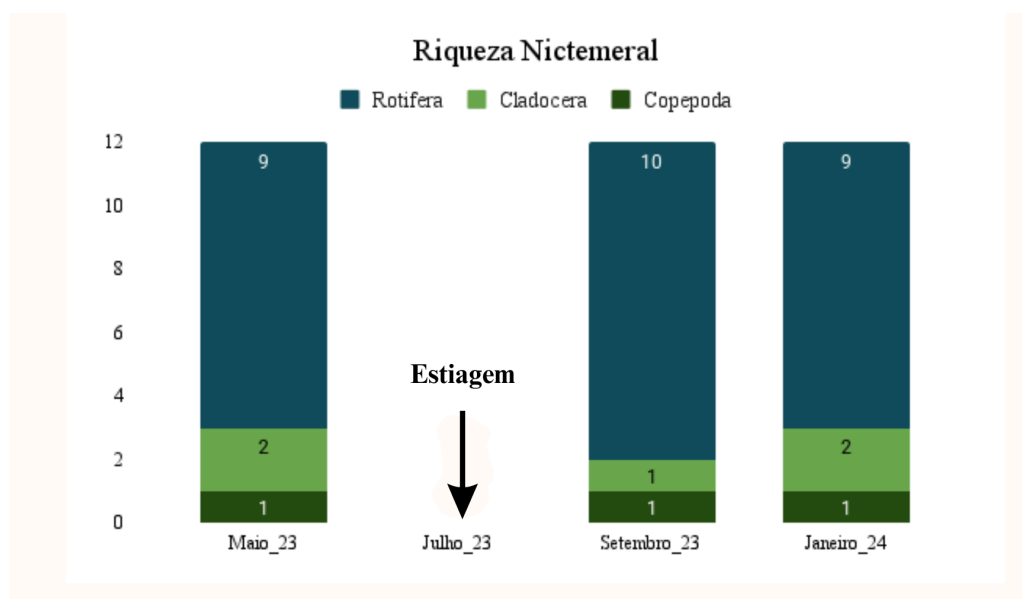


Figura 5: Riqueza Nictemeral da comunidade ativa zooplanctônica ao longo do estudo (Maio de 2023, Julho de 2023, Setembro de 2023 e Janeiro de 2024).

Similaridade da Comunidade Ativa e da Comunidade Dormente

A partir dos dados das coletas mensais e do banco de ovos dormentes (Figura 6) foi realizada uma análise de Bray-Curtis que permitiu observar a similaridade entre as duas comunidades, confirmando a segunda parte da hipótese (ii) sobre o papel do banco de ovos no restabelecimento da comunidade ativa. O índice variou de 0,20 a 0,80 ao longo do ano, com os picos de similaridade ocorrendo entre novembro e março. Este padrão sugere que, durante o período chuvoso, as condições ambientais favorecem a eclosão de espécies dormentes, aumentando a semelhança entre os dois grupos e garantindo o restabelecimento da comunidade ativa, como previsto na hipótese. Este fenômeno pode estar associado à maior disponibilidade de nutrientes e temperaturas mais altas, que estimulam a reprodução e eclosão (Guimarães et al, 2024; Cáceres & Tessier, 2004).

Nos meses secos, como maio, junho e julho, a similaridade diminui. Isso reflete o impacto de condições ambientais adversas, como menor disponibilidade de água e maior variação térmica, que limitam a emergência de organismos do banco de ovos. Esse comportamento reforça o papel do banco de ovos como um reservatório genético estável, essencial para a resiliência da comunidade zooplanctônica em períodos de estresse ambiental (De Stasio Junior, 1990).

Ademais, a análise integrada dos gráficos e parâmetros limnológicos sugere que o banco de ovos desempenha um papel adaptativo importante, atuando como um mecanismo de estabilidade e reposição da comunidade ativa frente às mudanças sazonais e eventos de estresse, como alterações climáticas ou períodos de estiagem. Isso corrobora a ideia de que o banco de ovos é crucial para a manutenção da biodiversidade e a funcionalidade ecológica em ambientes aquáticos impactados.

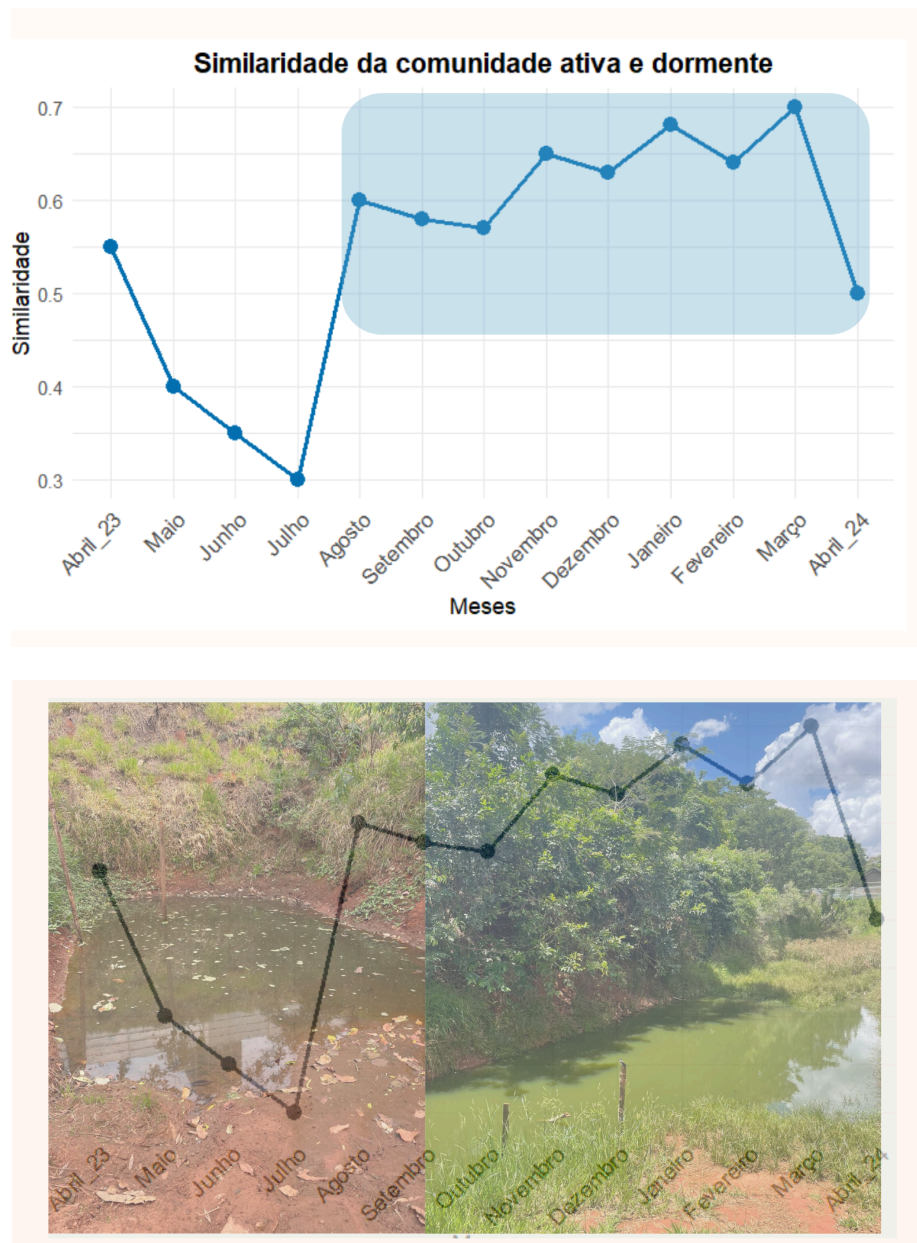


Figura 6. Similaridade da comunidade ativa e o banco de ovos de resistência do reservatório. O quadrado azul na figura representa os meses em que a comunidade ativa e a dormente mais foram similares.

Conclusão

Os resultados apresentados confirmam as hipóteses iniciais: (i) a comunidade zooplanctônica ativa apresentou variação em sua composição, riqueza e densidade, diretamente influenciada pela sazonalidade e variabilidade limnológica do ambiente; (ii) o banco de ovos de resistência desempenhou um papel fundamental na recomposição e garantia do restabelecimento da comunidade ativa, especialmente nos períodos chuvosos, corroborando sua importância como reserva genética e mecanismo adaptativo essencial frente às mudanças sazonais.

A dinâmica observada evidencia a interação entre fatores físicos, como temperatura e turbidez, e biológicos, que moldam a estrutura da comunidade zooplanctônica, enquanto os bancos de ovos dormentes representam uma reserva crucial para a resiliência frente a estes distúrbios (Portinho et al., 2021) e garantem o restabelecimento desta comunidade após períodos de estresse, como na estiagem, demonstrada neste trabalho. O monitoramento contínuo dessas interações é fundamental para entender a resiliência e a funcionalidade ecológica em ambientes tropicais impactados por eventos sazonais.

Material Complementar

Por favor, solicite acesso do material complementar via contato com o primeiro autor. E-mail: amanda.cstf@gmail.com.

Referências

BONECKER, C. C. et al. Biodiversity of zooplankton in reservoirs. *Brazilian Journal of Biology*, v. 73, n. 3, p. 495-501, 2013.

BONFIM, F. F. Influência de fatores ambientais na estrutura da comunidade zooplanctônica em um reservatório tropical. 2020. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2020. Disponível em: <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/bitstream/1/6547/1/Bomfim-Francieli%20de%20Fatima-20-DO.pdf>. Acesso em: 8 dez. 2024.

BRANDÃO, S. L.; LIMA, S. C. PH e condutividade elétrica em solução do solo, em áreas de *Pinus* e Cerrado na Chapada, em Uberlândia (MG). *Caminhos de Geografia*, Uberlândia, v. 3, n. 6, p. 46-56, 27 jun. 2002. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/rcg3615294>. Acesso em: 29 nov. 2024.

CÁCERES, C. E.; TESSIER, A. J. Incidence of diapause varies among populations of *Daphnia pulicaria*. *Oecologia*, v. 141, n. 3, p. 425-431, 28 jul. 2004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-004-1657-5>. Acesso em: 29 nov. 2024.

CREMONA, F. et al. How warming and other stressors affect zooplankton abundance, biomass and community composition in shallow eutrophic lakes. *Climatic Change*, v. 159, n. 4, p. 565-580, 26 mar. 2020. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-020-02698-2>. Acesso em: 24 maio 2023.

DARÉ, L.; HENRY, R.; PERBICHE-NEVES, G.; PORTINHO, J. L. Diversity and composition of cladoceran egg bank in sediments and macrophyte roots from the littoral zone of tropical lakes. *Aquatic Ecology*, v. 58, n. 3, p. 1-11, mar. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-024-10091-9>.

DE STASIO, B. T. The seed bank of a fresh-water crustacean: copepodology for the plant ecologist. *Ecology*, v. 70, p. 1377-1389, 1989.

DE STASIO JUNIOR, B. T. The role of dormancy and emergence patterns in the dynamics of a freshwater zooplankton community. *Limnology and Oceanography*, v. 35, n. 5, p. 1079-1090, 1990. Disponível em: <https://doi.org/10.4319/lo.1990.35.5.1079>. Acesso em: 29 nov. 2024.

DUGGAN, I. C.; GREEN, J. D.; SHIEL, R. J. Rotifer resting egg densities in lakes of different trophic state: implications for egg bank potential. *Marine and Freshwater Research*, v. 53, n. 2, p. 229–235, 2002.

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

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FRISCH, D. Dormancy, dispersal and the survival of cyclopoid copepods (*Cyclopoida*, *Copepoda*) in a lowland floodplain. *Freshwater Biology*, v. 47, p. 1269–1281, 2002.

GOŰDZIEJEWSKA, A. M. et al. The response of zooplankton network indicators to winter water warming using shallow artificial reservoirs as model case study. *Scientific Reports*, v. 13, n. 1, p. 1-15, 21 out. 2023. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/37865664/>. Acesso em: 8 nov. 2023.

GUIMARÃES, W. L. et al. Factors stimulating the hatching of resting eggs and their contribution to the composition of cladoceran assemblages in tropical temporary lagoons. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 36, e28, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X4221>. Acesso em: 29 nov. 2024.

IGLESIAS, C. et al. High predation is of key importance for dominance of small-bodied zooplankton in warm shallow lakes: evidence from lakes, fish exclosures and surface sediments. *Hydrobiologia*, v. 667, n. 1, p. 133-147, 25 mar. 2011. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-011-0645-0>. Acesso em: 15 maio 2023.

IPCC. Climate Change 2023: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2023.

LONGATO, L. O.; FERREIRA, I. E. P.; PERBICHE-NEVES, G. Relationship between zooplankton richness and area in Brazilian lakes: comparing natural and artificial lakes and trends. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 30, p. 1-10, 14 nov. 2018. Disponível em:

<http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x1518>. Acesso em: 29 nov. 2024.

MAY, L. Rotifer sampling – a complete species list from one sampling. *Hydrobiologia*, v. 134, p. 117–120, 1986.

MALTCHIK, L.; ROLON, A. S.; GUADAGNIN, D. L.; STENERT, C. Wetlands of Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 16, p. 137–151, 2004.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). In: SEGERS, H.; MARTENS, K. (ed.). *Aquatic Biodiversity II*. Dordrecht: Springer, 2005. *Hydrobiology*, v. 180. Disponível em: https://doi.org/10.1007/1-4020-4111-X_31. Acesso em: 29 nov. 2024.

MATSUMURA-TUNDISI, T. et al. Trophic interactions in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, v. 845, n. 4, p. 167-180, 2019.

NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. *Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: Rima, 2008.

PERBICHE-NEVES, G. et al. Zooplankton biodiversity and environmental characteristics of aquatic ecosystems: insights from Brazil. *Inland Waters Journal*, v. 9, n. 2, p. 165-175, 2019.

PORTINHO, J. L.; OLIVEIRA, H. N.; BRANCO, C. C. Z. Resting egg banks can facilitate recovery of zooplankton communities after short exposure to glyphosate. *Ecotoxicology*, v. 30, n. 2, p. 231–241, 2021.

RASCONI, S. et al. Increasing water temperature triggers dominance of small freshwater plankton. *Plos One*, v. 10, n. 10, p. e0140449, 13 out. 2015. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0140449>. Acesso em: 15 maio 2023.

RICCI, C. Dormancy patterns in rotifers. *Hydrobiologia*, v. 446/447, p. 1–11, 2001.

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

SANTANGELO, J. M.; LOPES, P. M.; NASCIMENTO, M. O. et al. Community structure of resting egg banks and concordance patterns between dormant and active zooplankters in tropical lakes. *Hydrobiologia*, v. 758, p. 183–195, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2289-y>.

SARTORI, M.; MARTINS, B. A.; PERBICHE-NEVES, G. A variação da diversidade de microcrustáceos (*Cladocera* e *Copepoda*) a jusante de pequenos reservatórios é influenciada por táxons litorâneos. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 111, p. 1-10, 2021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4766e2021004>. Acesso em: 29 nov. 2024.

SEGERS, H. Global diversity of rotifers (*Rotifera*) in freshwater. *Hydrobiologia*, v. 595, n. 1, p. 49-59, 2008.

SHERIDAN, J. A. et al. Shrinking body size as an ecological response to climate change. *Nature Climate Change*, v. 1, n. 8, p. 401-406, 16 out. 2011. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/236651453>. Acesso em: 15 maio 2023.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnology in Brazil: past, present, and future. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n. 4, p. 677-689, 2008.

WATERKEYN, A.; GRILLAS, P.; De ROECK, E. R. M.; BOVEN, L.; BRENDONCK, L. Assemblage structure and dynamics of large branchiopods in Mediterranean temporary wetlands: patterns and processes. *Freshwater Biology*, v. 54, p. 1256–1270, 2009.

Capítulo 2 - Efeito combinado de aquecimento da água e contaminação de herbicidas sobre o estado dormente dos microcrustáceos

Amanda Costa Ferreira¹, Juliana Pomari², Ciro Cesar Zanini Branco², Jorge Laço Portinho².

¹Programa de Pós-graduação em Biociências (Interunidades) da Faculdade de Ciências e Letras, Câmpus de Assis e da Faculdade de Ciências, Câmpus de Bauru, Câmpus de Ilha Solteira –UNESP

²Departamento de Ciências Biológicas, Faculdade de Ciências e Letras, Câmpus de Assis –UNESP

*amanda.c.ferreira@unesp.br

Resumo

Este estudo investigou os efeitos sinérgicos entre mudanças climáticas e contaminação por herbicidas na eclosão de ovos de resistência do zooplâncton,

essenciais para a resiliência e reestruturação das comunidades aquáticas. Foram simulados dois cenários de temperatura projetados pelo IPCC (31,8°C) e (33,5°C) — e testadas concentrações ambientalmente relevantes dos herbicidas atrazina, 2,4-D e sua combinação. Sedimentos contendo ovos dormentes, coletados de um reservatório tropical, foram incubados em condições controladas, com cinco réplicas por tratamento. Os resultados demonstraram uma redução significativa na taxa de eclosão, especialmente sob o cenário SSP8.5 combinado à mistura de herbicidas, evidenciando um efeito sinérgico negativo. A atrazina isolada mostrou maior toxicidade em temperaturas elevadas, afetando a viabilidade dos ovos e a composição da comunidade emergente, enquanto o 2,4-D apresentou efeitos menos expressivos, mas ainda prejudiciais. A interação entre temperatura elevada e contaminantes emergentes não só reduziu a abundância de organismos eclodidos, como também alterou a estrutura das comunidades zooplancônicas resultantes, favorecendo organismos mais tolerantes e potencialmente menos funcionais na cadeia trófica. Os achados destacam a vulnerabilidade dos bancos de ovos de resistência frente a cenários futuros de aquecimento global e contaminação química, fornecendo subsídios para políticas ambientais que visem a mitigação de impactos sobre a biodiversidade e a funcionalidade dos ecossistemas aquáticos tropicais.

Palavras-chave: *ovos de resistência, mudanças climáticas, herbicidas, ecossistemas aquáticos.*

Abstract

This study investigated the synergistic effects of climate change and herbicide contamination on the hatching of zooplankton resistance eggs, which are essential for the resilience and restructuring of aquatic communities. Two IPCC projected temperature scenarios (2023) were simulated - SSP4.5 (31.8°C) and SSP8.5 (33.5°C) - and environmentally relevant concentrations of the herbicides atrazine, 2,4-D and their combination were tested. Sediments containing dormant eggs collected from a tropical reservoir were incubated under controlled conditions with five replicates per treatment. The results showed a significant reduction in hatching rate, particularly under the SSP8.5 scenario combined with the herbicide mixture, demonstrating a negative synergistic effect. Atrazine alone showed greater toxicity at high temperatures, affecting egg viability and the composition of the emergent community, while 2,4-D showed less pronounced but still detrimental effects. The interaction between high temperature and emerging contaminants not only reduced the abundance of hatched organisms, but also altered the structure of the resulting zooplankton communities, favouring more tolerant

and potentially less functional organisms in the trophic chain. The findings highlight the vulnerability of resistance egg banks to future scenarios of global warming and chemical pollution, and provide a rationale for environmental policies aimed at mitigating impacts on biodiversity and the functioning of tropical aquatic ecosystems.

Keywords: *resistant eggs, climate change, herbicides, aquatic ecosystems.*

Introdução

Estudos experimentais indicam que os agrotóxicos (Navis et al., 2013, 2015; Portinho et al., 2021), e o aumento da temperatura associada às mudanças climáticas (Vadadi-Fülöp & Hufnagel, 2014; Paes et al., 2016) têm o potencial de influenciar a eclosão de ovos de resistência do zooplâncton (Cladocera, Copepoda e Rotifera). Estes,

desempenham um papel crucial na manutenção e restabelecimento das comunidades zooplantônicas, funcionando como uma "memória ecológica" dessas comunidades. Os ovos de resistência podem permanecer dormentes no sedimento por longos períodos, são essenciais para a sobrevivência do zooplâncton diante de condições ambientais adversas e mudanças sazonais, pois garantem o sucesso da comunidade após períodos de estresse (Araújo et al., 2013; Panarelli et al., 2008; De Stasio Junior, 1990). Eles representam um importante mecanismo de recolonização das populações, pois eclodem em condições ambientais favoráveis, contribuindo para a resiliência dos ecossistemas aquáticos frente aos distúrbios (Gyllström & Hansson, 2004).

A recuperação das comunidades zooplantônicas após distúrbios intensos, como flutuações térmicas e contaminação por herbicidas, depende diretamente desses ovos, que garantem a biodiversidade e a resiliência do ecossistema (Portinho et al., 2018; Matsumura Tundisi, 2019). Estudos experimentais mostram que a contaminação de corpos d'água por herbicidas, especialmente em áreas agrícolas, tem efeitos adversos no zooplâncton. Herbicidas como a atrazina e o 2,4-D são amplamente usados no Brasil, principalmente em plantações de soja e arroz, e frequentemente atingem corpos d'água próximos devido ao escoamento, contaminando e alterando a estrutura das comunidades aquáticas (Graymore et al., 2001; Bonfleur et al., 2015). Evidências experimentais apontam que esses herbicidas impactam a eclosão dos ovos de resistência reduzindo sua abundância e a riqueza de táxons na comunidade eclodida, além de promover a substituição de espécies sensíveis por espécies mais tolerantes, como os microcrustáceos (Portinho et al., 2018, 2021).

Além disso, as mudanças climáticas, associadas ao aumento da temperatura da água, têm o potencial de limitar a distribuição de espécies zooplantônicas, interferindo

nos sinais ambientais que estimulam a eclosão dos estágios dormentes. Estudos demonstraram que aumentos de temperatura, como os cenários SSP2.4,5 e SSP4, 8,5 projetado para o cenário de mudanças climáticas do IPCC, que estimam uma emissão intermediária de gases e uma sem redução nas emissões respectivamente, podem reduzir a eclosão de algumas espécies de cladóceros e modificar a estrutura das comunidades zooplanctônicas em direção a formas menores, como os rotíferos, com potencial de alterar a dinâmica ecológica desses ambientes (Vadadi-Fülöp & Hufnagel, 2014; Paes et al., 2016; Iglesias et al., 2011; Rasconi et al., 2015).

No entanto, a maioria desses estudos se concentra em estressores isolados, como temperatura ou herbicida, enquanto na natureza os ovos de resistência estão frequentemente expostos a múltiplos estressores simultâneos. A exposição combinada a temperaturas elevadas e herbicidas pode comprometer a eclosão dos ovos, interferindo nos sinais ambientais e afetando negativamente a biodiversidade e a resiliência das comunidades zooplanctônicas (Hairston et al., 1999; De Schamphelaere et al., 2014). Dada essa lacuna de conhecimento, é essencial investigar a influência de múltiplos estressores, como o aumento de temperatura e a presença de herbicidas, para entender como as comunidades zooplanctônicas responderão às ameaças do Antropoceno.

Nesse contexto, este estudo utilizou uma metodologia de unidades experimentais para avaliar como a combinação de diferentes temperaturas projetadas pelo IPCC (cenários SSP4.5 e SSP8.5) e a presença dos herbicidas atrazina e 2,4-D, isoladamente e em mistura, influencia a eclosão de ovos de resistência no sedimento de lagos rasos como o reservatório em estudo, que são especialmente vulneráveis a estressores múltiplos e podem atuar como indicadores precoces das mudanças ambientais (Bennion et al., 2011; Smol, 2015). Além disso, o aumento da temperatura pode favorecer

organismos de menor porte, como rotíferos, que possuem maior tolerância térmica em comparação a grupos de maior tamanho, como cladóceros e copépodes (Daufresne et al., 2009; Yvon-Durocher et al., 2011). Este experimento permite compreender os efeitos cumulativos desses estressores em ecossistemas tropicais, onde a complexidade das interações entre mudanças climáticas e poluentes é particularmente elevada. Assim, tende a contribuir para preencher a lacuna sobre os impactos de múltiplos estressores na eclosão de estágios dormentes de invertebrados aquáticos, possibilitando reflexões sobre os impactos cumulativos desses estressores em comunidades ativas e dormentes de zooplâncton nos ecossistemas aquáticos tropicais.

Objetivos

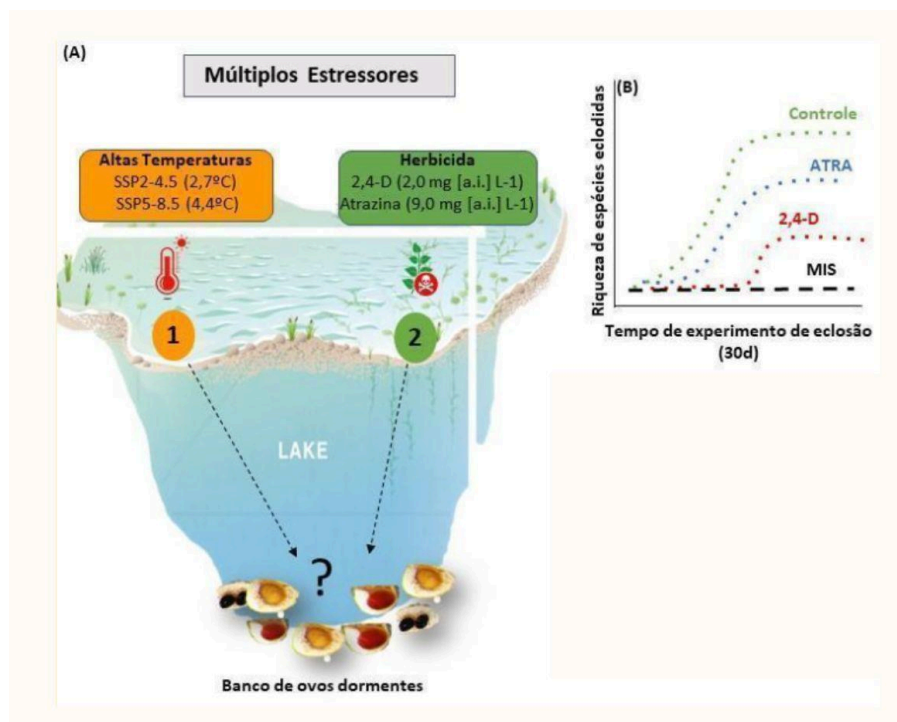


Figura 1. Gráfico ilustrativo com os objetivos e hipóteses, onde; **Controle:** Experimento controle (29°C); **Atra+CF1:** Tratamento Atrazina + SSP4.5; **Atra+CF2:** Tratamento Atrazina + SSP8.5; **2,4-D+CF1:** Tratamento 2,4-D + SSP4.5; **2,4-D+CF2:** Tratamento 2,4-D + SSP8.5; **MIS:** Tratamento Mistura (Atrazina+2,4-D) + cenário SSP4.5 e SSP8.5. **(a)** A principal pergunta do estudo: como a combinação do aumento da temperatura, conforme indicado pelo IPCC (2023), e a presença dos herbicidas Atrazina e 2,4-D influenciam na eclosão de ovos de resistência do zooplâncton. Possíveis efeitos das concentrações de herbicidas na estrutura **(Figura 1b).**

Para cada objetivo específico, formulamos previsões gerais

- (i) Avaliação do efeito combinado de uma concentração realista do herbicida Atrazina (Atra) e aumento de temperatura de dois cenários futuros (CF) proposto pelo IPCC (2023) (Atra+CF1 e Atra+CF2) sobre a estrutura da comunidade eclodida (Figura 1a).

Previsão I: Espera-se uma inibição parcial da eclosão dos ovos. Ainda, os efeitos serão mais pronunciados no tratamento de temperatura elevada (Atra+CF2) em comparação com o tratamento controle (TC - temperatura ambiente e sem contaminação.)

Esperamos encontrar nos tratamentos Atra+CF1 e Atra+CF2 uma comunidade eclodida com menor abundância e riqueza em comparação ao tratamento controle durante os 30 dias de experimento de eclosão, além disso espera-se observar uma menor eclosão entre os tratamentos, conforme o aumento da temperatura. (Figura 1b).

Previsão II: Considerando a previsão I, nós esperamos encontrar uma dissimilaridade da composição da comunidade eclodida entre os tratamentos Atra+CF1 e Atra+CF2 em comparação ao tratamento controle (Figura 1c). Esperamos observar uma maior eclosão de organismos menores com o aumento da temperatura (Atra+CF2), pois organismos de pequeno porte, como rotíferos, possuem um metabolismo mais acelerado e ciclos de vida curtos, permitindo respostas mais rápidas às variações ambientais (Iglesias et al., 2011; Rasconi et al., 2015). Além disso, estudos indicam que o aumento da temperatura pode favorecer espécies de menor tamanho corporal, uma vez que elas apresentam taxas metabólicas mais elevadas e são mais eficientes na exploração de recursos em condições térmicas elevadas (Daufresne et al., 2009; Yvon-Durocher et al., 2011).

- (ii) Avaliar o efeito combinado de uma concentração realista do herbicida 2,4-D (2,4-D) e aumento de temperatura de dois cenários futuros proposto pelo IPCC (2023) (2,4-D+CF1 e 2,4-D+CF2) sobre a estrutura da comunidade eclodida (Figura 1a).

Previsão I: De modo similar a Atrazina, esperamos encontrar nos tratamentos 2,4-D+CF1 e 2,4-D+CF2 uma comunidade eclodida com menor abundância e riqueza em comparação ao TC (Figura 1b).

Previsão II: Porém, esperamos encontrar uma dissimilaridade na composição da comunidade eclodida entre os tratamentos da Atrazina e 2,4-D e controle, onde táxons mais tolerantes podem perseverar em temperaturas mais quentes ou dentre os

tratamentos devido a diferença nos ingredientes ativos e formulações químicas entre os herbicidas. A comunidade eclodida pode variar entre os herbicidas devido a diferentes níveis de toxicidade, tolerância ou sensibilidade das espécies de ovos de resistência aos produtos químicos estudados (Navis et al., 2013; Portinho et al., 2021). Portanto, estudar ambos os herbicidas permitem uma compreensão mais abrangente e precisa dos seus impactos nos ecossistemas aquáticos (Figura 1b).

- (iii) Avaliar o efeito da Mistura de concentrações de Atrazina e 2,4-D (Mis) e aumento de temperatura de dois cenários futuros proposto pelo IPCC (2023) (Mis+CF1 e Mis + CF2) sobre a estrutura da comunidade eclodida (Figura 1a).

Previsão I: As misturas de herbicidas podem interagir de maneiras imprevisíveis. Alguns componentes podem aumentar o efeito de outros (sinergismo), enquanto outros podem diminuir este efeito (antagonismo). Neste caso, devido à complexidade e a incerteza, esperamos encontrar resultados positivos (p.ex. aumento da riqueza em comparação com os tratamentos individuais e controle) e/ou negativos (p.ex. diminuição da riqueza em comparação com os tratamentos individuais e controle) sobre a comunidade eclodida, mas que diferem significativamente dos efeitos de cada herbicida isolado (Figura 1 b).

Materiais e Métodos

2. Coleta de sedimento contendo estágios dormentes preservados do Coleta de sedimentos contendo estágios dormentes do zooplâncton

Os sedimentos foram coletados em uma lagoa de contenção localizada na FCL UNESP-Assis, onde se preservam estágios dormentes de zooplâncton que, supostamente, nunca foram expostos a variações significativas de temperatura e herbicidas. Aproximadamente 5 kg de sedimento foram coletados, armazenados em sacos plásticos e transportados para o Laboratório de Ecologia de Invertebrados Aquáticos da UNESP (Navis et al., 2013; Portinho et al., 2018). No laboratório, os sedimentos foram homogeneizados em uma amostra composta (*pooled sample*) para maximizar a disponibilidade de estágios dormentes. Folhas, galhos e outros materiais foram removidos, aumentando a pureza dos estágios para o experimento (Brock et al., 2005).

3. Secagem e Peneiramento do Sedimento

Para preparar o sedimento, ele foi distribuído em bandejas plásticas e seco em uma secadora TECNAL TE-394/2 a 30 °C por três dias, conforme adaptado de métodos estabelecidos. Em seguida, o sedimento seco foi peneirado usando peneiras de 63 µm e 25 µm. Após o peneiramento, o sedimento foi distribuído em 35 unidades experimentais, com 100 g em cada, para os experimentos de eclosão (Figura 2 c e d).

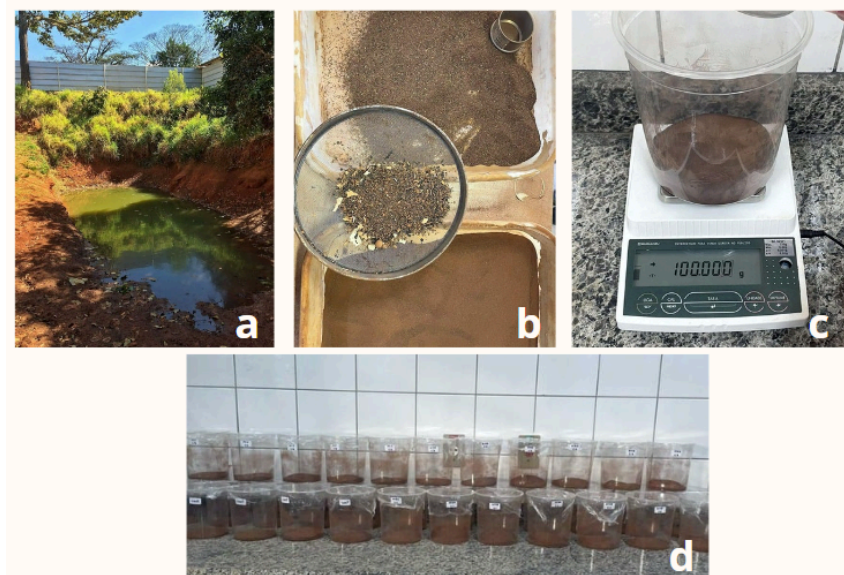


Figura 2. (a) Reservatório em período de estiagem, possibilitando a coleta do sedimento. (b) Processo de refinamento do sedimento. (c) Pesagem de sedimento para cada unidade experimental. (d) As 35 unidades experimentais dispostas em bancada.

4. Determinação das temperaturas experimentais.

A amplitude de variação de temperatura dos dois cenários futuros proposto neste projeto foi apresentada no 6º Relatório de Avaliação do IPCC, 2023. Para os experimentos de eclosão foram utilizados três diferentes temperaturas:

Controle (C): o valor médio da temperatura da água da lagoa a partir de dados coletados de abril de 2023 a abril de 2024. O valor corresponde a 29°C.

Cenário 1 (C1): Esta temperatura considera o cenário SSP 4.5 do IPCC no qual se prevê uma emissão intermediária de gases de efeito estufa na atmosfera, e uma amplitude do aumento da temperatura do ar na ordem de 2,7°C. Sendo assim, o valor de C1 será a soma de C +C1 máximo (29°C + 2,7°C), portanto é T1= 31,8°C.

Cenário 2 (C2): Esta temperatura considera o cenário SSP 8.5 do IPCC no qual se prevê uma grande emissão de gases do efeito estufa, devido ao modelo econômico e uma amplitude do aumento da temperatura do ar na ordem de 4,4 °C. Sendo assim, o valor de C2 será a soma de C+C2 máximo (29°C + 4,4°C). Portanto é C2=33,5°C.

A determinação da temperatura experimental em C1 e C2 utilizando a soma da temperatura do ar e temperatura da água é modelada para lagoas tropicais rasas (cerca de 0–5 m). Essas lagoas rasas são ambientes tipicamente polimíticos com circulações frequentes (diárias), resultando em sistemas bem misturados com temperaturas similares às temperaturas do ar (Esteves, 1998). Portanto, a temperatura ao longo da coluna da água destas lagoas responderá ao aumento.

5. Seleção dos agrotóxicos

Foram selecionados dois agrotóxicos com diferentes modos de ação: o herbicida Atrazina age na destruição do fotossistema II nas plantas e consequente interrupção da fotossíntese (RIZZARDI et al., 2004). A absorção do diuron ocorre predominantemente pelas raízes, sendo baixa a absorção pelas folhas, já o Nortox, 2,4-D pertence as auxinas sintéticas (mimetizadores de auxina) que apresentam rápida absorção foliar e possuem translocação apossimplástica, movendo-se livremente pelo xilema e floema (NORTOX S/A, 2022). Como uma terceira opção de contaminação foi utilizada a mistura dos dois agrotóxicos, já que essa é uma prática usual em muitas culturas, por exemplo a soja (Gazziero, 2015). Esses agrotóxicos foram selecionados por estarem entre os 10 ingredientes ativos mais vendidos no Brasil (IBAMA, 2022). Além disso, esses agrotóxicos já foram detectados em corpos d'água próximos às culturas agrícolas como citado no relatório; “Diagnóstico da contaminação de águas superficiais, subterrâneas e sedimentos por agrotóxicos” CETESB, 2021. Neste projeto, optamos pelo uso de produtos comerciais em vez do ingrediente ativo, a fim de simular a real prática de aplicação em campo.

6. Concentrações dos herbicidas

As concentrações isoladas e em mistura dos herbicidas selecionadas para os tratamentos foram determinadas com base em dados da literatura, especialmente dois

artigos, a saber: i) a partir do estudo de Moreira et al. (2014), que estudaram a sensibilidade de cladóceros em um teste agudo ao herbicida Atrazina, foi definida a concentração de 9,0 mg [a.i.] L⁻¹ para este herbicida e ii) a partir do estudo de Portinho et al. (2018), que realizaram experimento usando como referência a concentração recomendada para controle de pragas de acordo com Giesy et al. (2000), foi definida a concentração de 2,0 mg [a.i.] L⁻¹ para 2,4-D. E uma terceira concentração foi estabelecida levando em consideração umas das grandes práticas na agricultura brasileira de misturar os compostos, seguindo este pensamento, o terceiro tratamento consiste em 9,0 mg [a.i.] L⁻¹ de Atrazina + 2,0 mg [a.i.] L⁻¹ de 2,4-D.

As concentrações nominais foram calculadas a partir da porcentagem do equivalente ácido (w/v) informada no rótulo do produto comercial. A solução do meio foi preparada pela diluição de quantidades específicas de cada composto em água destilada, e em seguida, essa solução foi adicionada aos tratamentos apropriados. A determinação analítica da concentração real dos herbicidas formulados em cada tratamento foi realizada a partir de subamostras da solução-teste. Os herbicidas foram analisados utilizando cromatografia gasosa/espectrometria de massa (GC/MS), conforme os métodos padrão US-EPA 8270 E / 3510 C. As concentrações reais obtidas foram: Atrazina = 6,06 mg/L; 2,4-D = 9,45 mg/L; e na mistura (Atrazina + 2,4-D), as concentrações foram: Atrazina = 6,84 mg/L e 2,4-D = 5,01 mg/L.

7. Delineamento do modelo experimental

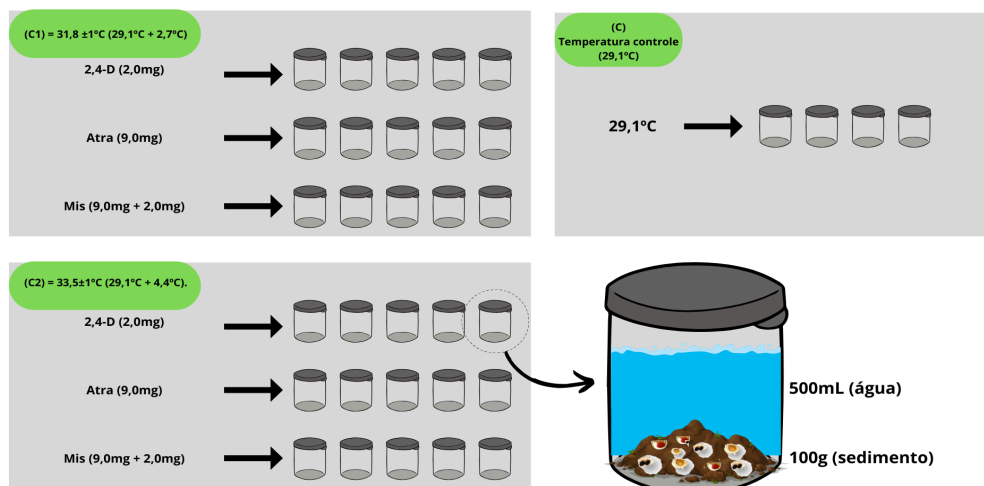


Figura 3. Esquema dos tratamentos para o experimento de eclosão.

Após a preparação das três soluções experimentais, cada unidade experimental foi tratada com 500 mL da solução correspondente ou com água destilada para o controle. Durante o experimento, observou-se rápida evaporação do conteúdo das unidades experimentais devido às altas temperaturas. Para reduzir essa perda, cobriu-se cada unidade experimental com uma camada de filme plástico perfurada com três pequenos orifícios, o que minimizou a evaporação e permitiu a condução do experimento pelos trinta dias propostos. A fim de manter o solo úmido, a metodologia incluiu o reabastecimento de cada unidade experimental com 50 mL de água destilada para controle e 50mL de solução teste a cada três dias.

Os tratamentos foram dispostos em incubadoras separadas. Para esse experimento, utilizaram-se quatro incubadoras tipo B.O.D. (Figura 4a), sendo três do modelo 411F da marca ETHIK e uma do modelo 411B da marca NOVA ÉTICA.

Para a preparação dos cenários experimentais, dois regimes de temperatura foram estabelecidos em incubadoras climatizadas, ajustados com termostatos e monitorados com termômetros de mercúrio para assegurar precisão. Antes do início do experimento, em 11 de julho de 2024, foi conduzido um experimento-piloto de 20 dias

para estabilização das temperaturas; durante esse período, as aferições ocorreram diariamente às 08:00 e às 18:00, para acompanhar as oscilações naturais no ciclo de fotoperíodo de 12 horas claro/12 horas escuro imposto nas incubadoras (material complementar).

Em cada incubadora, foram alocadas duas bandejas de plástico com capacidade de 10 litros, exceto na incubadora destinada ao cenário “Controle,” (Figura 4c) que requereu apenas uma bandeja para comportar as cinco réplicas. Nos tratamentos combinando temperatura e herbicida, os termostatos foram posicionados ao centro das bandejas, mantendo as temperaturas específicas de 31,8°C para o cenário C1 e 33,5°C para o cenário C2. Cada bandeja continha cinco réplicas do cenário correspondente, garantindo a homogeneidade entre os tratamentos.

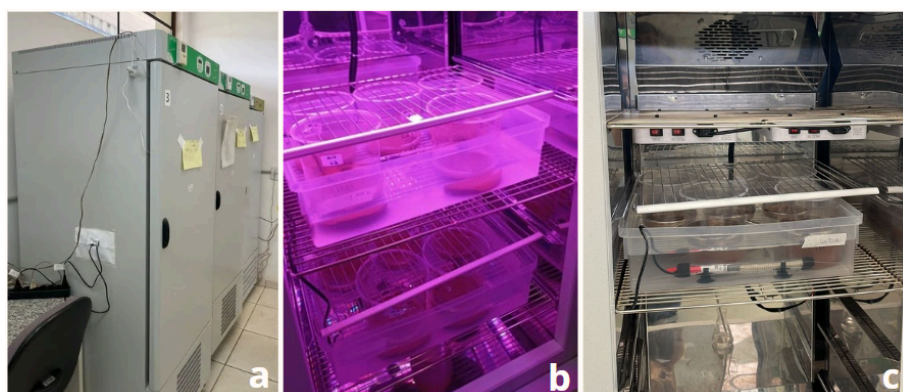


Figura 4. (a) Estufas utilizadas durante o experimento. (b) Bandejas dispostas nas estufas com as unidades experimentais identificadas por réplica e temperatura. (c) Estufa controle com uma bandeja pois não havia diferença de temperatura neste tratamento.

O experimento teve a duração de 30 dias, durante o período foram estabelecidos períodos de coleta dos indivíduos eclodidos, para o aferimento da abundância de táxons. Foi estabelecido um período com um intervalo de 5 dias entre cada coleta, sendo; T1 (5º dia de experimento), T2 (10º dia de experimento), T3 (15º dia de experimento), T4 (20º dia de experimento), T5 (25º dia de experimento) e T6 (30º e último dia de

experimento). Todas as amostras coletadas nos períodos estabelecidos foram fixadas com Formol 4%. Após a fixação das amostras, as mesmas tiveram 30% do seu total analisado, as amostras foram padronizadas em 15ml no processo de contagem e identificação entre os tratamentos.

8. Análise de dados

Para avaliar o efeito do herbicida e da interação entre diferentes temperaturas sobre a resposta de eclosão de ovos dormentes de zooplâncton, utilizamos Modelos Lineares Generalizados com estrutura de erro binomial negativa (GLM.nb). Essa abordagem é apropriada para dados de contagem que apresentam superdispersão, o que é comum em dados de eclosão (Lindén & Mäntyniemi, 2011). A variável categórica "herbicida" foi incluída como fator no modelo, permitindo a comparação entre os diferentes tratamentos. Além disso, consideramos a interação entre o herbicida e as duas temperaturas testadas, o que nos possibilitou investigar se o efeito do herbicida na eclosão dos ovos dormentes varia com a temperatura. O termo "zooplâncton total" refere-se à abundância e riqueza combinadas de microcrustáceos e rotíferos. Análises separadas foram realizadas para os dados de cada grupo de táxons de microcrustáceos (cladóceros e copépodes) e rotíferos. Os GLMs foram executados utilizando a função `glm.nb` do pacote MASS (Venables & Ripley, 2002). Para análise de dados foram utilizados dois pacotes no Software RStudio (RStudio, Inc) e R Project (Versão 4.2.1) o Vegan (Versão 2.6-8) e o Tidyr (Versão 1.3.1)

Resultados e Discussão

Um total de 14 táxons, composto por 3 microcrustáceos e 10 rotíferos, foram identificados durante a experiência de incubação em todos os tratamentos (Tabela 1).

Tabela 1. Abundância das eclosões dos ovos de resistência dos táxons presentes por tratamento.

Táxons	Controle	Mis C1	Mis C2	2,4-D C1	2,4-D C2	Atra C1	Atra C2
<i>Asplanchna sieboldii</i>	706,3	137,86	216,03	534,45	550,01	234,53	340,63
<i>Anuraeopsis fissa</i>	0	0	18,25	2,61	0	0	2,61
<i>Brac. angularis</i>	88,61	0	0	28,64	10,41	0	52,08
<i>Brac. calyciflorus</i>	431,46	25,03	12,53	93,76	181,275	47	56,3
<i>Bdelloidea</i> sp.	587,56	1584,6	1181,3	146,94	134,45	1247	1212,63
<i>Cephalodella</i>	0	312,53	93,76	0	346,9	6,26	0
<i>Hexarthra intermedia</i>	193,83	0	6,26	75,05	21,89	25,03	0
<i>Lecane cornuta</i>	28,66	6,26	0	0	6,26	3,13	3,13
<i>Lecane elsa</i>	387,6	3,13	21,86	18,76	1615,76	31,26	0
<i>Polyarthra</i> sp.	3,13	3,13	0	0	0	0	3,13
<i>Trichocerca similis</i>	68,83	0	0	0	68,76	0	0
<i>Moina minuta</i>	659,53	537,63	693,8	396,91	622	662,56	487,6
<i>Macrothrix</i> sp.	709,46	0	3,4	12,525	903,2	12,5	3,13
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	3931,36	25,06	12,53	50,03	556,31	18,8	31,33
<i>Total</i>							

Zooplâncton Total

A análise revelou que isolado, o herbicida Atrazina não teve efeito significativo sobre a abundância do zooplâncton total em comparação ao controle (Figura 4, Tabela b). No entanto, a combinação de herbicidas (Atrazina + 2,4-D) resultou em uma redução significativa na abundância. Quanto ao 2,4-D, observou-se uma interação com a temperatura: no cenário de 31,8 °C, o 2,4-D reduziu a abundância do zooplâncton eclodido, enquanto a temperatura de 33,5 °C, associada ao 2,4-D, levou a um aumento na abundância ($p < 0,001$). Os resultados observados corroboram estudos anteriores que indicam que a interação entre temperatura elevada e agrotóxicos pode amplificar seus efeitos tóxicos sobre comunidades aquáticas. Figueiredo et al. (2020) destacam que temperaturas mais altas podem exacerbar o estresse químico causado por agrotóxicos, promovendo alterações significativas na abundância de zooplâncton. Esse efeito sinérgico entre temperatura e herbicidas é consistente com os dados obtidos neste

estudo, particularmente no cenário de 33,5 °C associado ao 2,4-D, onde foi observado um aumento na abundância do zooplâncton total. Esse fenômeno pode estar relacionado à seleção de táxons mais tolerantes, como sugerido por estudos com *Daphnia magna* (Navis et al., 2018). Esse efeito foi reforçado pelo teste de Tukey, indicando que o aumento de temperatura amplificou a toxicidade do 2,4-D e a interação entre herbicidas e altas temperaturas.

Em relação à riqueza de táxons, nenhum tratamento apresentou efeito significativo em comparação ao controle. As trajetórias temporais mostraram um aumento cumulativo na abundância de zooplâncton no tratamento controle e no 2,4-D a 33,5 °C a partir da terceira semana (T3), refletindo a resiliência de certos táxons em condições de alta temperatura, mesmo com a presença de herbicidas (Figura 6a).

Rotifera

Para o grupo Rotifera, a Atrazina e a mistura de herbicidas não demonstraram efeitos negativos significativos na abundância em relação ao controle (Figura 5, Tabela c). No entanto, houve uma interação significativa entre o 2,4-D e a temperatura, similar ao zooplâncton total: a combinação do 2,4-D com a temperatura de 31,8 °C reduziu a abundância dos rotíferos, enquanto o tratamento com 2,4-D a 33,5 °C aumentou essa abundância ($p < 0,001$).

Os efeitos diferenciados do 2,4-D em temperaturas elevadas, reforçam a ideia de uma interação complexa entre temperatura e toxicidade. A sobrevivência de *Philodina sp.* em cenários de estresse químico e térmico, descrita por Snell et al. (2017), é um exemplo de como alguns táxons podem demonstrar maior resiliência. Esse padrão se reflete nos dados de eclosão cumulativa, onde os tratamentos de alta temperatura

associados ao 2,4-D (33,5 °C) apresentaram aumento significativo na abundância de Rotifera a partir de T3.

Os dados cumulativos de eclosão indicaram que tanto o controle quanto o tratamento 2,4-D a 33,5 °C mostraram aumento na eclosão a partir de T3. A riqueza de Rotifera não foi significativamente afetada por nenhum dos tratamentos. Esses achados sugerem que, embora alguns rotíferos possam ser sensíveis ao 2,4-D em temperaturas elevadas, outros são capazes de prosperar a essas condições, mostrando uma interação complexa entre temperatura e toxicidade.

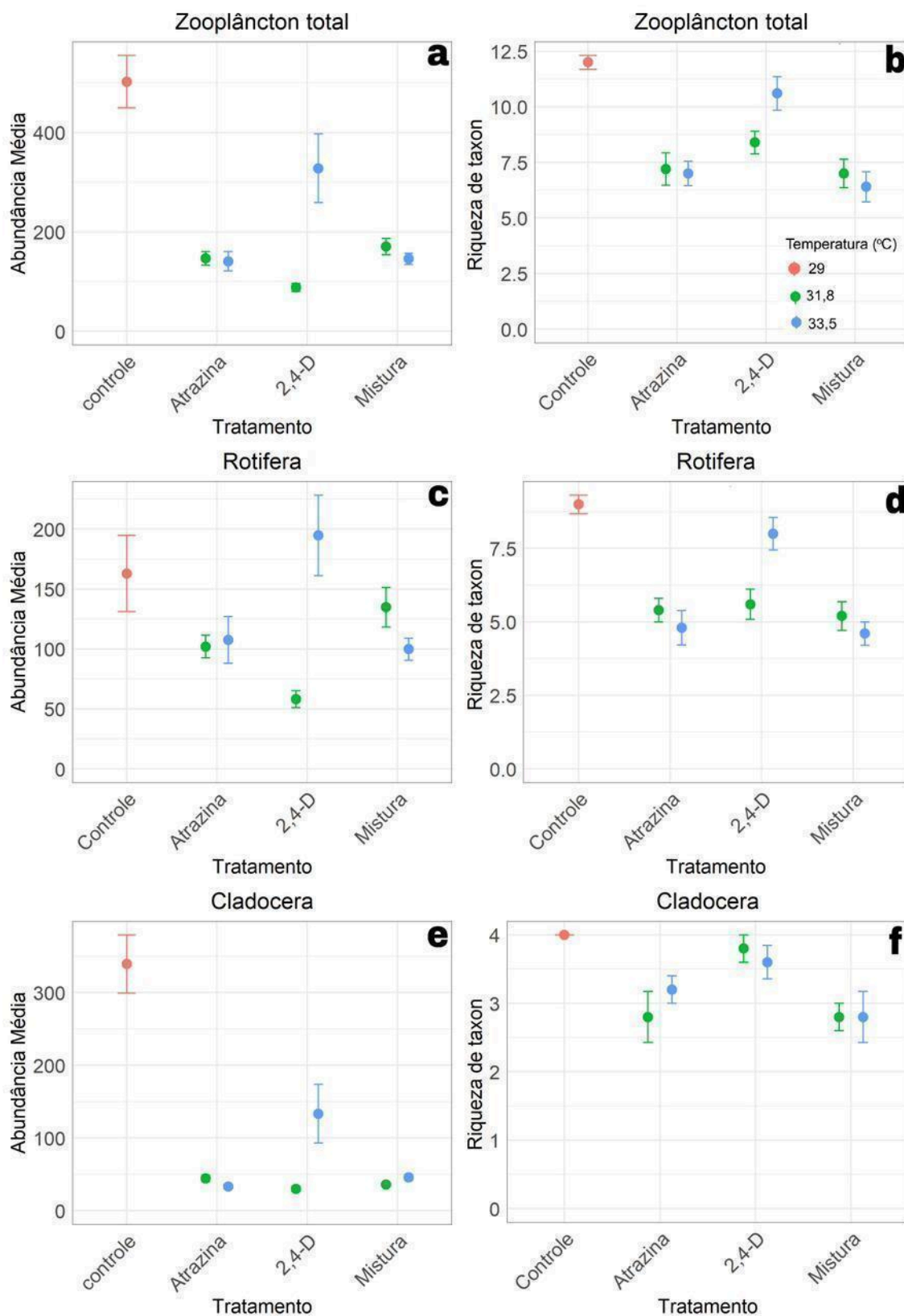


Figura 5. Efeito dos tratamentos Atrazina, 2,4-D a mistura na abundância total e riqueza de táxons do zooplâncton total (**a** e **b**), Rotifera (**c** e **d**) e Cladocera (**e** e **f**) eclodidos. Valores médios das quatro réplicas $\pm$ Erro Padrão.

Tabela 2. Valores de z e os valores de p obtidos a partir de modelos estatísticos que avaliam o efeito dos tratamentos (Atrazina, 2,4-D, Mistura) e da temperatura na abundância e riqueza de táxons do zooplâncton total, Rotifera e Cladocera. Os valores de de p estão em negrito, NA = Nada.

Zooplâncton total				
	Abundância		Riqueza de táxon	
	z value	p	z value	p
(Intercept)	4.268,000	0,001	1.117	0,264
Atrazina	-0,860	0,390	-0,249	0,804
2,4-D	-7.055,000	0,001	-1.031	0,302
Mistura	-3.404,000	0,001	-1.080	0,28
Temperatura	-1.008,000	0,313	-0,342	0,733
Atrazina vs. Temperatura	0,537	0,592	0,167	0,867
2,4-D vs. Temperatura	6.506,000	0,001	0,958	0,338
Mistura vs. Temperatura	NA	NA	NA	NA
Rotifera				
	Abundância		Riqueza de táxon	
	z value	p	z value	p
(Intercept)	3.538,000	0,001	0,957	0,339
Atrazina	-6.009,000	0,001	-1.355,000	0,175
2,4-D	-1.418,000	0,156	-0,076	0,940
Mistura	0,349	0,727	-0,909	0,363
Temperatura	-1.634,000	0,102	-0,428	0,668
Atrazina vs. Temperatura	5.756,000	0,001	1.269,000	0,204
2,4-D vs. Temperatura	1.357,000	0,175	0,012	0,990
Mistura vs. Temperatura	NA	NA	NA	NA
Cladocera				
	Abundância		Riqueza de táxon	
	z value	p	z value	p
(Intercept)	0,738	0,461	0,253	0,800
Atrazina	1324,000	0,185	-0,302	0,763
2,4-D	-4870,000	0,001	0,104	0,918
Mistura	-6908,000	0,000	-0,559	0,576
Temperatura	1170,000	0,242	0,000	1000,000
Atrazina vs. Temperatura	-1798,000	0,001	0,254	0,800
2,4-D vs. Temperatura	4221,000	0,001	-0,108	0,914
Mistura vs. Temperatura	NA	NA	NA	NA

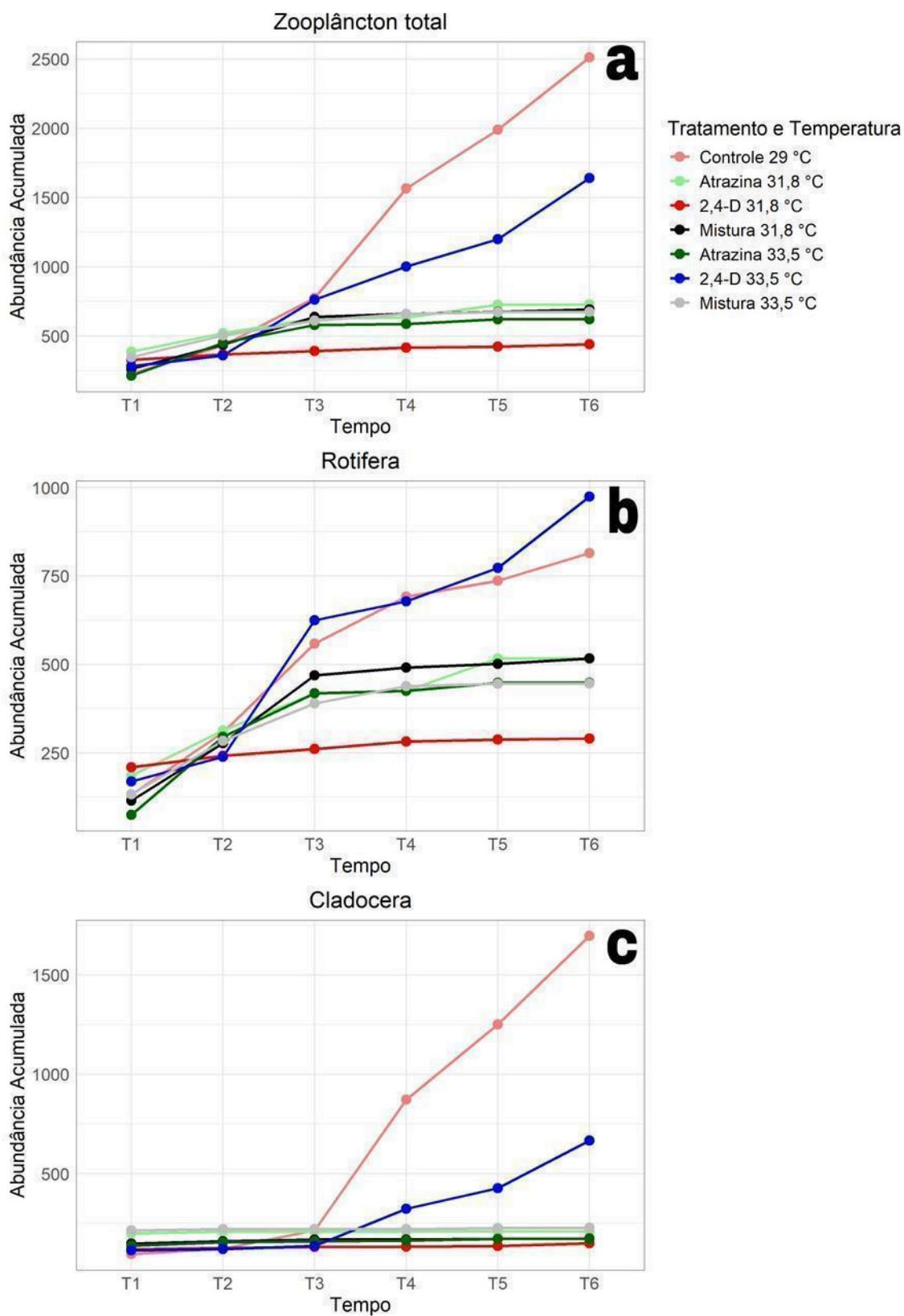


Figura 6. A abundância cumulativa do (a) zooplâncton total, (b) Rotifera e (c) Cladocera que emergiram durante os 28 dias do experimento de eclosão. Os valores representam os dados médios de quatro réplicas

de cada dia de amostragem. T1 = 1^o semana, T2 = 2^o semana, T3 = 3^o semana, T4 = 4^o semana, T5 = 5^o semana, T6 = 6^o semana.

Grupo Cladocera

Para o grupo Cladocera, resultados similares foram observados. A Atrazina não teve impacto significativo na abundância de cladóceros, mas a mistura de herbicidas (Atrazina + 2,4-D) reduziu a abundância de forma significativa ($p < 0,001$; Coors & De Meester, 2008). No entanto, a mistura de herbicidas (Atrazina + 2,4-D) resultou em uma redução significativa na abundância ($p < 0,001$). Esse efeito sugere uma possível interação entre os compostos, onde a combinação dos herbicidas pode ter intensificado os impactos tóxicos sobre os organismos. Enquanto a Atrazina isolada não foi suficiente para reduzir a abundância de forma estatisticamente significativa, sua combinação com o 2,4-D pode ter potencializado os efeitos deletérios, seja por mecanismos sinérgicos ou aditivos. Além disso, diferenças no modo de ação dos herbicidas e uma menor variabilidade na resposta dos organismos à mistura podem ter aumentado a detecção estatística desse efeito.

A interação entre o 2,4-D e a temperatura também mostrou efeitos contrastantes: enquanto a temperatura de 31,8 °C reduziu a abundância de cladóceros expostos ao 2,4-D, a temperatura de 33,5 °C aumentou essa abundância (Figura 5). Coors & De Meester (2008) destacam que agrotóxicos como o 2,4-D podem ter impactos diferenciados em comunidades de Cladocera, dependendo do contexto ambiental, incluindo a temperatura. Esses dados são alinhados às observações de que temperaturas mais elevadas podem tanto mitigar quanto exacerbar os impactos dos agrotóxicos, dependendo do táxon dominante (Figueiredo et al., 2020). A análise de Tukey confirma

que o cenário de maior temperatura (33,5 °C) exacerba a toxicidade dos herbicidas, especialmente quando combinados.

A riqueza de Cladocera não foi significativamente alterada por nenhum tratamento. A análise temporal dos dados de eclosão acumulada indica que o tratamento controle e o 2,4-D a 33,5 °C apresentaram um aumento na eclosão dos cladóceros a partir de T3, enquanto os demais tratamentos mostraram menor ou nenhuma eclosão ao longo do tempo.

A análise temporal da eclosão acumulada (Figura 6) sugere que os cladóceros, assim como os rotíferos, apresentam táxons com maior resiliência em condições extremas de temperatura, particularmente sob tratamentos de 33,5 °C.

Conclusão

Os resultados deste estudo evidenciam a complexa interação entre múltiplos estressores – temperatura elevada e exposição a herbicidas – sobre a eclosão de ovos de resistência e a abundância das comunidades zooplantônicas. A toxicidade significativa do herbicida 2,4-D foi intensificada em cenários de aquecimento moderado (31,8 °C), reduzindo a abundância das comunidades, mas, paradoxalmente, favorecendo a eclosão em condições extremas (33,5 °C). A atrazina, embora tenha apresentado efeitos isolados menos expressivos, intensificou os impactos negativos quando combinada com o 2,4-D, reforçando a sinergia entre estressores químicos e térmicos.

Apesar de a riqueza de táxons não ter sido significativamente afetada pelos tratamentos, as mudanças na composição taxonômica ao longo do tempo evidenciam respostas diferenciadas dos grupos zooplantônicos. Gêneros como *Bdelloidea* sp.

demonstraram maior tolerância e adaptabilidade às condições adversas, enquanto outros, como *Ilyocryptus spinifer*, foram severamente impactados, destacando vulnerabilidades específicas dentro da comunidade zooplanctônica.

Os efeitos amplificados dos herbicidas em cenários de alta temperatura revelam uma perspectiva preocupante para os ecossistemas aquáticos frente às mudanças climáticas, uma vez que o aumento térmico pode potencializar a toxicidade de poluentes, ameaçando a estabilidade e a resiliência desses sistemas (Gyllström & Hansson, 2004; Coors & De Meester, 2008; Moe et al., 2013). Nesse contexto, o banco de ovos de resistência assume um papel crítico no restabelecimento das comunidades zooplanctônicas, mas os resultados sugerem que esse importante recurso pode ser comprometido em face do aquecimento global e do uso intensivo de herbicidas.

Material Complementar

Por favor, solicite acesso do material complementar via contato com o primeiro autor. E-mail: amanda.cstf@gmail.com.

Referências

ARAÚJO, L. R. et al. Zooplankton resting egg banks in permanent and temporary tropical aquatic systems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 25, n. 3, p. 235-245, set. 2013. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x2013000300004>.

BONFLEUR, E. J. et al. Effects of 2,4-D herbicide on tropical freshwater microalgae: *Selenastrum capricornutum* and *Ankistrodesmus gracilis*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 27, n. 1, p. 1–9, 2015.

BROCK, M. A. et al. Drought and aquatic community resilience: the role of eggs and seeds in sediments of temporary wetlands. *Freshwater Biology*, v. 50, n. 9, p. 1207–1223, 2005.

COORS, A.; DE MEESTER, L. Synergistic, antagonistic and additive effects of multiple stressors: Predation threat, parasitism and pesticide exposure in *Daphnia magna*. *Journal of Applied Ecology*, v. 45, p. 1820–1828, 2008.

DAUFRESNE, M.; LENGFELLNER, K.; SOMMER, U. Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 106, n. 31, p. 12788-12793, 2009. DOI: <10.1073/pnas.0902080106>.

DE SCHAMPHELAERE, K. A. C. et al. Environmental stress and rapid evolution in populations of *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 33, n. 6, p. 1376–1385, 2014.

DE STASIO JUNIOR, B. T. The role of dormancy and emergence patterns in the dynamics of zooplankton communities. *Limnology and Oceanography*, v. 35, n. 5, p. 1079–1090, 1990.

ESTEVEES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 226 p.

FEKETE, A. et al. The effects of temperature on the toxicity of herbicides to aquatic organisms. *Environmental Pollution*, v. 224, p. 226–234, 2017.

FIGUEIRÊDO, L. P. et al. Influence of temperature on the toxicity of the elutriate from a pesticide contaminated soil to two cladoceran species. *Ecotoxicology*, v. 31, n. 6, p. 956-966, 7 jun. 2022. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <10.1007/s10646-022-02560-4>.

GAZZIERO, D. L. P. Misturas de agrotóxicos em tanque nas propriedades agrícolas do Brasil. *Planta Daninha*, v. 33, n. 1, p. 83–92, mar. 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-83582015000100010>.

GIESY, J. P. et al. Ecotoxicological risk assessment for Roundup herbicide. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 167, p. 35–120, 2000. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4612-1156-3_2. Acesso em: 16 maio 2023.

GUTIÉRREZ, M. F.; BATTAUZ, Y. S.; FLORES-MENDEZ, D. N. Comparative analysis of ex situ zooplankton hatching methods. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 36, e23, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X11323>.

CAISSO, M. E. Influence of glyphosate on the hatching of zooplankton resting eggs: Effects on embryonic development, emergence success, and naupliar survival of *Argyrodiaptomus falcifer*. *Environmental Pollution*, v. 230, p. 731–740, 2017.

GYLLSTRÖM, M.; HANSSON, L. A. Dormancy in freshwater zooplankton: Induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. *Aquatic Sciences*, v. 66, n. 3, p. 274–295, 2004.

GRAYMORE, M.; STAGNITTI, F.; ALLISON, G. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. *Environment International*, v. 26, n. 7–8, p. 483–495, 2001.

HAIRSTON, N. G. et al. Rapid evolution revealed by dormant eggs. *Nature*, v. 401, p. 446, 1999.

IBAMA. Constituição (2022). Boletins Anuais de Produção, Importação, Exportação e Vendas de Agrotóxicos no Brasil. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>. Acesso em: 12 nov. 2024.

- LINDÉN, A.; MANTYNIEMI, S.** Using the negative binomial distribution to model overdispersion in ecological count data. *Ecology*, v. 92, n. 7, p. 1414–1421, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1890/10-1831.1>.
- MCCARTY, J. P.; BORGERT, C. J.** Climate change and the environmental effects of multiple stressors on aquatic organisms. *Environmental Science & Technology*, v. 40, n. 21, p. 6373–6380, 2006.
- MOE, S. J. et al.** Climate change and multiple stressors in freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, v. 19, n. 9, p. 2763–2773, 2013.
- MOREIRA, R. A. et al.** A comparative study of the acute toxicity of the herbicide atrazine to cladocerans *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia silvestrii* and *Macrothrix flabelligera*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 26, n. 1, p. 1–8, 2014. <https://www.biodiversitylibrary.org/part/139347>. Acesso em: 16 maio 2023.
- NAVIS, S.; WATERKEYN, A.; DE MEESTER, L. et al.** Acute and chronic effects of exposure to the juvenile hormone analog fenoxycarb during sexual reproduction in *Daphnia magna*. *Ecotoxicology*, v. 27, p. 627–634, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10646-018-1935-3>.
- NORTOX S/A.** JIAMUSI HEILONG AGRICULTURAL AND INDUSTRIAL CHEMICAL LTD. N° 114 Changan Road - Jiamusi City - Heilongjiang Province – China, 2022. Disponível em: https://www.adapar.pr.gov.br/sites/adapar/arquivos_restritos/files/documento/2022-09/24dnortox.pdf. Acesso em: 05 mar. 2025.
- PANARELLI, E. A.; CASANOVA, S. M. C.; HENRY, R.** The role of resting eggs in the recovery of zooplankton community in a marginal lake of the Paranapanema River (São Paulo, Brazil), after a long drought period. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 20, p. 73–88, 2008.
- PAES, T. A.; ROCHA, O.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.** Effects of temperature increase on the hatching of zooplankton resting eggs from tropical reservoirs. *Brazilian Journal of Biology*, v. 76, n. 1, p. 1–9, 2016.
- PORTINHO, J. L.; NIELSEN, D. L.; DARÉ, L.; HENRY, R.; OLIVEIRA, R. C.; BRANCO, C. C. Z.** Mixture of commercial herbicides based on 2,4-D and glyphosate mixture can suppress the emergence of zooplankton from sediments. *Chemosphere*, v. 203, p. 151-159, jul. 2018. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.156>.

PORTINHO, J. L.; OLIVEIRA, G. T.; BRANCO, C. W. C. Resting egg banks can facilitate recovery of zooplankton communities after short exposure to glyphosate. *Ecotoxicology*, v. 30, n. 2, p. 231–241, 2021.

RASCONI, S. et al. Effects of warming and browning on planktonic microfauna in alpine lakes: A mesocosm study. *Freshwater Biology*, v. 60, n. 9, p. 1882–1895, 2015.

RIZZARDI, M. A.; KARAM, D.; CRUZ, M. B. Manejo e controle de plantas daninhas em milho e sorgo. In: **VARGAS, L.; ROMAN, E. S.** (Eds.). *Manual de manejo e controle de plantas daninhas*. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2004. p. 571–594.

SNELL, T. W.; JOHNSTON, R. K.; MATTHEWS, A. B. Freshwater toxicity testing using rehydrated *Philodina* sp. (Rotifera) as test animals. *Environmental Toxicology*, v. 32, n. 10, p. 2267–2276, 2017. DOI: <10.1002/tox.22442>.

VADADI-FÜLÖP, C.; HUFNAGEL, L. Climate change and freshwater zooplankton: What does it boil down to? *Aquatic Ecology*, v. 48, n. 4, p. 501–516, 2014.

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. *Modern Applied Statistics with S*. Springer, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-0-387-21706-2>.

YVON-DUROCHER, G. et al. Warming alters the size spectrum and shifts the distribution of biomass in freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, v. 17, n. 4, p. 1681–1694, 2011. DOI: <10.1111/j.1365-2486.2010.02321.x>.