

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

**ANDRÉ LUIZ STOCCO**

**CARACTERIZAÇÃO TAXONÔMICA, ECOLÓGICA E DINÂMICA TEMPORAL DA  
COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DE UM RESERVATÓRIO ARTIFICIAL  
URBANO E AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL DE RISCO ECOTOXICOLÓGICO EM  
UM CENÁRIO MULTI-ESTRESSOR**

Assis  
2025



**ANDRÉ LUIZ STOCCO**

**CARACTERIZAÇÃO TAXONÔMICA, ECOLÓGICA E DINÂMICA TEMPORAL DA  
COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DE UM RESERVATÓRIO ARTIFICIAL  
URBANO E AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL DE RISCO ECOTOXICOLÓGICO EM  
UM CENÁRIO MULTI-ESTRESSOR**

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. Ciro César Zanini Branco (UNESP)

Coorientador(a): Prof(a). Dr(a). Juliana Pomari (UNESP)

Coorientador(a): Prof(a). Dr(a). Andrea Tucci (IPA)

Assis

2025

S864c

Stocco, André Luiz

Caracterização taxonômica, ecológica e dinâmica temporal da comunidade fitoplanctônica de um reservatório artificial urbano e avaliação experimental de risco ecotoxicológico em um cenário multi-estressor / André Luiz Stocco. -- Assis, 2025

89 p. : il., tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências e Letras, Assis

Orientador: Ciro César Zanini Branco

Coorientadora: Juliana Pomari

1. Reservatórios artificiais urbanos. 2. Fitoplâncton de água doce. 3. Variação sazonal. 4. Mudanças climáticas globais. 5. Herbicidas. I. Título.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Assis



ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE Mestrado de ANDRÉ LUIZ STOCCO, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOCIÊNCIAS, DA FACULDADE DE CIÊNCIAS E LETRAS - CÂMPUS DE ASSIS.

Aos 09 dias do mês de junho do ano de 2025, às 14h, por meio de Videoconferência, realizou-se a defesa de DISSERTAÇÃO DE Mestrado de ANDRÉ LUIZ STOCCO, intitulada

**CARACTERIZAÇÃO DE COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E AVALIAÇÃO DE RISCO ECOTOXICOLÓGICO EM UM CENÁRIO MULTI ESTRESSOR, que foi alterado para:**

**"CARACTERIZAÇÃO TAXONÔMICA, ECOLÓGICA E DINÂMICA TEMPORAL DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DE UM RESERVATÓRIO ARTIFICIAL URBANO E AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL DE RISCO ECOTOXICOLÓGICO EM UM CENÁRIO MULTI-ESTRESSOR" por solicitação da Comissão Examinadora.** A Comissão

Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof. Dr. CIRO CESAR ZANINI BRANCO (Participação Virtual) do(a) UNESP/FCL - Assis, Prof. Dr. JOAO ALEXANDRE SAVIOLO OSTI (Participação Virtual) do(a) Universidade de Guarulhos (UnG), Prof. Dr. LUCAS KORTZ VILAS BOAS (Participação Virtual) do(a) UNESP - Rio Claro. Após a exposição pelo mestrando e arguição pelos membros da Comissão Examinadora que participaram do ato, de forma presencial e/ou virtual, o 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. CIRO CESAR ZANINI BRANCO

## **AGRADECIMENTOS**

Ao concluir esta dissertação, não posso deixar de expressar minha gratidão a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

Agradeço, em primeiro lugar, aos meus orientadores, Ciro César Zanini Branco, Andrea Tucci e Juliana Pomari, por suas orientações dedicadas, paciência e apoio ao longo de todo o processo, sempre me incentivando a buscar o melhor em cada etapa.

Aos meus amigos e familiares, por serem meu alicerce emocional durante os desafios deste percurso. Em especial, agradeço a Rebeca minha namorada, por todo apoio e incentivo, agradeço a Maria Elizabeth dos Santos, José Luiz Stocco, Daniele Stocco e Karoline Stocco (minha mãe, pai e irmãs), pelo incentivo incondicional e por acreditarem no meu potencial.

Aos colegas do Laboratório de Biologia Aquática da UNESP Assis, pela colaboração, troca de conhecimentos e momentos compartilhados durante as atividades em campo e experimentais e discussões científicas, Amanda Costa, João Carrasco, Iuri Campos, Clara. Agradeço também aos amigos para além do ambiente acadêmico, que sempre acreditaram em mim e me incentivaram, Carlos Takashi, Gustavo Wolfarth, Jean Alves, Luan Coelho, Phillip Engelking e Thomaz Barreto.

Ao Instituto de Pesquisas Ambientais e demais parceiros institucionais, que viabilizaram a realização deste projeto por meio de infraestrutura, dados e conhecimentos técnicos indispensáveis.

À FAPESP, processo 2023/18072-0, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP).

Por fim, dedico este trabalho a todos os profissionais que empenham-se no estudo e preservação dos ecossistemas aquáticos, cuja importância é inestimável para a sustentabilidade do planeta.

A todos meu mais sincero muito obrigado!

## RESUMO GERAL

O presente estudo investigou a comunidade fitoplanctônica de um reservatório artificial urbano no sudeste do Brasil, abordando sua dinâmica ecológica natural (Capítulo I) e sua resposta a estressores antrópicos em um cenário de mudanças climáticas (Capítulo II). No primeiro capítulo, foram identificados 67 táxons fitoplanctônicos, com predominância de Chlorophyceae, Cyanobacteria e Cryptophyceae, cuja distribuição sazonal foi influenciada por variáveis abióticas, como condutividade elétrica, precipitação e temperatura, evidenciando padrões distintos entre os períodos de seca e cheia. A estabilidade da coluna d'água na primavera/verão favoreceu a formação de um grupo coeso na composição da comunidade, enquanto no outono/inverno não houve um padrão claro de agrupamento. No segundo capítulo, avaliou-se experimentalmente os efeitos combinados dos herbicidas atrazina e 2,4-D, isolados e em mistura, sob condições de aquecimento global (cenário SSP2-4.5 do IPCC). Os resultados demonstraram que, embora a exposição aos herbicidas não tenha alterado significativamente a riqueza, diversidade ou biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*), a mistura dos contaminantes reduziu a fotossíntese líquida, indicando comprometimento funcional da comunidade. Além disso, observou-se mudanças na densidade e estrutura taxonômica, ressaltando a sensibilidade do fitoplâncton a múltiplos estressores. Em conjunto, os resultados destacam a importância ecológica dos reservatórios urbanos, que, além de cumprirem funções de manejo hídrico, sustentam a biodiversidade aquática vulnerável a alterações ambientais e poluição. Este estudo fornece subsídios para a gestão de ecossistemas lênticos em contextos de urbanização e mudanças climáticas, reforçando a necessidade de monitoramento integrado de fatores naturais e antrópicos.

**Palavras-chave:** Reservatórios artificiais urbanos, Fitoplâncton de água doce, Variação sazonal, Mudanças climáticas globais, Herbicidas.

## **GENERAL ABSTRACT**

This study investigated the phytoplankton community of an urban artificial reservoir in southeastern Brazil, addressing its natural ecological dynamics (Chapter I) and its response to anthropogenic stressors under a climate change scenario (Chapter II). In the first chapter, 67 phytoplankton taxa were identified, predominantly Chlorophyceae, Cyanobacteria, and Cryptophyceae. Their seasonal distribution was influenced by abiotic variables such as electrical conductivity, precipitation, and temperature, demonstrating distinct patterns between dry and wet seasons. The stability of the water column in spring/summer favored the formation of a cohesive group in the community composition, while in autumn/winter there was no clear clustering pattern. In the second chapter, the combined effects of the herbicides atrazine and 2,4-D, alone and in mixtures, were experimentally evaluated under global warming conditions (IPCC SSP2-4.5 scenario). The results demonstrated that, although exposure to herbicides did not significantly alter phytoplankton richness, diversity, or biomass (chlorophyll a), the mixture of contaminants reduced net photosynthesis, indicating community functional impairment. Furthermore, changes in density and taxonomic structure were observed, highlighting the sensitivity of phytoplankton to multiple stressors. Taken together, the results highlight the ecological importance of urban reservoirs, which, in addition to fulfilling water management functions, support aquatic biodiversity vulnerable to environmental changes and pollution. This study provides insights for the management of lentic ecosystems in contexts of urbanization and climate change, reinforcing the need for integrated monitoring of natural and anthropogenic factors.

**Keywords:** Urban artificial reservoirs, Freshwater phytoplankton, Seasonal variation, Global climate change, Herbicides

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>8</b>
<b>1.1 OBJETIVOS GERAIS.....</b>	<b>16</b>
<b>1.2 REFERÊNCIAS.....</b>	<b>17</b>
<b>2 CAPÍTULO I - COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DE UM RESERVATÓRIO ARTIFICIAL URBANO NO SUDESTE DO BRASIL: CARACTERIZAÇÃO TAXONÔMICA, ECOLÓGICA E DINÂMICA TEMPORAL.....</b>	<b>22</b>
<b>2.1 RESUMO.....</b>	<b>22</b>
<b>2.1.1 ABSTRACT.....</b>	<b>23</b>
<b>2.2 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>24</b>
<b>2.3 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>27</b>
<b>2.4 RESULTADOS.....</b>	<b>34</b>
<b>2.5 DISCUSSÃO.....</b>	<b>46</b>
<b>2.6 CONCLUSÃO.....</b>	<b>51</b>
<b>2.7 REFERÊNCIAS.....</b>	<b>52</b>
<b>3 CAPÍTULO II - EFEITOS DOS HERBICIDAS ATRAZINA E 2,4-D ISOLADOS E EM MISTURA SOBRE A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DE UM RESERVATÓRIO ARTIFICIAL EM UM CENÁRIO DE AQUECIMENTO GLOBAL..</b>	<b>60</b>
<b>3.1 RESUMO.....</b>	<b>60</b>
<b>3.1.1 ABSTRACT.....</b>	<b>61</b>
<b>3.2 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>62</b>
<b>3.3 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>65</b>
<b>3.4 RESULTADOS.....</b>	<b>71</b>
<b>3.5 DISCUSSÃO.....</b>	<b>79</b>
<b>3.6 CONCLUSÃO.....</b>	<b>83</b>
<b>3.7 REFERÊNCIAS.....</b>	<b>85</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas aquáticos continentais correspondem aos vários habitats de águas doces e são componentes vitais da nossa biosfera uma vez que, não apenas possibilitam, mas participam ativamente dos processos de fluxo de materiais entre os ambientes terrestres, aquáticos e atmosfera (Dudgeon *et al.*, 2006; Cline *et al.*, 2011), contribuindo assim para os ciclos biogeoquímicos regionais e globais. Esses ecossistemas são de imensa importância devido ao seu significado ecológico, valor econômico e prestação de serviços essenciais, como abastecimento da população, saneamento básico e geração de energia (Rebouças *et al.*, 2002; Souza *et al.*, 2014). Além disso, são reconhecidos como “*hotspots*” da biodiversidade, especialmente para as regiões tropicais e subtropicais, onde se observa elevada riqueza de espécies, que interagem entre si e formam comunidades complexas. Em termos de biodiversidade, as águas interiores brasileiras são de enorme importância global para manutenção da diversidade de algas (25% das espécies do mundo), poríferas (Demospongiae, 33%), Rotifera (25%), Cladocera (Branchiopoda, 20%) e peixes (21%) (Agostinho *et al.*, 2005).

Reconhecida a importância dos ecossistemas aquáticos continentais, ressalta-se o papel das comunidades fitoplanctônicas, pois são produtores primários e, portanto, ocupam um nível trófico fundamental nestes sistemas (Broccoli *et al.*, 2021). O fitoplâncton, constituído por microalgas e cianobactérias, é um componente-chave dos ecossistemas aquáticos, responsável por parte da produção global de oxigênio e por grande parte da produção primária em águas continentais (Falkowski & Raven, 2007). A comunidade fitoplanctônica atua como bioindicador da qualidade da água, visto que sua composição e abundância respondem a mudanças nas condições ambientais, como a concentração de nutrientes, temperatura e intensidade luminosa (Reynolds, 2006). Espécies de algas fitoplanctônicas são bioindicadores amplamente utilizados em estudos ecológicos (incluindo ecofisiológicos e ecotoxicológicos), pois demonstram respostas ao estresse em diferentes níveis de organização biológica (Jacomini, 2000; Moreira-Santos *et al.*, 2004; Broccoli *et al.*, 2021), fornecendo informações desde o nível molecular até o celular e tecidual.

A diversidade fitoplanctônica em ecossistemas aquáticos continentais é moldada por uma complexa interação entre fatores biogeográficos, ambientais e históricos evolutivos. Em regiões tropicais como o Brasil, a elevada riqueza de táxons – incluindo grupos morfofuncionais como Chlorophyceae (colonizadores oportunistas) e Bacillariophyta (especialistas em águas turbulentas) – reflete tanto a heterogeneidade ambiental quanto a plasticidade adaptativa desses organismos (Reynolds *et al.*, 2002; Bicudo *et al.*, 2020). Padrões de composição específica, como a dominância de gêneros como *Desmodesmus* e *Scenedesmus* em sistemas eutróficos, ilustram a estreita relação entre traços morfológicos (e.g., forma colonial, presença de espinhos) e estratégias de nicho (Kruk *et al.*, 2010), reforçando o valor da taxonomia como ferramenta para inferir processos ecológicos.

Em escalas temporais, a dinâmica dessas comunidades é governada por mecanismos como sucessão ecológica e competição por recursos. A flutuação sazonal de táxons – como por exemplo a substituição de Cryptophyceae por Cyanobacteria em períodos de maior temperatura e estratificação da coluna d'água – evidencia respostas às variações abióticas (Sommer *et al.*, 2012). Esses processos, no entanto, podem ser drasticamente alterados em ambientes artificiais, onde a conectividade hidrológica limitada e o aporte antrópico de nutrientes impõem filtros ambientais adicionais (Huszar & Silva, 1999; Soares *et al.*, 2009), tornando essencial a caracterização basilar de suas assembleias, como proposta neste estudo.

A despeito de todas as considerações necessárias sobre a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos continentais, a rotina das sociedades modernas traz incontáveis desafios para a conservação e manutenção destes ambientes devido à degradação ocasionada pela exploração ou manejo inadequado dos recursos ambientais. Um dos problemas ecológicos mais importantes enfrentados pela humanidade é o aprofundamento da poluição do ambiente aquático com o acúmulo acelerado de compostos químicos oriundos de despejos domésticos e/ou industriais (Martinez-Alcalá *et al.*, 2018; Czarny *et al.*, 2019).

As águas superficiais interiores são ambientes particularmente vulneráveis (Dudgeon *et al.*, 2006) e as que se encontram na proximidade de áreas agrícolas são susceptíveis de serem contaminadas por múltiplos compostos químicos,

incluindo diversos tipos de herbicidas (Da Silva *et al.*, 2013; Malaj *et al.*, 2014; Gavrilescu *et al.*, 2015; Beaulieu *et al.*, 2020). Para se ter uma ideia do grau de preocupação com os potenciais efeitos ambientais indesejados oriundos do uso abusivo de herbicidas no Brasil, segundo os levantamentos feitos por Hess *et al.* (2022), os atos da Coordenação Geral de Agrotóxicos e Afins do Departamento de Sanidade Vegetal e Insumos Agrícolas da Secretaria de Defesa Agropecuária do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (DO BRASIL, 2022; Souza *et al.*, 2020) revelam que houve um grande incremento no número de novos produtos agrotóxicos aprovados para uso no Brasil no período compreendido entre os anos de 2005 (90 produtos) e 2021 (552 produtos). De acordo com Bombardi (2017), 52% dos agrotóxicos utilizados no Brasil são aplicados em plantações de soja, enquanto 10% no milho, 10% na cana-de-açúcar e 7% no algodão.

O município de Assis, localizado no interior do estado de São Paulo, possui uma área de 460,609 km<sup>2</sup> e uma população atual de 104.642 habitantes, sendo que 96% estão concentrados na zona urbana (IBGE, 2022). A economia da região é predominantemente voltada para a agricultura e pecuária (Zirondi *et al.*, 2016). Segundo De Oliveira (2018), no âmbito do estado de São Paulo, a mesorregião de Assis vem experimentando uma relevante expansão da produção agrícola, com especial destaque para o cultivo da cana-de-açúcar. Com o aumento das produções não apenas na região de Assis, mas em todo o Brasil, tem-se observado um proporcional aumento na utilização de agrotóxicos em culturas agrônomicas de interesse comercial. Estudos de comercialização de agrotóxicos divulgados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente – IBAMA revelam que entre 2010 e 2020 houve um aumento de 78,3% na quantidade de agrotóxicos comercializados no Brasil (Hess *et al.*, 2022).

O uso generalizado de agroquímicos, como pesticidas, aumenta a probabilidade destes compostos entrarem nos ambientes aquáticos por meio do escoamento superficial (Fuhrer 1999; Boxall *et al.*, 2003, Kelly & Cohen, 2018), o que eleva exponencialmente as suas concentrações nestes sistemas. Para se ter uma ideia deste fenômeno, o Valor Máximo Permitido (VMP) segundo a legislação brasileira para o herbicida 2,4-D é 30 µg/L (Ministério da Saúde, 2017; Dias *et al.*, 2018) (Tabela 1), porém este composto já foi detectado em ambientes localizados em áreas com predominância de cultivos de cana-de-açúcar na região sudeste do

país em concentrações entre, aproximadamente, 180 e 370 µg/L (CETESB, 2018; Moreira *et al.*, 2020).

**Tabela 1.** Padrão de potabilidade para agrotóxicos e metabólitos que representam risco à saúde.

Parâmetro	CAS (1)	VMP (µg/L)
2,4-D	94-75-7	30,0
Atrazina	1912-24-9	2,0

Fonte: Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021 - Anexo 9 (Adaptado pelo autor).

\*CAS = Um número de registro CAS é um identificador exclusivo para substâncias químicas. O Chemical Abstracts Service (CAS) nos EUA atribui números CAS a substâncias químicas.

\*VMP = Valores Máximos Permitidos

2,4-D (ácido 2,4- diclorofenil acético) é um dos herbicidas mais largamente utilizados no mundo (Amarantes Júnior *et al.* 2003). Este composto é um regulador de crescimento que possui efeito análogo ao hormônio auxina, natural de plantas (Ashton & Crafts, 1973), e, portanto, é utilizado para controlar “ervas daninhas” ao promover a desregulação do desenvolvimento e crescimento da planta, afetando, inicialmente, o metabolismo dos ácidos nucleicos, a integridade da parede celular e, em última análise, a divisão celular e a síntese de outros hormônios, como as giberelinas (Oliveira Júnior, 2011). Em *Ankistrodesmus falcatus*, uma clorófito planctônica, o 2,4-D aumentou a presença de armazenamento lipídico, afetou a parede e a membrana celular e produziu deformação celular, enquanto em *Microcystis aeruginosa*, uma cianobactéria planctônica, aumentou a concentração intracelular de microcistina e danificou o citoplasma, os tilacóides e as membranas externas do envelope celular (Martínez-Ruiz *et al.*, 2018).

A Atrazina, por sua vez, é um herbicida comumente utilizado para controlar as “ervas daninhas” em milho, cana-de-açúcar, entre outras culturas. Esse composto afeta a fotossíntese ao atuar como um inibidor do fotossistema II, mais precisamente, na remoção ou inativação de um dos carregadores intermediários do transporte de elétrons (Oliveira Júnior, 2011). A Atrazina é gravemente tóxica para os produtores primários de ecossistemas aquáticos continentais e as concentrações típicas em águas superficiais variam de 0,1 a 30 mg/L (com picos de até 100 mg/L registrados nos Estados Unidos - Denoyelles *et al.*, 1982), embora a VMP seja de 2,0 µg/L (Ministério da Saúde, 2017; Dias *et al.*, 2018) (Tabela 1).

Isolando apenas 2,4-D e Atrazina, dois herbicidas largamente utilizados no país, ensaios realizados recentemente com estes compostos demonstraram os potenciais impactos desses compostos em comunidades de fitoplâncton de água doce e, conseqüentemente, nos elos superiores da cadeia trófica pela bioacumulação ou pela perda na densidade das populações de produtores primários. Há registros de que a exposição ao herbicida 2,4-D é capaz de inibir o crescimento populacional fitoplanctônico, ativar os mecanismos relacionados à produção de macromoléculas e pigmentos fotossintéticos, e alterar a resposta enzimática antioxidante (Martínez-Ruiz *et al.*, 2018). A presença de Atrazina no ambiente, por sua vez, pode causar efeitos como a inibição da fotossíntese em algas eucarióticas (p.ex., *Pseudokirchneriella subcapitata*, atualmente *Raphidocelis subcapitata*) e cianobactéria planctônicas (p.ex., *Anabaena flos-aquae*, atualmente *Dolichospermum flos-aquae*) (Brain *et al.*, 2012; Religia *et al.*, 2019)

Os *Shared Socioeconomic Pathways* (SSPs) são cenários propostos pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) da Organização das Nações Unidas (ONU) que descrevem caminhos futuros de desenvolvimento para a sociedade humana levando em consideração diferentes premissas socioeconômicas (Kikstra *et al.*, 2022; Silva, 2023; Welch, 2024). A cada SSPs proposto pelo IPCC (cinco, no total) corresponde um determinado nível potencial de impactos previsíveis sobre os padrões climáticos do planeta Terra que são, em última análise, gerados como uma consequência das ações antrópicas projetadas para cada cenário. O intuito destes cenários projetados pelo IPCC, além da conscientização, é encontrar maneiras de remediar e ou reverter os impactos causados pela sociedade humana, uma vez que as mudanças climáticas já estão em curso. As mudanças climáticas, especialmente o aquecimento global, têm sido amplamente discutidas em estudos recentes devido aos seus potenciais impactos não apenas sobre as populações humanas, mas também sobre a biota dos ecossistemas aquáticos (Nöges *et al.*, 2009; Vilas Boas *et al.*, 2018).

Um dos cinco cenários de aquecimento global projetado pelo sexto relatório de Avaliação do IPCC para o período de 2023 a 2100, o cenário SSP2-4.5, prevê, por exemplo, um aumento médio da temperatura global de até 2,7°C até o final do século, mesmo que as emissões de gases do efeito estufa sejam mitigadas (IPCC, 2023). Um aumento de temperatura dessa magnitude em corpos d'água têm o

potencial de gerar alterações significativas e pode, assim como os efeitos observados pela exposição a compostos xenobióticos, ser transferido para a teia trófica, produzindo efeitos em cascata sobre outros organismos e processos funcionais do ecossistema (Jeppesen *et al.*, 2010; Woodward *et al.*, 2010; O'Reilly *et al.*, 2015). Em regra, o aumento da temperatura pode alterar a fisiologia e o comportamento dos organismos aquáticos, incluindo o fitoplâncton, resultando em alterações nas taxas de fotossíntese, crescimento e composição das comunidades, além de alterar as formas de ação ou degradação de substâncias químicas em meios aquáticos (Wells *et al.*, 2015; Bouma *et al.*, 2017; Burford *et al.*, 2020).

Em ambientes temperados, os impactos das alterações climáticas no plâncton já estão sendo reportados, sendo principalmente associados com mudanças na dinâmica sazonal, na composição das espécies e na estrutura das comunidades (Winder *et al.*, 2012). Em ambientes aquáticos, as alterações climáticas — como o aumento da temperatura do ar e da água — podem favorecer o crescimento de espécies que desencadeiam florações nocivas e aceleram a eutrofização. Esse processo ocorre devido ao excesso de nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P), alterando a estrutura e o funcionamento das comunidades (Smith & Schindler, 2009). Frequentemente intensificado por atividades antrópicas (e.g., descarga de esgotos, escoamento agrícola e aquecimento global), o fenômeno promove a proliferação de fitoplâncton, incluindo cianobactérias tóxicas. O crescimento algal excessivo reduz a penetração de luz e, com a decomposição da biomassa, consome oxigênio dissolvido, levando a hipóxia ou anóxia, com impactos severos na fauna aquática (Smith, 2003). Outros estudos também relatam que o momento e a magnitude das florações sazonais de plâncton estão mudando em resposta às mudanças climáticas (Straile *et al.*, 2002; Edwards & Richardson, 2004). Ou seja, as mudanças climáticas advindas do aquecimento global de origem antrópica têm potencial para produzir impactos significativos sobre os ecossistemas de águas doces (Abe *et al.* 2008), representando assim outra ameaça aos ecossistemas aquáticos (Tundisi, 2008) incluindo, portanto, as comunidades de fitoplâncton que residem neles.

As comunidades fitoplanctônicas estão sujeitas a uma série de estressores ambientais, como mudanças climáticas e poluição por substâncias químicas (e.g. xenobióticos, tais como fármacos, herbicidas, plástico, entre outros), que podem

afetar tanto as características físico-químicas do habitat, como o funcionamento fisiológico dos organismos ali presentes. Estudos recentes têm demonstrado que os efeitos combinados do aumento da temperatura e da presença de herbicidas em corpos d'água podem gerar um cenário ecotoxicológico muito complexo, no qual alterações na dinâmica de toda a comunidade fitoplanctônica são observadas, dado que, por exemplo, grupos funcionais que desempenham um importante papel nestes habitats específicos podem ser profundamente afetados ou até mesmo excluídos localmente (Delpla *et al.*, 2009). Van de Perre *et al.* (2018) concluíram que a temperatura é um dos fatores que devem ser considerados nas avaliações de risco de compostos químicos, entre os quais se destacam os herbicidas, pois a temperatura pode modular os seus efeitos sobre as comunidades aquáticas. Por isso, estes autores enfatizaram a importância de se considerar o papel da temperatura para evitar que os reais riscos ambientais de compostos químicos sejam subestimados.

Ainda no sentido de tornar os cenários ecotoxicológicos experimentais mais próximos da realidade atual, tendo em vista que os herbicidas têm sido, frequentemente, reportados em diferentes ecossistemas aquáticos em misturas multicomponentes, passa a ser também necessário considerar que em estudos de avaliação dos efeitos de herbicidas sobre a biota aquática os desenhos experimentais a serem testados incluam situações onde a exposição à essas substâncias seja combinada com outros compostos químicos. Lewis *et al.* (2021) enfatizaram a importância de examinar a exposição simultânea a múltiplos estressores para entender os potenciais efeitos aditivos, antagônicos ou sinérgicos nas comunidades. Minguez *et al.* (2018), por sua vez, apontaram para a importância de se avaliar os efeitos de misturas de compostos xenobióticos (neste caso, fármacos antidepressivos) em espécies de algas, pois os impactos combinados destas substâncias sobre o fitoplâncton podem ser aditivos e, em última análise, afetar níveis tróficos mais altos de modo mais pronunciado.

Somam-se todos esses aspectos considerados acima e chega-se à conclusão de que investigações mais aprofundadas dos efeitos de herbicidas sobre a comunidade fitoplanctônica precisam, idealmente, avaliar cenários onde a exposição à estes compostos químicos deve ocorrer de modo isolado e em misturas, tendo como perspectiva os prováveis aumentos de temperatura previstos por modelos de

aquecimento global. Ou seja, passou a ser vital que estudos ecotoxicológicos envolvendo a comunidade fitoplanctônica levem em consideração o impacto não apenas de fator estressor isolado, mas também das potenciais interações entre diferentes fatores estressores, pois cenários multi-estressores são mais realistas, embora avaliações envolvendo os impactos de fatores estressores isoladamente continuem sendo de extrema importância.

## 1.1 OBJETIVOS GERAIS

Considerando todo o contexto exposto acima, a presente dissertação foi construída a partir da necessidade de se avaliar, por meio de experimentos ecotoxicológicos, os potenciais impactos causados sobre a comunidade fitoplanctônica de um reservatório artificial urbano quando submetida à diferentes concentrações dos herbicidas Atrazina e 2,4-D, isolados ou em conjunto, sob um cenário de aquecimento global previsto pelo Sexto Relatório de Avaliação do IPCC (cenário SSP2-4.5). Entretanto, antes de se chegar a este objetivo, foi necessário, e, portanto, também objetivo desta dissertação, fazer o levantamento taxonômico e a caracterização da estrutura e da dinâmica temporal da comunidade fitoplanctônica do reservatório urbano de onde foram retiradas as amostras utilizadas no estudo ecotoxicológico propriamente dito.

## 1.2 REFERÊNCIAS

- ABE, D. S.; SIDAGIS-GALLI, C.; TUNDISI, J. G. Emissões de gases de efeito estufa em reservatórios de hidrelétricas. In: TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Org.). **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos: Gerenciamento da qualidade da água de represas**. São Paulo: Instituto Internacional de Ecologia, 2008. p. 249-272.
- AGOSTINHO, Ângelo A.; THOMAZ, SIDINEI M.; GOMES, LUIZ C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 70-78, 2005.
- AMARANTE JÚNIOR, Ozelito Possidônio de et al. Breve revisão de métodos de determinação de resíduos do herbicida ácido 2, 4-diclorofenoxiacético (2, 4-D). **Química nova**, v. 26, p. 223-229, 2003.
- ASHTON, Floyd M.; CRAFTS, Alden Springer. **Mode of action of herbicides**. 1973.
- BEAULIEU, Marieke; CABANA, Hubert; HUOT, Yannick. Adverse effects of atrazine, DCMU and metolachlor on phytoplankton cultures and communities at environmentally relevant concentrations using Fast Repetition Rate Fluorescence. **Science of the Total Environment**, v. 712, p. 136239, 2020.
- BOMBARDI, Larissa Mies. **Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia**. São Paulo, 2017.
- BOUMA-GREGSON, Keith; POWER, Mary E.; BORMANS, Myriam. Rise and fall of toxic benthic freshwater cyanobacteria (*Anabaena* spp.) in the Eel river: Buoyancy and dispersal. **Harmful Algae**, v. 66, p. 79-87, 2017. DOI: 10.1016/j.hal.2017.05.007.
- BOXALL, Alistair BA et al. Peer reviewed: are veterinary medicines causing environmental risks?. **Environmental science & technology**, v. 37, n. 15, p. 286A-294A, 2003.
- DO BRASIL, Federativa; BRASÍLIA, D. F. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Secretaria de Defesa Agropecuária. Disponível em: Acesso em**, v. 5, n. 10, p. 2016, 2016.
- BURFORD, M. A. et al. Perspective: Advancing the research agenda for improving understanding of cyanobacteria in a future of global change. **Harmful Algae**, v. 91, p. 101601, 2020.
- BROCCOLI, Andrea et al. Ecotoxicological effects of new generation pollutants (nanoparticles, amoxicillin and white musk) on freshwater and marine phytoplankton species. **Chemosphere**, v. 279, p. 130623-130635, 2021.
- CLINE, Timothy J. et al. Early warnings of regime shifts: evaluation of spatial indicators from a whole-ecosystem experiment. **Ecosphere**, v. 5, n. 8, p. 1-13, 2014.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2017. **São Paulo: CETESB**, 2018. (Série Relatórios).

CZARNY, K. et al. Inhibition of growth of *Anabaena variabilis* population by single and mixed steroid hormones. **Journal of Applied Phycology**, v. 31, n. 1, p. 389-398, 2018.

DA SILVA, Marlene Rodrigues; DE CAMPOS, Ana Caroline Estrope; BOHM, Franciele Zanardo. Agrotóxicos e seus impactos sobre ecossistemas aquáticos continentais. **SaBios-Revista de Saúde e Biologia**, v. 8, n. 2, 2013.

DE OLIVEIRA, Edenis Cesar. PANORAMA DO CULTIVO E PRODUTIVIDADE DA CANA-DE-AÇÚCAR NA MESORREGIÃO DE ASSIS/SP: SAFRAS 2003/04 A 2013/14. **Gestão & Regionalidade**, v. 34, n. 101, 2018.

DENOYELLES, Frank; KETTLE, W. Dean; SINN, Donald E. The responses of plankton communities in experimental ponds to atrazine, the most heavily used pesticide in the United States. **Ecology**, v. 63, n. 5, p. 1285-1293, 1982.

DODGE, ALAN D. Oxygen radicals and herbicide action. 1982.

DUDGEON, David et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological reviews**, v. 81, n. 2, p. 163-182, 2006.

EDWARDS, Martin; RICHARDSON, Anthony J. Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. **Nature**, v. 430, n. 7002, p. 881-884, 2004..

FALKOWSKI, Paul G.; RAVEN, John A. **Aquatic photosynthesis**. Princeton University Press, 2013.

FUHRER, Gregory J. **The quality of our nation's waters: nutrients and pesticides**. Department of Interior, 1999.

GAVRILESCU, Maria et al. Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. **New biotechnology**, v. 32, n. 1, p. 147-156, 2015.

HESS, Sonia Corina; NODARI, Rubens O. Agrotóxicos no Brasil: Panorama dos produtos aprovados entre 2019 e 2022. **Ambientes em Movimento**, v. 2, n. 2, 2022.

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, LHS da. A estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos. **Limnotemas**, v. 2, p. 1-21, 1999.

JACOMINI, Carlo et al. Indicatori ed indici ecotossicologici e biologici applicati al suolo: stato dell'arte. **Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA)**, 2000.

JEPPESEN, Erik et al. Interaction of climate change and eutrophication. **Climate change impacts on freshwater ecosystems**, p. 119-151, 2010.

KELLY, Madison R.; COHEN, Risa A. The effects of an herbicide and antibiotic mixture on aquatic primary producers and grazers. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 101, p. 556-561, 2018.

KIKSTRA, Jarmo S. et al. The IPCC Sixth Assessment Report WGIII climate assessment of mitigation pathways: from emissions to global temperatures. **Geoscientific Model Development**, v. 15, n. 24, p. 9075-9109, 2022.

KRUK, Carla et al. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater biology**, v. 55, n. 3, p. 614-627, 2010.

LEWIS, Jacquelyn L. et al. Cascading effects of insecticides and road salt on wetland communities. **Environmental Pollution**, v. 272, p. 116006, 2021.

MALAJ, Egina et al. Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 26, p. 9549-9554, 2014.

MARTÍNEZ-ALCALÁ, Isabel; PELLICER-MARTÍNEZ, Francisco; FERNÁNDEZ-LÓPEZ, Carmen. Pharmaceutical grey water footprint: Accounting, influence of wastewater treatment plants and implications of the reuse. **Water Research**, v. 135, p. 278-287, 2018.

MARTÍNEZ-RUIZ, Erika Berenice; MARTINEZ-JERONIMO, Fernando. Exposure to the herbicide 2, 4-D produces different toxic effects in two different phytoplankters: A green microalga (*Ankistrodesmus falcatus*) and a toxigenic cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*). **Science of the total environment**, v. 619, p. 1566-1578, 2018.

Ministério da Saúde (BR). Portaria N° 3.992, de 28 de dezembro de 2017. Altera a Portaria de Consolidação nº 6/GM/MS, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre o financiamento e a transferência dos recursos federais para as ações e os serviços públicos de saúde do Sistema Único de Saúde. **Brasília, DF**; 2017.

MINGUEZ, Laetitia; BUREAU, Ronan; HALM-LEMEILLE, Marie-Pierre. Joint effects of nine antidepressants on *Raphidocelis subcapitata* and *Skeletonema marinoi*: A matter of amine functional groups. **Aquatic Toxicology**, v. 196, p. 117-123, 2018.

MOREIRA, Raquel Aparecida et al. Exposure to environmental concentrations of fipronil and 2, 4-D mixtures causes physiological, morphological and biochemical changes in *Raphidocelis subcapitata*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 206, p. 111180, 2020.

MOREIRA-SANTOS, Matilde; SOARES, Amadeu MVM; RIBEIRO, Rui. A phytoplankton growth assay for routine in situ environmental assessments. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 23, n. 6, p. 1549-1560, 2004.

NOGES, Peeter et al. The Impact of the Changing Climate on Seasonal Dynamics of Phytoplankton. 2009.

OLIVEIRA JÚNIOR, Rubem Silvério de et al. Mecanismos de ação de herbicidas. **Biologia e manejo de plantas daninhas. Curitiba: Omnipax**, v. 1, p. 141-192, 2011.

O'REILLY, Catherine M. et al. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. **Geophysical Research Letters**, v. 42, n. 24, p. 10,773-10,781, 2015.

REBOUÇAS, Aldo da C. et al. Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. In: **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2002. p. 703-703.

REYNOLDS, C. S. **The ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

REYNOLDS, Colin S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of plankton research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

SILVA, César Augusto Marques. Shared socioeconomic pathways in Brazil: Scenarios for population dynamics and the challenges to adaptation and mitigation. **Revista Brasileira de Estudos de População**, v. 40, p. 1-27, 2023.

SMITH, Val H. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 10, n. 2, p. 126-139, 2003.

SOARES, Maria Carolina S. et al. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 57, n. 2, p. 137-149, 2009.

SOUZA, JR de et al. A importância da qualidade da água e os seus múltiplos usos: caso Rio Almada, sul da Bahia, Brasil. **Revista eletrônica do Prodepa**, v. 8, n. 1, p. 26-45, 2014.

SOUZA, Murilo Mendonça Oliveira et al. Agrotóxicos e transgênicos: Retrocessos socioambientais e avanços conservadores no governo Bolsonaro. **Revista da ANPEGE**, v. 16, n. 29, p. 319-352, 2020.

STRAILE, Dietmar. North Atlantic Oscillation synchronizes food-web interactions in central European lakes. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 269, n. 1489, p. 391-395, 2002.

TUNDISI, José Galizia. Water resources in the future: problems and solutions. **estudos avançados**, v. 22, p. 7-16, 2008.

VAN DE PERRE, Dimitri et al. The combined and interactive effects of zinc, temperature, and phosphorus on the structure and functioning of a freshwater community. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 37, n. 9, p. 2413-2427, 2018.

VILAS BOAS, Lucas K. et al. Temperature effects on photosynthesis in gametophytic and sporophytic stages of the freshwater red alga *Sirodotia delicatula* (Rhodophyta, Batrachospermales) under a global warming perspective. **Phycological Research**, v. 67, n. 1, p. 39-44, 2019.

WELLS, Mark L. et al. Harmful algal blooms and climate change: Learning from the past and present to forecast the future. **Harmful algae**, v. 49, p. 68-93, 2015. DOI: 10.1016/j.hal.2015.07.009.

WINDER, Monika; SOMMER, Ulrich. Phytoplankton response to a changing climate. **Hydrobiologia**, v. 698, p. 5-16, 2012.

WOODWARD, Guy; PERKINS, Daniel M.; BROWN, Lee E. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1549, p. 2093-2106, 2010.

ZIRONDI, José Carlos et al. **Ensino de empreendedorismo no contexto da cidade de Assis-SP: uma abordagem interdisciplinar**. 2016. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

## 2 CAPÍTULO I - COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DE UM RESERVATÓRIO ARTIFICIAL URBANO NO SUDESTE DO BRASIL: CARACTERIZAÇÃO TAXONÔMICA, ECOLÓGICA E DINÂMICA TEMPORAL

### 2.1 RESUMO

Os reservatórios artificiais urbanos de contenção são construídos com a função de controlar os volumes de água oriundos do escoamento das chuvas. Nestes ambientes, o fitoplâncton é muito importante, pois participa ativamente do fluxo de matéria e energia, estabelecendo uma relação funcional central entre a biota aquática e o meio. Tendo em vista a importância do fitoplâncton nos ambientes aquáticos, o objetivo deste estudo foi caracterizar a comunidade fitoplanctônica de um reservatório artificial urbano localizado no município de Assis, região oeste do Estado de São Paulo, Brasil. Além de conhecer a composição da comunidade fitoplanctônica, também foram analisados aspectos dos processos ecológicos que ocorrem nesse ecossistema. Amostragens foram realizadas mensalmente entre Abril/2023 a Março/2024 para análise da composição e estrutura fitoplanctônica, a partir de identificação taxonômica em microscópio binocular e quantificação em microscópio invertido a partir do método de Utermöhl (1958) de câmaras de sedimentação e Lund (1958), para redução do erro amostral, além da composição para os dados abióticos do reservatório foram tiradas medidas com a sonda Horiba (modelo U-50, as seguintes métricas foram tomadas: oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, turbidez, precipitação e pH). No total, foram registrados 67 táxons pertencentes a 11 classes. Chlorophyceae foi a classe com maior representatividade (36 gêneros), seguida por Cyanobacteria (10) e Cryptophyceae (6). Os gêneros mais bem representados foram *Desmodesmus* (5 táxons), *Scenedesmus* (4) e *Coelastrum* (4), enquanto as espécies com maior frequência de ocorrência foram *Monoraphidium contortum* (FO=100%), *Mucidosphaerium pulchellum* (FO=91,7%), *Synechocystis aquatilis* (FO=91,7%) e *Tetralantos lagerheimii* (FO=91,7%). Por sua vez, os táxons com maior densidade populacional foram *S. aquatilis* (27%) e *M. pulchellum* (20%). A análise de componentes principais (PCA) mostrou que os fatores abióticos, condutividade elétrica, precipitação pluviométrica, pH, temperatura da água e turbidez foram relacionados com a distribuição sazonal das amostragens, revelando a existência de dois períodos (seca e cheia). A análise de componentes principais (PCO) mostrou, por sua vez, que a composição da comunidade fitoplanctônica nas amostragens de primavera/verão formaram um grupo coeso ao passo que nas amostragens de outono/inverno não foi possível observar um padrão de agrupamento. A explicação provável para esta diferença na composição entre os períodos devem estar associada à maior estabilidade da coluna d'água no período primavera/verão e seus impactos sobre as características ambientais do sistema. A diversidade e o padrão sazonal na composição da comunidade fitoplanctônica observados neste estudo revelam a importância de pesquisas em reservatórios artificiais urbanos que, além de funcionarem como instrumentos de manejo das águas pluviais em áreas populadas, são ecossistemas que desempenham serviços ecossistêmicos importantes e suportam uma diversa riqueza biológica, gerando informações valiosas sobre a biodiversidade da biota aquática.

**Palavras-chave:** Dinâmica fitoplanctônica, sucessão ecológica, variação sazonal, microalgas, ecossistemas lênticos urbanos.

## 2 CHAPTER I - PHYTOPLANKTON COMMUNITY OF AN URBAN ARTIFICIAL RESERVOIR IN SOUTHEASTERN BRAZIL: TAXONOMIC, ECOLOGICAL AND TEMPORAL DYNAMIC CHARACTERIZATION.

### 2.1.1 ABSTRACT

Urban artificial containment reservoirs are built to control water volumes from rainwater runoff. In these environments, phytoplankton are crucial, as they actively participate in the flow of matter and energy, establishing a central functional relationship between aquatic biota and the environment. Given the importance of phytoplankton in aquatic environments, the objective of this study was to characterize the phytoplankton community of an urban artificial reservoir located in the municipality of Assis, in the western region of São Paulo State, Brazil. In addition to understanding the composition of the phytoplankton community, aspects of the ecological processes occurring in this ecosystem were also analyzed. Samplings were carried out monthly between April/2023 and March/2024 for analysis of phytoplankton composition and structure, based on taxonomic analysis in binocular specificity and quantification in inverted specificity using the Utermöhl (1958) method of sedimentation chambers and Lund (1958), to reduce sampling error. In addition to the composition, measurements were taken for the abiotic data of the reservoir with the Horiba probe (model U-50). The following metrics were taken: distributed oxygen, temperature, electrical conductivity, turbidity, offers, and pH. In total, 67 taxa belonging to 11 classes were recorded. Chlorophyceae was the class with the greatest representation (36 genera), followed by Cyanobacteria (10) and Cryptophyceae (6). The best represented genera were *Desmodesmus* (5 taxa), *Scenedesmus* (4) and *Coelastrum* (4), while the species with the highest frequency of occurrence were *Monoraphidium contortum* (FO=100%), *Mucidosphaerium pulchellum* (FO=91.7%), *Synechocystis aquatilis* (FO=91.7%) and *Tetrallantos lagerheimii* (FO=91.7%). In turn, the taxa with the highest population density were *S. aquatilis* (27%) and *M. pulchellum* (20%). Principal component analysis (PCA) showed that abiotic factors, electrical conductivity, rainfall, pH, water temperature and turbidity were related to the seasonal distribution of the samples, revealing the existence of two periods (dry and wet). Principal component analysis (PCO) showed that the phytoplankton community composition in the spring/summer samples formed a cohesive group, while no clustering pattern was observed in the fall/winter samples. The likely explanation for this difference in composition between the periods is associated with the greater stability of the water column during the spring/summer period and its impacts on the environmental characteristics of the system. The diversity and seasonal pattern in the phytoplankton community composition observed in this study reveal the importance of research in urban artificial reservoirs. In addition to functioning as stormwater management tools in populated areas, they are ecosystems that provide important ecosystem services and support a diverse biological wealth, generating valuable information on the biodiversity of aquatic biota.

**Keywords:** Phytoplankton dynamics, ecological succession, seasonal variation, microalgae, urban lentic ecosystems.

## 2.2 INTRODUÇÃO

Os ambientes aquáticos continentais desempenham um papel essencial na manutenção dos ciclos ecológicos e no fornecimento de serviços ambientais (e.g.: habitat natural de diversas espécies endêmicas ou cosmopolitas, regulação do clima) e socioeconômicos (e.g.: abastecimento de água, geração de energia, saneamento, recreação, etc.) (Wetzel, 2001; Dodds, 2002). Contudo, estes serviços socioeconômicos quando mal gerenciados têm sido identificados como a causa do agravamento dos impactos aos ecossistemas (Gleick, 2000). Especialmente devido à crescente demanda hídrica e esgotamento dos sistemas (Vörösmarty et al., 2000; Boretti & Rosa, 2019), atividades antrópicas, como a urbanização, a expansão agrícola, e as mudanças climáticas (IPCC, 2023), comprometem a qualidade da água (Foley *et al.*, 2005) e intensificam processos de degradação ambiental, como eutrofização e contaminação por poluentes (Smith & Schindler, 2009; Schwarzenbach *et al.*, 2010).

Nesse contexto, os reservatórios e lagoas artificiais urbanas utilizadas para a contenção de água das chuvas assumem um papel estratégico na regulação hidrológica e na mitigação dos impactos ambientais, especialmente em regiões densamente povoadas, como ocorre no Brasil (Tucci, 2008). Estes sistemas são dinâmicos e, portanto, sujeitos à influência de diversos fatores ambientais, incluindo sazonalidade, precipitação, tempo de residência da água e carga de nutrientes (Calijuri *et al.*, 2002; Angelini & Agostinho, 2005; Tundisi, 2005; Tundisi, 2008; Rangel *et al.*, 2012; Londe *et al.*, 2016). Nessas condições, a estrutura e dinâmica do fitoplâncton, composto majoritariamente por microalgas e cianobactérias, atua como um importante bioindicador da qualidade ambiental e da dinâmica trófica (Padisák *et al.* 2006; Reynolds, 2006). Comunidades fitoplanctônicas são extremamente sensíveis e sua estrutura e composição estão diretamente ligadas ao funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Brasil & Huszar, 2011), respondendo rapidamente a variações ambientais (Atazadeh *et al.*, 2007; Chun *et al.*, 2018; Wu *et al.*, 2017), como o aumento da concentração de nutrientes (eutrofização) e introdução de poluentes (Reynolds, 2006). Por ser composta por organismos facilmente dispersos, devido ao pequeno tamanho e elevada abundância (Finlay, 2002), assume-se que as condições locais, como a estrutura física do sistema, disponibilidade de recursos, processos de escoamento hidráulico, sedimentação e herbivoria, são importantes

para determinar a ocorrência das diferentes espécies que compõem essas comunidades em um dado momento e local (Margalef, 1978; Reynolds, 1980; Beisner *et al.*, 2006), uma vez que as condições ambientais atuam como filtros, favorecendo grupos de espécies que compartilham características adaptativas similares (Reynolds, 1988; Webb *et al.*, 2002). Assim sendo, estudos que tem por objetivo compreender a dinâmica das comunidades fitoplanctônicas e sua estrutura são particularmente necessários em sistemas como reservatórios artificiais urbanos de contenção que fornecem benefícios diretos e indiretos para os seres humanos (Tucci, 2008).

No estado de São Paulo, estudos sobre o fitoplâncton têm se concentrado majoritariamente em reservatórios da bacia do rio Tietê (Barbosa *et al.*, 1999; Padisák *et al.*, 2000; Silva *et al.*, 2005; Rodgher *et al.*, 2005; Santana *et al.*, 2017) e do rio Paranapanema (Felisberto & Rodrigues, 2005; Ferrareze & Nogueira, 2006; Nogueira *et al.*, 2006; Nogueira *et al.*, 2010; Nogueira *et al.*, 2012; Fontana & Bicudo, 2009 e 2012). Neste sentido, investigar comunidades fitoplanctônicas em sistemas menos explorados, como os reservatórios artificiais urbanos de contenção de menor porte, podem ajudar a ampliar o conhecimento sobre sua funcionalidade ecológica (Lv *et al.*, 2013), especialmente em regiões sujeitas à influência antrópica e climáticas naturais, como a região de Assis - SP (Brussolo, 2015), trazendo à tona grandes achados sobre a biogeografia e biodiversidade local que preenchem lacunas da ecologia, reiterando e evidenciando a importância de reservatórios artificiais urbanos e das comunidades neles presentes para a ecologia local em no contextos das mudanças climáticas atuais, podendo a partir destes estudos promover políticas de preservação, conscientização e conservação destes ambientes e da fauna e flora presente.

Considerando as premissas expostas acima, este estudo foi estabelecido com os seguintes objetivos: i) identificar as espécies fitoplanctônicas presentes em um reservatório artificial urbano localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo, com base em coletas mensais ao longo de um período de 12 meses e ii) avaliar a estrutura da comunidade fitoplanctônica e sua dinâmica temporal a partir de métricas ecológicas que incluem a frequência de ocorrência, a riqueza e a abundância das espécies e índices ecológicos, procurando relacioná-las a um conjunto de variáveis ambientais. Espera-se que os dados obtidos neste

estudo possam permitir uma melhor compreensão da composição e dinâmica da comunidade fitoplanctônica do reservatório sob análise, e, ao mesmo tempo, também contribua para a ampliação do conhecimento a respeito da organização e funcionamento da biodiversidade neste tipo específico de ecossistema lântico. Além disso, espera-se que os dados obtidos possam ser úteis para nortear eventuais políticas públicas voltadas para o manejo e conservação de sistemas aquáticos urbanos, visando a preservação e manutenção destes sistemas que atuam também como banco de reserva genética para biodiversidade local.

## 2.3 MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

O reservatório artificial urbano estudado localiza-se no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo, e encontra-se nos limites da Faculdade de Ciências e Letras da UNESP, UNESP-FCL/Assis (Figura 1). Este reservatório foi construído em 2012 para receber e armazenar o escoamento das águas das chuvas. Inicialmente, o volume d'água acumulado neste sistema era relativamente baixo e, então, a água que se acumulava era rapidamente drenada e/ou evaporada. Contudo, em 2019, foram adicionados novos canais de escoamento para o reservatório, de modo que houve o aumento no volume d'água e, conseqüentemente, no tempo de residência e na profundidade da coluna d'água, o que permitiu a formação de um ecossistema lântico de pequeno porte permanente. Embora permanente, o sistema permanece altamente sujeito a variações temporais associadas aos padrões de precipitação local. Atualmente, o reservatório possui área total aproximada de 300 m<sup>2</sup> (30 metros de comprimento x 10 metros de largura) e profundidade que varia de aproximadamente 0,5 metro no seu nível mais baixo (durante o período de seca) a 2,0 metros no seu ponto mais elevado (no período de chuvas). A vegetação no entorno do reservatório é tipicamente de Cerrado, com predomínio de gramíneas, arbustos e árvores de pequeno porte.

Dentro do Campus da UNESP-FCL/Assis o reservatório está localizado na periferia da região norte/nordeste (Figuras 1-2), sendo que próximo ao reservatório há um pequeno bosque com vegetação de cerrado, além de algumas construções e instalações físicas que incluem prédios, “laboratórios containers” e estufas de cultivo de plantas.



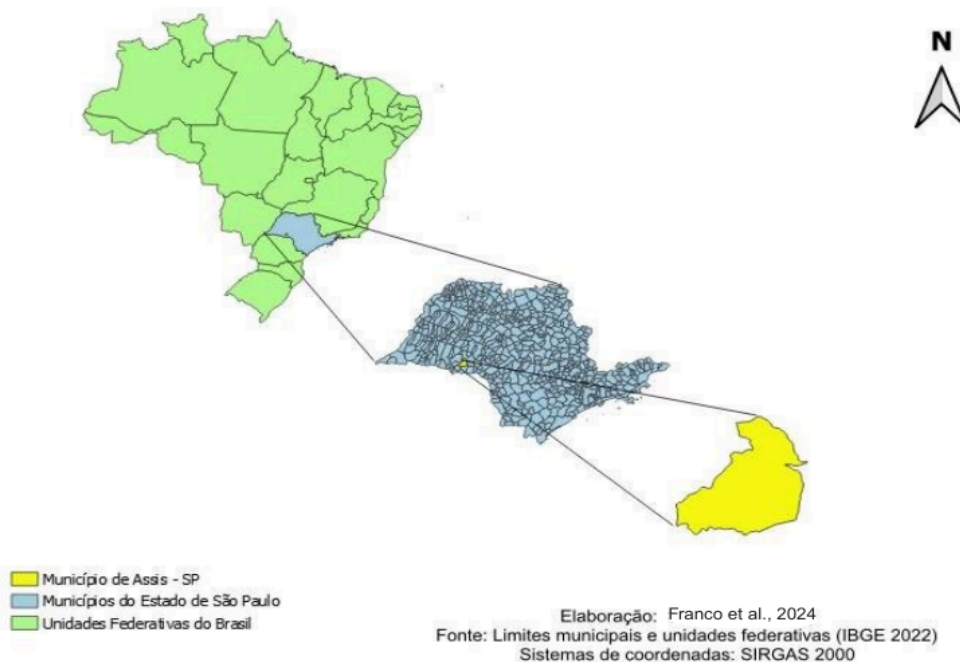
**Figura 1.** Localização do reservatório artificial urbano dentro dos limites do Campus da UNESP-FCL/Assis sendo representado pelo marcador vermelho e a letra R. Imagem adaptada do site da Faculdade de Ciências e Letras de Assis, UNESP/Assis, cuja última atualização foi realizada em 2022.



**Figura 2.** Imagem mostrando uma foto aérea (retirada do Google Maps) da localização do Reservatório da UNESP-FCL/Assis.

### Clima da área de estudo

O município de Assis está localizado na região centro-oeste do estado de São Paulo (Figura 3), apresentando clima tropical com alternância entre períodos úmidos e secos (Brussolo *et al.*, 2020). A temperatura média anual é de 21,4 °C, com máximas que podem ultrapassar 32 °C durante o verão. Os dados de uma série histórica de 26 anos obtidos junto à estação meteorológica do Centro Integrado de Informação Agrometeorológica (CIIAGRO) indicam que em Assis a precipitação pluviométrica média anual é de aproximadamente 1.420 mm (Brussolo *et al.*, 2020). O período entre outubro e março apresenta os maiores acumulados pluviométricos devido à forte atuação de sistemas tropicais e frontogenéticos, sendo janeiro o mês mais chuvoso (média de ca. 243 mm). Entre abril e setembro, a precipitação pluviométrica é reduzida, com agosto registrando a menor média (ca. 33mm), resultado da influência predominante de sistemas polares (Brussolo *et al.*, 2020).



**Figura 3.** Mapa da localização geográfica do Município de Assis dentro dos limites do Estado de São Paulo - Brasil (elaborado por Franco *et al.*, 2024).

### Amostragem para caracterização ambiental e da comunidade fitoplanctônica

Para o estudo da estrutura da comunidade fitoplanctônica foram coletadas mensalmente, ao longo de 12 meses consecutivos, duas amostras de fitoplâncton, uma para análise qualitativa (e., análise taxonômica) e outra para análise quantitativa (e.g., dados de riqueza, riqueza relativa, abundância e diversidade)

(Tabela 1). Por ser um ambiente relativamente homogêneo, sem barramentos e sem fluxo de vazão de água, as amostras foram coletadas em um único ponto de referência, sendo esse localizado próximo a zona mais profunda do reservatório (Figura 4). As coletas mensais foram realizadas sempre no período entre 12:00 e 13:30.

**Tabela 1.** Datas de realização das amostragens da comunidade fitoplanctônica do reservatório artificial urbano localizado na UNESP-FCL/Assis.

Datas Coletas			
Coletas Mensais	14/04/2023	12/05/2023	23/06/2023
	21/07/2023	11/08/2023	15/09/2023
	13/10/2023	30/11/2023	14/12/2023
	18/01/2024	22/02/2024	26/03/2024

A coleta das amostras qualitativas foi realizada a partir da filtração de 40 L de água em rede de nylon para fitoplâncton com abertura de malha de 20  $\mu\text{m}$ . As coletas das amostras quantitativas foram realizadas pela submersão de garrafas coletoras com volumes de 50 mL. Após as coletas, as amostras qualitativas foram fixadas com formalina a uma concentração final de 4%, enquanto as amostras quantitativas foram fixadas com 2 mL de solução Lugol acético 4 %, e armazenadas em ambiente escuro.

Dados pluviométricos foram obtidos nos dias das campanhas amostrais a partir da estação meteorológica da Associação Rural dos Fornecedores e Plantadores de Cana do Vale do Paranapanema - ASSOCANA. Além dos dados pluviométricos, para análise da sazonalidade do reservatório, com auxílio de uma sonda multiparâmetros de qualidade da água marca Horiba, modelo U-50 (HORIBA Scientific), foram medidas as seguintes variáveis abióticas: oxigênio dissolvido (mg/L), temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), turbidez (NTU) e pH(log).



**Figura 4.** Aspecto geral do reservatório e da estação de coleta (marcador vermelho) para as amostragens da comunidade fitoplanctônica, no Reservatório Artificial Urbano localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo.

### Análises taxonômica

A etapa de análise taxonômica e quantitativa foi realizada no Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Microalgas do setor de Ficologia do Instituto de Pesquisas Ambientais (IPA), Unidade Jardim Botânico, São Paulo. Pela complexidade nas identificações e reconhecimento dos táxons, as diatomáceas não foram consideradas neste estudo. As amostras taxonômicas foram analisadas por meio de microscópio binocular modelo: Axio Scope.A1 (Carl Zeiss) e identificadas com auxílio de chaves taxonômicas. A identificação do material foi, sempre que possível, até o nível de espécie, considerando as características morfológicas e métricas de populações.

Dentre os trabalhos especializados utilizados para identificação de gêneros e espécies destacam-se: Komárek & Fott (1983), Sant'Anna (1984), Ettl & Gärtner (1988), Hegewald & Silva (1988) e Comas (1996) para Chlorococcales; Tell &

Conforti (1986) para Euglenophyceae; Castro *et al.* (1991) para Cryptophyceae; Sormus & Bicudo (1994) para Zygnematophyceae; Komárková-Legnerová & Cronberg (1994), Azevedo & Sant'Anna (1999, 2003), Komárek & Azevedo (2000) e Komárek *et al.* (2014) para Cyanobacteria e Sant'Anna *et al.* (1989), Ferragut *et al.* (2005) para a comunidade, dentre outras referências. Após as identificações, foram realizadas as atualizações nomenclaturais pelo site *AlgaeBase* ([https://www.algaebase.org/search/species/detail/?species\\_id=27905](https://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=27905), Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 2025).

### Análise quantitativa

As análises quantificadas foram realizadas em microscópio invertido modelo Axiovert.A1 (Carl Zeiss) pela contagem dos indivíduos com base no método de Utermöhl (1958) de câmaras de sedimentação e Lund (1958) para redução do erro amostral. Os resultados dessas análises foram apresentados em densidade de organismos ( $\text{Org.mL}^{-1}$ ) e calculados de acordo com a fórmula descrita em Weber (1973):  $\text{Organismos.mL}^{-1} = (n/sc) \times (1/h) \times (F)$

Onde:

- n = número de indivíduos contados;
- s = área do campo em  $\text{mm}^2$  (no aumento de 40x);
- c = número de campos contados;
- h = altura da câmara de sedimentação em mm;
- F = fator de correção para mililitro ( $10^3 \text{ mm}^3 / \text{mL}$ ).

Além da densidade de organismos, os seguintes índices ecológicos foram utilizados para auxiliar na avaliação da composição da comunidade fitoplanctônica do reservatório estudado:

- i) Riqueza total (R), determinada pelo número total de táxons encontrados mensalmente;
- ii) Frequência de Ocorrência ( $F_o$ ), determinada considerando o número de vezes em que cada espécime foi registrado nas amostras (F) dividido pelo número total de eventos de contagem (FT), sendo apresentada em porcentagem;
- iii) Espécies descritoras de comunidade, considerando as espécies cuja densidade total foram superiores a 2% e em conjunto somavam mais de 70% da densidade total de organismos.
- iv) Espécies Raras, considerando as espécies cuja suas densidades totais de organismos foram menores que 1% e que ocorreram em baixa frequência.

v) Índice de dominância ( $D'$ ): estimado por meio da fórmula proposta por Simpson (1949), utilizando a fórmula:  $DS' = \frac{1}{n \sum (ni^{-1})}$

Onde:

$ni$  = número total de indivíduos de cada táxon na amostra;

$n$  = número total de indivíduos na amostra.

vi) Índice de diversidade ( $H'$ ) (bits.ind<sup>-1</sup>/bits.µm<sup>3</sup>): estimado pelo índice de Shannon & Weaver (1963), utilizando a fórmula:  $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$

Onde:

$p_i = ni/n$ ;  $ni$  = número total de indivíduos de cada táxons na amostra;

$n$  = número total de indivíduos na amostra.

vii) Índice de Equitabilidade ( $J$ ): estimado pela fórmula proposta por Pielou (1966), utilizando a fórmula:  $J' = H' / H'MAX.$

Onde:

$H'$  = Índice de Shannon & Weaver

$H'MAX.$  =  $\ln(S)$  [ $S$ = número de espécies amostradas;  $\ln$  = logaritmo neperiano].

### Análise de Dados

A Análise de Componentes Principais (PCA) baseada nas variáveis físicas e químicas da água (e a precipitação pluviométrica) mensuradas em cada coleta foi utilizada a fim de identificar possíveis similaridades entre as datas de amostragem com base nas características ambientais. Do mesmo modo, a Análise de Coordenadas Principais (PCO) também foi utilizada para identificar agrupamentos de datas de amostragem, entretanto, baseada na composição da comunidade fitoplanctônica, aplicando-se o Coeficiente de Similaridade de Dice (índice de Sorensen-Dice). As análises de PCA e PCO foram realizadas utilizando o programa estatístico PAST (Hammer & Harper, 2001).

## 2.4 RESULTADOS

### Variáveis ambientais

Os valores nominais das variáveis abióticas mensuradas no reservatório estudado ao longo do período de análise estão apresentados na Tabela 2. Observando as flutuações mensais das variáveis abióticas do reservatório, é possível identificar alguns padrões importantes sobre as condições do ambiente aquático (Tabela 2). O pH variou entre 4,32 (Junho 2023) a 8,28 (Fevereiro 2024) e apenas Janeiro e Fevereiro 2024 apresentam pH alcalino, enquanto a acidez mais acentuada foi observada nos meses de inverno (Junho e Julho).

**Tabela 2.** Valores nominais das variáveis abióticas mensuradas mensalmente ao longo do período de abril de 2023 a março de 2024 no Reservatório Artificial Urbano localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo.

Datas	pH	DO (mg/L)	T (°C)	C.E. (µS/cm)	Turbidez (NTU)
<b>Abr. 2023</b>	5,57	5,13	23,39	0,017	77,8
<b>Mai. 2023</b>	5,61	6,39	21,03	0,017	51,5
<b>Jun. 2023</b>	4,32	4,32	18,72	0,07	10,0
<b>Jul. 2023</b>	4,50	4,34	19,79	0,05	84,6
<b>Ago. 2023</b>	4,55	2,64	25,05	0,148	85,4
<b>Set. 2023</b>	6,70	2,18	22,96	0,027	32,0
<b>Out. 2023</b>	4,76	8,7	23,8	0,056	20,2
<b>Nov. 2023</b>	5,35	2,87	29,10	0,047	107,0
<b>Dez. 2023</b>	5,89	2,7	26,50	0,025	82,0
<b>Jan. 2024</b>	7,55	4,65	31,19	0,035	151,0
<b>Fev. 2024</b>	8,28	2,86	26,21	0,014	24,8
<b>Mar. 2024</b>	4,83	2,47	24,11	0,026	16,5

Os níveis de oxigênio dissolvido foram baixos em geral, com valores, no geral, variando entre 2,18 (Setembro/2023) e 5,13 mg/L (Abril/2023), porém com alguns valores atipicamente muito mais altos (p.ex., 8,7 mg/L em Outubro 2023). A baixa oxigenação pode indicar condições de eutrofização, maior atividade microbiana ou baixa renovação de água. O valor atípico registrado em Outubro/2023 pode estar associado à uma maior atividade fotossintética da comunidade fitoplanctônica presente no reservatório ou, então, a um viés metodológico relacionado ao equipamento.

A temperatura da água acompanhou a variação sazonal da temperatura do ar, com mínimas no inverno (18,7 °C – Junho/2023) e máximas no verão (31,2 °C – Janeiro/2023), uma variação típica de regiões tropicais. Os valores de condutividade elétrica observados foram baixos, entre 0,014  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Fevereiro/2024) a 0,148  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Agosto/2023). A condutividade mais elevada em Agosto/2023 pode indicar maior atividade de íons e sais na coluna d'água durante este mês que apresentou uma expressiva redução no volume da coluna d'água, enquanto os valores mais baixos no verão podem refletir uma possível diluição do conteúdo iônico provocado pelo aumento da precipitação pluviométrica.

A turbidez variou amplamente, com picos em Janeiro/2024 (151 NTU) e Novembro de 2023 (107 NTU), indicando maior entrada de sedimentos e matéria orgânica provenientes das chuvas nesses meses. A precipitação pluviométrica no município de Assis (Tabela 3) apresentou um total anual de 1.158  $\text{mm}^3$  e uma média mensal de 109  $\text{mm}^3$ . Os valores de precipitação total anual e média mensal registrados no período analisado (abril de 2023 a março de 2024) foram inferiores aos dados históricos documentados para o município de Assis (Brússolo, 2020). Essa redução pluviométrica pode estar associada à atuação do fenômeno El Niño, conhecido por alterar os padrões de precipitação na América Latina (McPhaden *et al.*, 2006), além de contribuir para o aumento das temperaturas nesta região. A maior precipitação foi observada durante o mês de Março/2024 (265  $\text{mm}^3$ ), enquanto a menor precipitação foi em Julho/2023 (1  $\text{mm}^3$ ). A baixa precipitação pluviométrica em Julho/2023 e Agosto/2023 esteve coerente com o período em que o reservatório se encontrava com significativa redução do volume da coluna d'água.

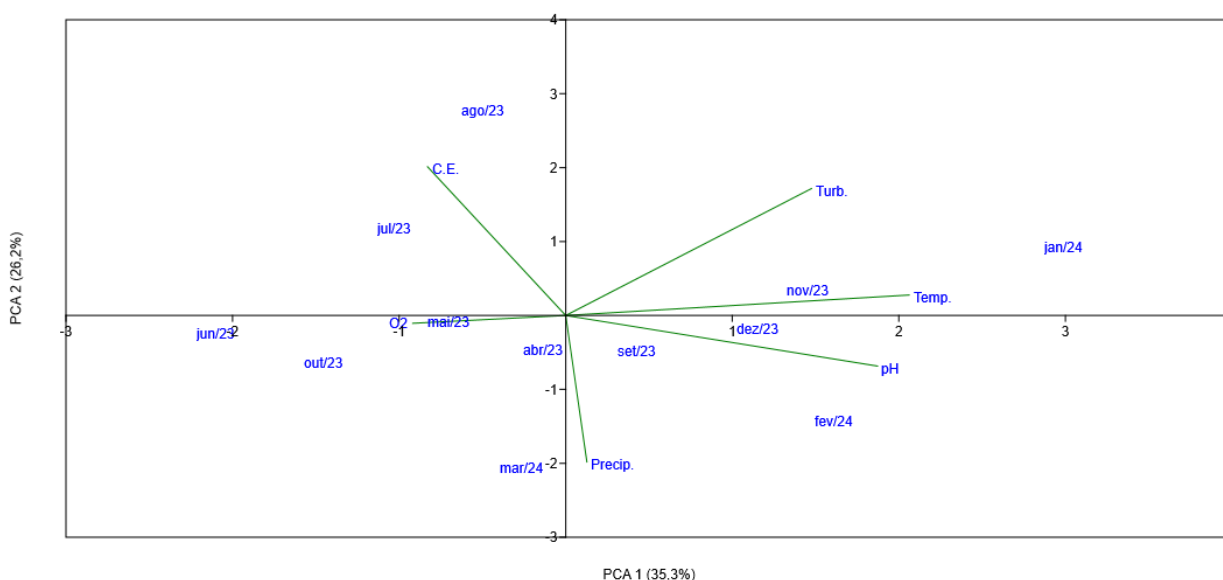
**Tabela 3.** Precipitação pluviométrica do município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo, ao longo do período de abril de 2023 a março de 2024.

Índice Pluviométrico ( $\text{mm}^3$ ) em Assis (2023/2024)													
Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Total	Média
119	21	109	1	16	53	141	143	109	69	112	265	1158	109

**Fonte:** Relatório de Dados Pluviométricos - Assocana (Associação Rural dos Fornecedoros e Plantadores de Cana do Vale do Paranapanema) 2025.

A Análise dos Componentes Principais (PCA) realizada com base nas variáveis físicas e químicas da água está resumida na Figura 5. Esta análise mostrou explicabilidade acumulada para os dois primeiros eixos de 61,5% da

variabilidade dos dados (sendo, PCA1 = 35,3% e PCA2 = 26,2%). A temperatura (0,608) e o pH (0,552) foram as variáveis mais fortemente relacionadas com o PCA 1, enquanto a condutividade elétrica (0,593), a precipitação pluviométrica (0,584) e a turbidez (0,507) com os PCA 2. De modo geral, a PCA mostrou que a maior parte das amostragens realizadas nos meses de primavera/verão (especialmente, novembro/2023, dezembro/2023, janeiro/2024 e fevereiro/2024) registraram características ambientais distintas daquelas realizadas nos meses de outono/inverno (maio/2023, junho/2023, julho/2023, agosto/2023) (Figura 5). A análise ainda sugere que a principal variável ambiental discriminadora da sazonalidade das condições ambientais foi a temperatura, sendo as maiores na primavera/verão e as menores no outono/inverno (Figura 5).

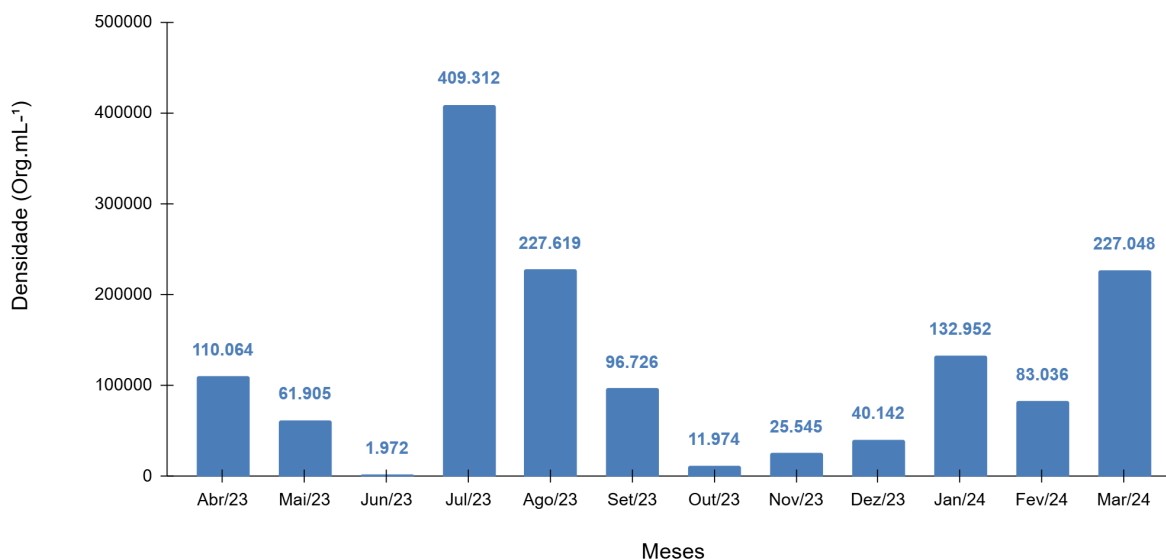


**Figura 5.** Análise de Componentes Principais (PCA), correlacionando às alterações dos valores nominais das variáveis abióticas mensuradas mensalmente ao longo do período de abril de 2023 a março de 2024 no Reservatório Artificial Urbano localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo.

### Comunidade fitoplanctônica

As maiores densidades de organismos da comunidade fitoplanctônica do reservatório estudado foram observadas durante os meses de Julho/2023, Agosto/2023 e Março/2024 (Figura 6). Já as menores densidades de organismos foram registradas em Junho/2023, Outubro/2023, Novembro/2023 e Dezembro/2023. Registre-se que as baixas densidades observadas para as amostras de Junho/2023

e Outubro/2023 podem ter sido ocasionadas por problemas na fixação das amostras, detectado somente após as análises.



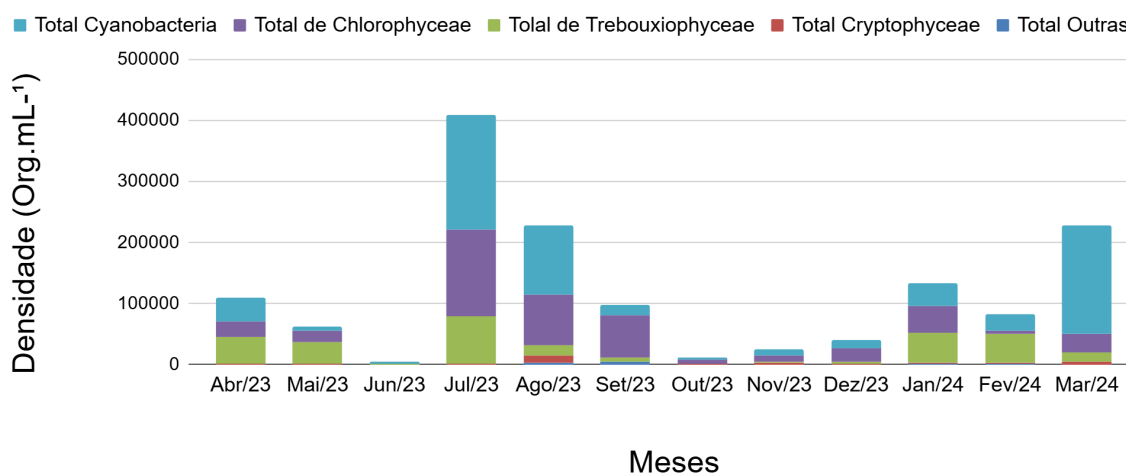
**Figura 6.** Variação mensal da densidade total de organismos (Org.mL<sup>-1</sup>) da comunidade fitoplanctônica do Reservatório Artificial Urbano localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo ao longo do período de estudo.

As classes algais responsáveis pelas maiores densidades de organismos foram Cyanophyceae, seguido de Chlorophyceae e Trebouxiophyceae (Tabela 4). Coerentemente, juntas, essas classes algais estiveram associadas à densidade de organismos no mês de Julho/2023, mês no qual foi registrada a maior densidade de organismos entre todas as amostragens realizadas (Figura 7). Em contrapartida, as classes com as menores densidades de organismos, ordenadas em ordem crescente, foram, respectivamente: Ulvophyceae, Xanthophyceae e Euglenophyceae (Tabela 4).

**Tabela 4.** Densidade de organismos das classes algais apresentadas na comunidade fitoplanctônica do Reservatório Artificial Urbano localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo ao longo do período de estudo.

Táxons	Densidade Relativa
Cyanophyceae	45%
Chlorophyceae	32%
Trebouxiophyceae	21%
Cryptophyceae	1,6%
Outras*	<1%
Total	100%

\* "Outras" corresponde a soma da densidade relativa de Eustigmatophyceae (0,28%), Zygnemaphyceae (0,24%), Dinophyceae (0,11%), Euglenophyceae (0,08%), Chrysophyceae (0,05%), Xanthophyceae (0,03%) e Ulvophyceae (0,01%).



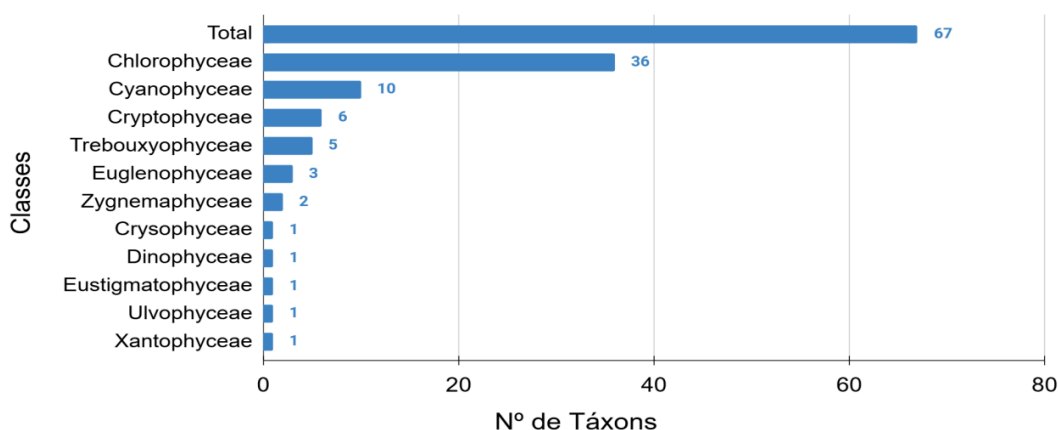
**Figura 7.** Densidade de organismos (Org.mL<sup>-1</sup>) das classes algais fitoplanctônicas representadas na comunidade fitoplanctônica do Reservatório Artificial Urbano localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo ao longo do período de estudo. \* A categoria "Outras" corresponde à soma das densidades das classes: Chrysophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Eustigmatophyceae, Ulvophyceae, Xanthophyceae e Zygnematophyceae.

As espécies com maior densidade de organismos no período analisado foram:

1) *Synechocystis aquatilis* (Cyanobacteria), responsável por 27,3% da densidade total durante o período amostral; 2) *Mucidosphaerium pulchellum* (Trebouxiophyceae) (20,4%); 3) *Rhabdogloea* sp. (Cyanobacteria) (8,8%); 4) *Monoraphidium contortum* (Chlorophyceae) (8,6%); 5) *Tetralantos lagerheimii* (Chlorophyceae) (6,8%) e 6) *Limnococcus limneticus* (6,8%). Os demais táxons relatados contribuíram apenas em um intervalo entre 0,02% e 2,1% da densidade de organismos.

No que diz respeito à riqueza de espécies, as análises quantitativas registraram valores da riqueza total de táxons (Figura 8) e das riquezas por classes (Figura 9) em cada amostra ao longo do período de estudo.

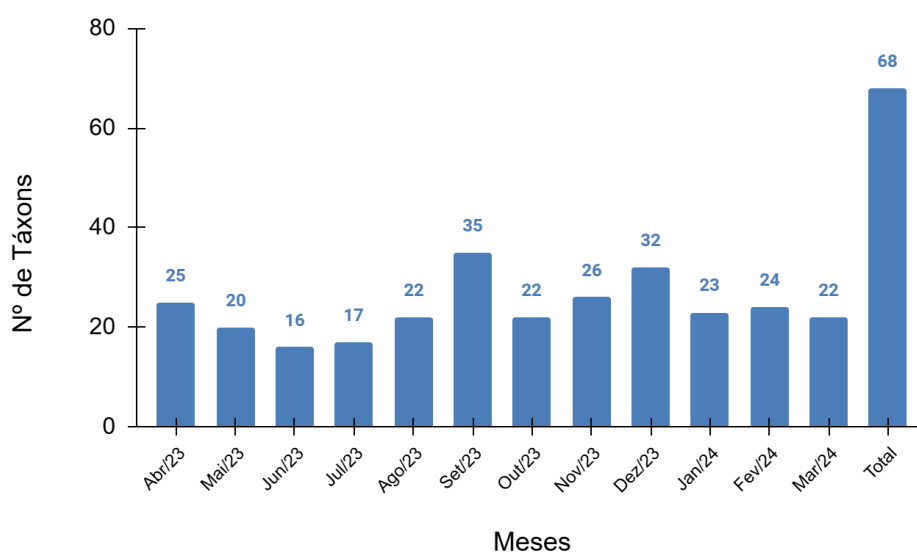
Ao todo, durante o período estudado foram registrados 67 táxons, pertencentes a 11 classes algais distintas (Tabela 5). Chlorophyceae foi a classe com maior representatividade, contando com 36 gêneros, seguida por Cyanophyceae (10), Cryptophyceae (6) e Trebouxiophyceae (5). As demais classes observadas no estudo foram representadas por 3 ou menos espécies (Figura 8; Tabela 5).



**Figura 8.** Valores da riqueza dos táxons distribuídos nas 11 classes representadas na comunidade fitoplanctônica do Reservatório Artificial Urbano localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo, ao longo do período de estudo.

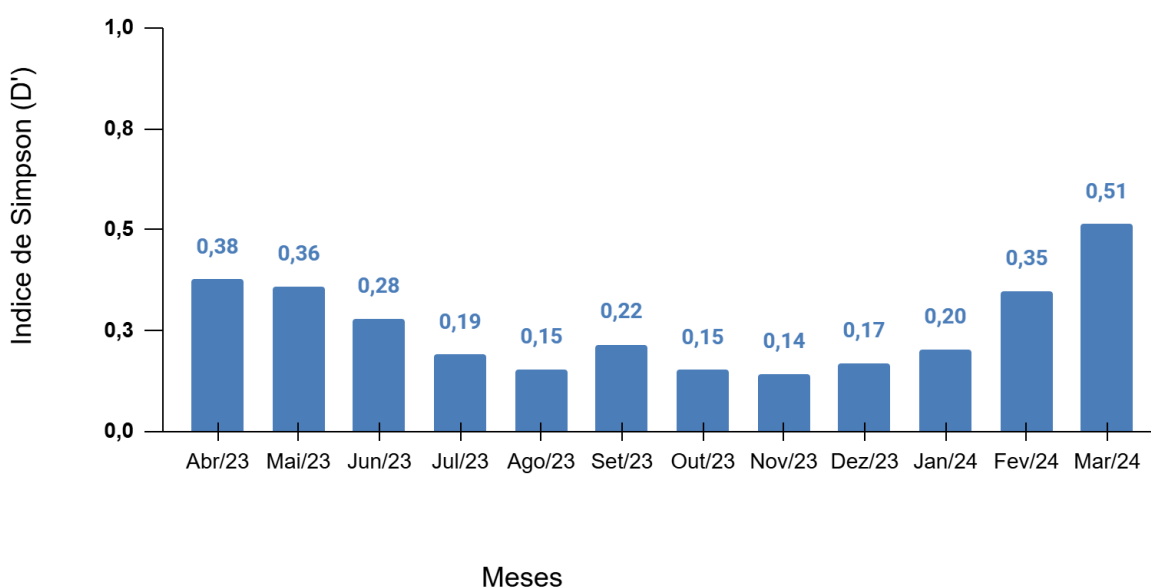
Os gêneros com maior representatividade dentre as classes observadas foram: 1) *Desmodesmus*, com cinco espécies, 2) *Scenedesmus* e *Coelastrum* ambos com quatro espécies cada e 3) *Chroococcus*, *Cryptomonas* e *Monoraphidium* com três espécies cada. Os demais gêneros foram representados por menos de duas espécies (Tabela 5).

Em relação a distribuição mensal da riqueza, o maior valor foi registrado em Setembro/2023, mês no qual foram encontrados 35 táxons distintos, seguido de Dezembro/2023 (32) e Novembro/2023 (26). Enquanto os meses com as menores riquezas registradas foram em Junho/2023 e Julho/2023 (Figura 9).



**Figura 9.** Riqueza de táxons representadas na comunidade fitoplanctônica do Reservatório Artificial Urbano localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo, ao longo do período de estudo.

Os meses com os menores valores do índice de dominância foram Novembro/2023, Agosto/2023 e Outubro/2023, enquanto o mês no qual foi observado o maior índice de dominância foi Março/2024 (Figura 10). Durante o período analisado, não foi possível observar uma dominância clara de uma ou mais espécie para todo o período, contudo entre Abril/2023 e Fevereiro/2024, *Mucidosphaerium pulchellum* foi dominante nas amostras, sendo responsável por mais de 40% da densidade relativa nesses meses. *Tetralantos lagerheimii* foi a espécie dominante em Setembro/2023 (com aproximadamente 40% da densidade relativa), enquanto *Synechocystis aquatilis* foi dominante em Junho/2023, Julho/2023 e Março/2024. Os demais meses não apresentaram clara dominância de apenas uma espécie, como representado na Figura 10.

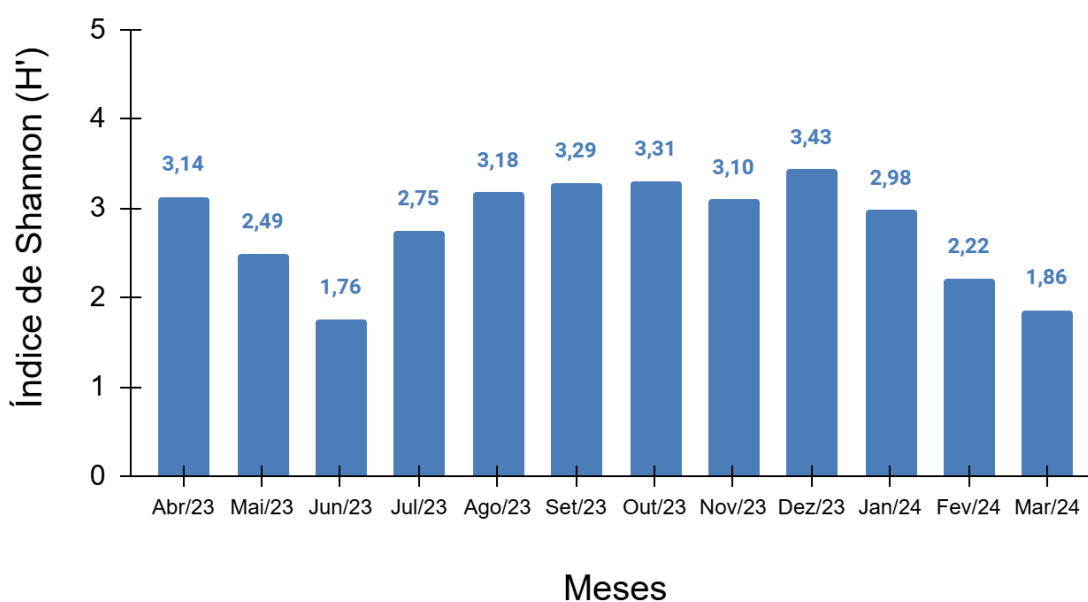


**Figura 10.** Distribuição do índice de Dominância (D') (Simpson, 1949), para a comunidade fitoplanctônica do Reservatório Artificial Urbano localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo, ao longo do período de estudo.

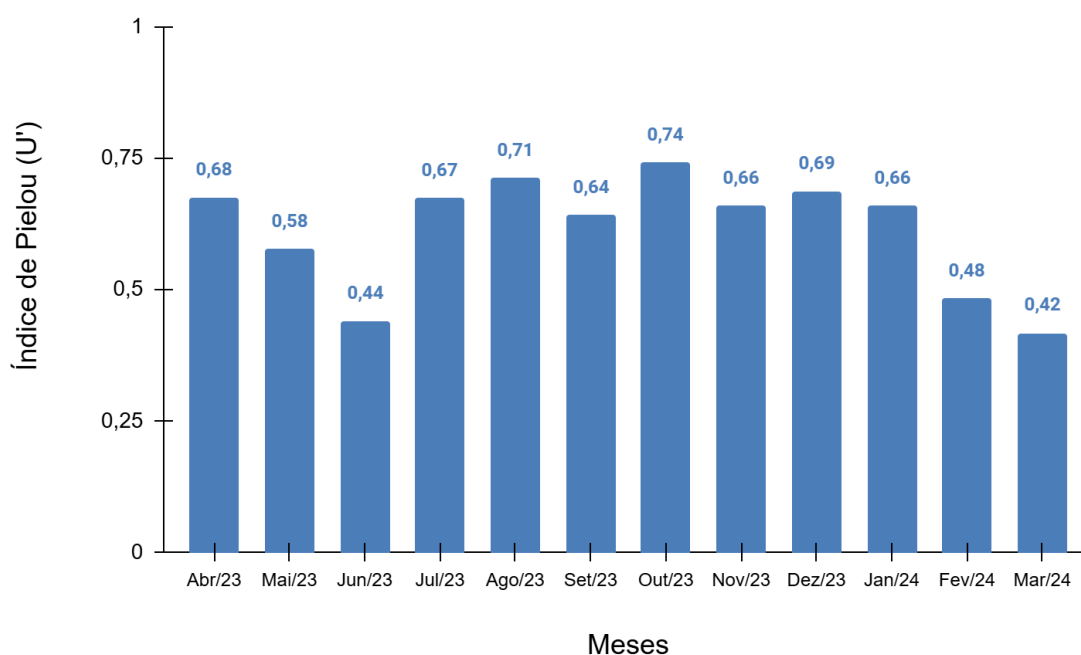
As análises quantitativas também sugerem que houve uma certa estabilidade na estrutura da comunidade fitoplanctônica, visto que foram observadas oscilações pouco expressivas tanto no índice de diversidade de Shannon-Weaver (Figura 11) como no Índice de Uniformidade/Equitabilidade de Pielou (Figura 12). Considerando o índice de diversidade, em boa parte do período analisado os valores se mantiveram relativamente estáveis, sem aparecer muitos picos ou quedas na distribuição do índice, este fato pode estar relacionado à alta frequência de

ocorrência de algumas espécies, como é o caso de *Monoraphidium contortum*, *Mucidosphaerium pulchellum*, *Synechocystis aquatilis*, *Limnococcus limneticus* e *Tetrallantos lagerheimii*, espécies registradas em quase todo o período analisado e em alta densidade. Ainda considerando o índice de diversidade de Shannon-Weaver, o maior valor foi observado em Dezembro/2023 (3,43), seguido de Outubro/2023 (3,31) e Setembro/2023 (3,29), enquanto que os menores valores observados para a diversidade foram nos meses de Junho/2023 e Março/2024 (Figura 11).

O maior valor para o índice de uniformidade foi registrado em Outubro/2023 (0,74), seguido Agosto/2023 (0,71) e de Abril/2023 (0,68), enquanto o menor valor deste índice foi reportado em Março/2024 (0,42), Junho/2023 (0,44) e Fevereiro/2024 (0,48) (Figura 12). O menor valor de uniformidade registrado em Março/2024 coincide, de modo coerente, com o maior valor do índice de dominância, influenciado pela alta densidade de *Synechocystis aquatilis*, táxon dominante neste mês.

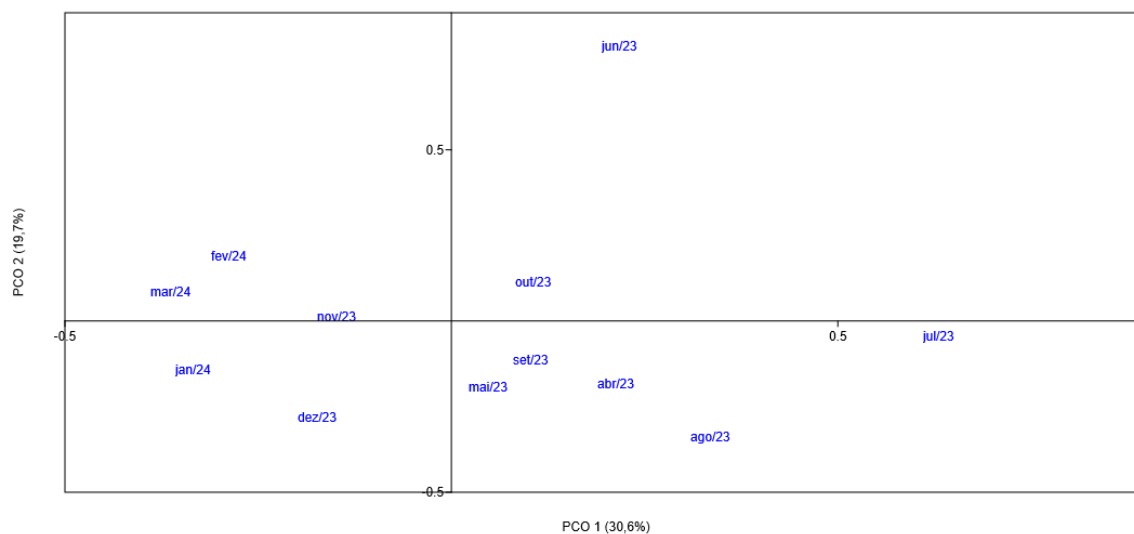


**Figura 11.** Distribuição do índice de Diversidade ( $H'$ ) (Shannon-Weaver, (1963), para a comunidade fitoplanctônica do Reservatório Artificial Urbano localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo, ao longo do período de estudo.



**Figura 12.** Distribuição do índice de Uniformidade/Equitabilidade (U') (Pielou, 1966), para a comunidade fitoplanctônica do Reservatório Artificial Urbano localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo, ao longo do período de estudo.

A Análise de Componentes Principais (PCO) (Figura 13) baseada na composição da comunidade fitoplanctônica mostrou que, de fato, há uma comunidade típica das amostragens realizadas entre o final da primavera e o começo do outono (Novembro/2023, Dezembro/2023, Janeiro/2024, Fevereiro/2024 e Março/2024), porém este mesmo padrão não foi observado para as amostragens realizadas nos demais meses amostrados, de modo que, entre o final do outono e o começo da primavera (Abril/2023, Maio/2023, Junho/2023, Julho/2023, Agosto/2023, Setembro/2023 e Outubro/2023) a comunidade fitoplanctônica variou quase que aleatoriamente.



**Figura 13.** Análise de coordenadas principais (PCO) para a presença e ausência da comunidade fitoplanctônica do Reservatório Artificial Urbano localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo, ao longo do período de estudo.

A alta frequência de ocorrência de algumas espécies revela que tais espécies estiveram presentes no reservatório ao longo de quase todo, ou mesmo durante todo, o período amostral, como são os casos de *Monoraphidium contortum*, *Mucidosphaerium pulchellum*, *Synechocystis aquatilis*, *Limnococcus limneticus*, *Rhabdogloea* sp. e *Tetrallantos lagerheimii* (Tabela 5). Adicionalmente, estas espécies ainda apresentaram elevadas densidades (superiores à 6,9% de densidade relativa), de modo que, juntas, estas espécies, foram responsáveis por mais de 71,9% da densidade total do reservatório ao longo do período do estudo, sugerindo que esses táxons podem ser tratados como os principais descritores da comunidade fitoplanctônica do reservatório.

Embora alguns táxons tenham ocorrido em todas as amostragens, ou quase todas, há outros que se mostraram sensíveis às variações sazonais e apareceram em períodos específicos (Tabela 5), apresentando assim baixa frequência (inferiores a 8,33%) e baixa densidade relativa (inferiores a 0,30%), razão pela qual foram classificadas como espécies de rara ocorrência, sendo estas às seguintes: *Chlamydomonas* cf. *reinhardtii* Dangeard, *Desmodesmus* cf. *armatus* (Chodat) Chodat, *Eudorina* cf. *elegans* Ehrenberg, *Gonium pectorale* Müller, *Oocystis* cf. *borgei* Snow, *Oocystis* cf. *nägeli* Braun, *Pandorina* cf. *morum* (Müller) Bory, *Pectinodesmus* cf. *pectinatus* (Meyen) Hegewald, Wolf, Keller, Friedl & Krienitz,

*Scenedesmus* cf. *sooi* Hortobágyi, *Treubaria* cf. *quadrispina* (Smith) Fott & Kovácik, *Franceia javanica* (Bernard) Hortobágyi, *Ulotrichopsis* cf. *cylindrica* L.Wichmann, *Cryptomonas* cf. *tenuis* Pascher, *Chroococcus* sp., *Pseudanabaena* cf. *mínima* (G.S.An) Anagnostidis 2001, *Cosmarium* sp., *Lepocinclis oxyuris* (Schmarda) Marin & Melkonian e *Lepocinclis texta* (Dujardin) Lemmermann.

**Tabela 5.** Frequências de ocorrência dos táxons identificados na comunidade fitoplanctônica do Reservatório Artificial Urbano localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo registradas ao longo do período de estudo. \* Meses de Ocorrência: 1 = abril/2023; 2 = maio/2023; 3 = junho/2023; 4 = julho/2023; 5 = agosto/2023; 6 = setembro/2023; 7 = outubro/2023; 8 = novembro/2023; 9 = dezembro/2023; 10 = janeiro/2024; 11 = fevereiro/2024; 12 = março/2024.

Táxon	FO (%)	Meses de Ocorrência*
<b>Chlorophyceae</b>	<b>100,00</b>	
1 <i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Korshikov	58,3	1, 2, 5, 6, 7, 9, 10
2 <i>Chlamydomonas</i> cf. <i>reinhardtii</i> Dangeard	8,3	6
3 <i>Chlorella minutissima</i> Fott & Nováková	75,0	1, 4, 7, 8, 9, 11, 12
4 <i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck	75,0	1, 2, 3, 7, 8, 9, 10, 11, 12
5 <i>Chlorococcum ellipsoideum</i> Deason & Bold	58,3	6, 7, 8, 9, 10, 11, 12
6 <i>Chlorococcum infusionum</i> (Schrank) Meneghini	83,3	1, 2, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12
7 <i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	50,0	2, 7, 9, 10, 11, 12
8 <i>Coelastrum proboscideum</i> Bohlin	33,3	1, 2, 4, 5
9 <i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Korshikov	41,6	8, 9, 10, 11, 12
10 <i>Coelastrum pulchrum</i> Schmidle	25,0	4, 6, 11
11 <i>Desmodesmus</i> cf. <i>armatus</i> (Chodat) Chodat	8,3	6
12 <i>Desmodesmus bicaudatus</i> (Dedusenko) Tsarenko	66,6	1, 2, 4, 5, 6, 8, 9, 10
13 <i>Desmodesmus communis</i> (Hegewald) Hegewald	41,6	1, 2, 6, 9, 10
14 <i>Desmodesmus maximus</i> (West & G.S.West) Hegewald	8,3	1
15 <i>Desmodesmus protuberans</i> (Fritsch Rich) Hegewald	16,6	2, 8
16 <i>Eudorina</i> cf. <i>elegans</i> Ehrenberg	8,3	6
17 <i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek	50,0	1, 2, 3, 6, 7, 8, 12
18 <i>Gonium pectorale</i> Müller	8,3	6
19 <i>Kirchneriella aperta</i> Teiling	75,0	1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10
20 <i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	66,6	1, 2, 4, 5, 7, 8, 9, 11
21 <i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	75,0	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9
22 <i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard	16,6	1, 4
23 <i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) 24 Komárková-Legnerová	100,0	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12
24 <i>Oocystis</i> cf. <i>borgei</i> Snow	8,3	9
25 <i>Oocystis</i> cf. <i>nägeli</i> Braun	8,3	9
26 <i>Pandorina</i> cf. <i>morum</i> (Müller) Bory	8,3	6
27 <i>Polyedriopsis spinulosa</i> (Schmidle) Schmidle	16,6	5, 6
28 <i>Pectinodesmus</i> cf. <i>pectinatus</i> (Meyen) Hegewald, Wolf, Keller, Friedl & Krienitz	8,3	2
29 <i>Radiococcus</i> cf. <i>hindakii</i> (Komárek) Kostikov, Darienko, Lukesová, & Hoffmann	16,6	9, 10
30 <i>Scenedesmus</i> cf. <i>nanus</i> Chodat	58,3	1, 3, 4, 5, 6, 7, 9
31 <i>Scenedesmus</i> cf. <i>sooi</i> Hortobágyi	8,3	6
32 <i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	75,0	1, 2, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12
33 <i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen 1829	16,6	1, 8
34 <i>Tetraëdron incus</i> (Teiling) Smith	50,0	1, 2, 5, 6, 10, 12
35 <i>Tetrallantos lagerheimii</i> Teiling	91,6	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12
36 <i>Treubaria</i> cf. <i>quadrispina</i> (Smith) Fott & Kovacic	8,3	7

## Continuação Tabela 5

Táxon	FO (%)	Meses de Ocorrência*
<b>Trebouxiophyceae</b>	<b>100,0</b>	
37 <i>Botryococcus</i> cf. <i>braunii</i> Kützing	16,6	6, 9
38 <i>Dictyosphaerium</i> cf. <i>elongatum</i> Hindák	25,0	6, 8, 9
39 <i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> Printz	16,6	11, 9
40 <i>Franceia javanica</i> (Bernard) Hortobágyi	8,3	7
41 <i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (Wood) Book Proschold & Krienitz	91,6	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12
<b>Ulvophyceae</b>	<b>8,3</b>	
42 <i>Ulotrichopsis</i> cf. <i>cylindrica</i> LWichmann	8,3	4
<b>Eustigmatophyceae</b>	<b>33,3</b>	
43 <i>Pseudostaurastrum</i> cf. <i>hastatum</i> (Reinsch) Chodat	33,3	6, 9, 10, 11
<b>Chrysophyceae</b>	<b>16,6</b>	
44 <i>Mallomonas</i> cf. <i>ploesslii</i> Perty	16,6	3, 6, 11
<b>Cryptophyceae</b>	<b>91,6</b>	
45 <i>Cryptochrysis</i> sp.	16,6	9, 11
46 <i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	83,3	1, 2, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12
47 <i>Cryptomonas</i> cf. <i>ovata</i> Ehrenberg	16,6	9, 11
48 <i>Cryptomonas</i> cf. <i>tenuis</i> Pascher	8,3	12
49 <i>Chilomonas</i> sp.	16,6	4, 7
50 <i>Rhodomonas lacustris</i> Pascher & Ruttner	25,0	7, 8, 11
<b>Euglenophyceae</b>		
51 <i>Lepocinclis oxyuris</i> (Schmarda) Marin & Melkonian	8,3	6
52 <i>Lepocinclis texta</i> (Dujardin) Lemmermann	8,3	5
53 <i>Trachelomonas robusta</i> Svirenko	25,0	5, 7, 9
<b>Dinophyceae</b>	41,6	
54 <i>Gymnodinium</i> sp.	41,6	3, 6, 8, 10, 11
<b>Xanthophyceae</b>	<b>25,0</b>	
55 <i>Isthmochloron lobulatum</i> (Nägeli) Skuja	25,0	10, 11, 12
<b>Zygnematophyceae</b>	<b>25,0</b>	
56 <i>Cosmarium margaritatum</i> (Lundell) Roy & Bisset	16,6	1, 6
57 <i>Cosmarium</i> sp.	8,3	5
<b>Zygnematophyceae</b>	<b>25,0</b>	
56 <i>Cosmarium margaritatum</i> (Lundell) Roy & Bisset	16,6	1, 6
57 <i>Cosmarium</i> sp.	8,3	5
<b>Continuação Tabela 5</b>		
Táxon	FO (%)	Meses de Ocorrência*
<b>Cyanophyceae</b>	<b>100,00</b>	
58 <i>Anathece clathrata</i> (West & G.S.West) Komárek, Kaštovský & Jezberová	16,6	9, 10
59 <i>Aphanocapsa</i> cf. <i>delicatissima</i> West & G.S.West	16,6	7, 11
60 <i>Chroococcus</i> sp.	8,3	10
61 <i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	83,3	1, 2, 3, 5, 6, 8, 9, 11, 12
62 <i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomělová	91,6	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12
63 <i>Planktolyngbya</i> cf. <i>contorta</i> (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek	16,6	3, 11
64 <i>Pseudanabaena</i> cf. <i>minima</i> (G.S.An) Anagnostidis	16,6	5
65 <i>Synechococcus</i> sp.	25,0	3, 8, 12
66 <i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau	91,6	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12
67 <i>Rhabdogloea</i> sp.	66,6	3, 4, 5, 6, 7, 8, 11, 12

## 2.5 DISCUSSÃO

A identificação das espécies fitoplanctônicas presentes no reservatório artificial urbano ao longo de doze meses permitiu avaliar a composição e a estrutura da comunidade sob diferentes regimes hidrológicos (seca e cheia), contribuindo diretamente para o conhecimento da biodiversidade local. A análise da riqueza de espécies revelou um total de 67 táxons, sendo o maior número registrados em Setembro/2023 (35) e Dezembro/2023 (32), sugerindo uma possível influência da transição entre as estações seca e chuvosa sobre a diversidade da comunidade, fenômeno já observado em outros estudos realizados em ambientes tropicais (Henry *et al.*, 2006; Rodrigues *et al.*, 2015; Rodrigues, 2024). No presente estudo, foi observado um predomínio de algas flageladas e/ou cocóides verdes, como já previamente registrados em diferentes estudos de cunho florísticos ao longo do país (p.ex., Tucci *et al.*, 2006; Godinho *et al.*, 2010; Hentschke & Torgan 2010; Menezes *et al.*, 2011; Rosini *et al.*, 2012).

Chlorophyceae apresentou, além da maior riqueza de táxons, a maior frequência de ocorrência (em específico *Monoraphidium contortum*, registrada em todo o período de estudo), o que pode ser atribuído à sua elevada tolerância a condições ambientais variáveis (Bortolini, *et al.*, 2020), refletindo a diversidade morfofisiológica e ecológica deste grupo (Nascimento, 2015; Díaz Valle, 2023). Essa plasticidade ecológica reforça o potencial cosmopolita já apontado para as Chlorophyceae, visto que este traço do grupo permite, potencialmente, que seus membros colonizem rapidamente diferentes ambientes, mesmo sob condições de estresse, como baixa disponibilidade de nutrientes ou oscilações térmicas (Lopes *et al.*, 2005), destacando sua importância ecológica em ambientes de água doce.

As altas densidades e frequências de ocorrência de *Mucidosphaerium pulchellum*, *Rhabdogloea* sp., *Monoraphidium contortum*, *Tetrallantos lagerheimii*, *Limnococcus limneticus* e *Synechocystis aquatilis*, indicam que essas espécies são bem adaptadas às condições ambientais do sistema e possuem vantagens competitivas em relação às demais (Dantas, 2010; Brasil & Huszar, 2011; Rosini *et al.*, 2012; Rosini *et al.*, 2016). De forma exploratória, é possível sugerir que tais vantagens podem incluir tolerância a flutuações sazonais, resistência à limitação de nutrientes, eficiente assimilação de luz, entre outras (Valentin *et al.*, 1991; Barbosa,

2002; Brasil & Huszar, 2011). Por outro lado, a baixa densidade e da frequência de ocorrência de táxons como *Chlamydomonas cf. reinhardtii*, *Desmodesmus cf. armatus*, *Eudorina cf. elegans*, sugerem que estes organismos representam colonizadores temporários ou, então, propágulos introduzidos via dispersão passiva ou, ainda, espécies sensíveis às condições típicas do ambiente estudado (Senna & Magrin, 1999; Becker *et al.*, 2009; Zenni *et al.*, 2024).

A análise de PCA evidenciou a ocorrência de dois conjuntos de amostragens no reservatório, um associado ao período de outono/inverno, em que a temperatura e a precipitação pluviométrica se mostraram mais baixas e outro relacionado com o período de primavera/verão, no qual a temperatura e a precipitação pluviométrica registraram os maiores valores. Em outras palavras, do ponto de vista das variáveis ambientais, o reservatório estudado apresenta uma clara sazonalidade associada, mais fortemente, às variações de temperatura, pH e precipitação pluviométrica. Padrão sazonal semelhante é relativamente comum em ecossistemas lênticos das regiões tropicais e subtropicais do sudeste do Brasil (Marsiglia *et al.*, 1998; Lemos, 2011; Chaves, 2013).

De modo geral, espera-se que a alternância entre períodos sazonais com variações ambientais marcadas pode atuar como vetores ambientais decisivos na composição e estrutura das comunidades fitoplanctônicas (Cassol *et al.*, 2017). Entretanto, a PCO com base no levantamento da comunidade fitoplanctônica presente ao longo do período analisado evidenciou que a formação do padrão sazonal esperado para a composição do fitoplâncton foi apenas parcial. Neste sentido, observou-se que durante o período de cheia (compreendendo o final do outono, verão e início da primavera), quando houve alta precipitação, maior estabilidade da coluna d'água e temperaturas maiores, a composição da comunidade do reservatório se mostrou mais homogênea e uniforme. Já, durante o período de seca (compreendendo meados da primavera, inverno e início do outono), com a diminuição da precipitação pluviométrica, a diminuição do volume e, portanto, da estabilidade da coluna d'água e temperaturas mais baixas, a composição da comunidade não apresentou um padrão claro de sucessão ecológica, demonstrando uma distribuição mais aleatória das espécies, onde espécies, aparentemente, mais aptas em um dado momento se estabeleciam, porém, eram rapidamente sucedidas por outras espécies em um período muito curto de tempo.

Durante os meses de cheia, como já reportado em outros estudos (p.ex., Nogueira, 1999; Felisberto & Rodrigues, 2005; Taniguchi *et al.*, 2005; Nogueira, 2006; Nabout & Nogueira, 2011), observou-se uma maior diversidade na composição fitoplanctônica do reservatório estudado, com a presença de representantes de diferentes classes algais, como Euglenophyceae, Cryptophyceae e Dinophyceae. Este resultado pode estar associado à intensificação do fluxo de nutrientes e à maior heterogeneidade ambiental (Barbosa, 2002; Crossetti *et al.*, 2018), provenientes da renovação das chuvas. No período seco, destacaram-se a alta densidade de cianofíceas não heterocitadas de pequeno porte, fato que está alinhada com padrões observados em sistemas lênticos tropicais e semiáridos (Araújo *et al.*, 2012; Dantas *et al.*, 2011) e que reflete a adaptação deste grupo a ambientes estratificados e/ou com baixa renovação de água, com maior irradiação solar devido à redução da coluna d'água e ao aumento do tempo de residência da água (Lins, 2011; Silva, 2016; Fernandes, 2024; Paludo, 2024). Assim, de certo modo, as características ambientais registradas para o período de seca no reservatório estudado podem favorecer padrões de colonização/dominância temporária de indivíduos oportunistas e tolerantes a estresses (Calijuri *et al.*, 2002; Becker *et al.*, 2009).

A rápida proliferação de *Synechocystis aquatilis* e *Rhabdogloea* sp. (respectivamente, 28% e 15% da densidade total em Julho/23), exemplifica a vantagem competitiva das cianofíceas sob estresse ambiental, que, frequentemente, pode estar junto de clorofíceas tolerantes (Crossetti & Bicudo, 2006), como em nosso caso, *Monoraphidium contortum* (21,8% em Julho/23). Essa tendência é típica de ambientes eutróficos com flutuações térmicas (Mantzouki *et al.*, 2018), especialmente em corpos d'água artificiais de baixa renovação de água e estabilidade térmica (Kauffman, 2021). Contudo, segundo Costa & Azevedo (1994), as cianobactérias constituem um grupo fitoplanctônico muito importante em águas eutrofizadas em virtude da sua capacidade de formar florações, que em mais de 60% dos casos são tóxicas. Como visto em nosso estudo, algumas espécies e gêneros potencialmente tóxicos (Ferrão Filho, 2009) foram encontradas no reservatório, alguns em alta densidade, como *Synechocystis aquatilis* (alta densidade), *Aphanocapsa* (baixa densidade), *Planktolyngbya* (baixa densidade), *Pseudanabaena* (baixa densidade) e *Rhabdogloea* (alta densidade). Portanto, seria interessante em estudos futuros, observar também se as espécies presentes no

reservatório estudado estão produzindo cianotoxinas, um indicador importante para a qualidade da água que não foi observado durante o presente estudo.

A ausência de espécies dominantes prevalecendo por todo o período do estudo, sugere um equilíbrio dinâmico na estrutura da comunidade fitoplanctônica (Reynolds, 2006; Scheffer *et al.*, 2003). Esse padrão se reflete nas modestas variações mensais na riqueza total (variando entre 16-26 táxons, com picos eventuais em Setembro/2023 [35] e Dezembro [32]), nos índices de dominância (0,14-0,38, com pico eventual em Março/2024 [0,51]), de diversidade (2,49-3,43, com quedas eventuais em Junho/2023 [1,76] e Março/2024 [1,86]) e de uniformidade (0,42-0,74). Essa dinâmica reflete processos de sucessão ecológica guiados por fatores abióticos (Margalef, 1958, 1978, 2022), demonstrando a sensibilidade das comunidades fitoplanctônicas a distúrbios, mesmo os de pequena magnitude (Reynolds *et al.*, 2002).

Apesar de ser um sistema artificial de pequeno porte, o reservatório artificial urbano apresentou certa complexidade ecológica, com um padrão de composição da comunidade fitoplanctônica típico para as amostragens realizadas entre o final da primavera e início do outono, sem, entretanto, claro padrão para as demais amostragens. De certa forma, o reservatório apresentou padrões ambientais similares aos *billabongs* - corpos d'água lênticos de planícies alagadas da Austrália (Hart *et al.*, 1982), que, apesar de sua origem geomorfológica distinta, compartilham com os reservatórios artificiais características como alta variabilidade hidrológica (Pressey, 1986), ciclos químicos complexos e diversidade ecológica significativa (Hillman, 1986). Além das características abióticas, como os *billabongs*, o reservatório de contenção pode funcionar como um importante banco genético, abrigando espécies com distintas estratégias adaptativas e contribuindo para a recolonização, manutenção e estocagem da biodiversidade aquática local (Hillman, 1982).

Os resultados do presente estudo demonstraram que o reservatório artificial urbano analisado apresenta uma comunidade fitoplanctônica diversa, com táxons de alta frequência de ocorrência misturados com aqueles de ocorrência esporádica, caracterizando um sistema estruturalmente estável, porém sensível a perturbações ambientais e antrópicas, especialmente aquelas relacionadas às variações

climáticas (Reynolds, 1998; Chaves, 2013). Uma demonstração adicional da necessidade e relevância de estudos florísticos e ecológicos em reservatórios urbanos artificiais está no fato de que, ao longo do estudo, foram registradas algumas espécies de rara ocorrência que, eventualmente, podem representar novas incidências para o Brasil (p.ex.: *Scenedesmus* cf. *sooi* Hortobagyi e *Scenedesmus* cf. *nanus* Chodat). Esses achados consolidam a importância de se detalhar a composição e variações sazonais da comunidade fitoplanctônica de ambientes lântico como o estudado, uma vez que os resultados obtidos contribuem para a ampliação do conhecimento da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos como um todo. Seguramente, monitoramentos contínuos da biota de ambientes aquáticos artificiais urbanos devem ser fortemente estimulados, tanto no sentido de entendê-los de modo mais aprofundado com para compreender melhor a dinâmica desses ecossistemas frente às mudanças climáticas globais e o aumento de impactos antrópicos, uma vez que tais conhecimentos que podem ser úteis para embasar estratégias eficazes de manejo e conservação (Palmer *et al.*, 2015; Hobbs *et al.*, 2006; Grimm *et al.*, 2008).

## 2.6 CONCLUSÃO

O presente estudo demonstrou que a comunidade fitoplanctônica do reservatório urbano artificial, localizado na Faculdade de Ciências e Letras de Assis (UNESP), exibe uma dinâmica sazonal que registra uma clara estrutura no período sazonal em que a coluna d'água é mais estável sem, entretanto, um padrão claro para o período no qual há redução das chuvas e, conseqüentemente, do volume de água. Durante o período seco, a dominância de Cyanophyceae (e.g., *Synechocystis aquatilis* e *Rhabdogloea* sp.) refletiu condições de alta instabilidade ambiental. Em contraste, o período chuvoso favoreceu maior diversidade, com maior representatividade de táxons de Chlorophyceae e Trebouxiophyceae, além da incorporação de grupos como Euglenophyceae e Cryptophyceae, impulsionados pela maior estabilidade ambiental (Vercellino & Bicudo, 2005), proporcionada por condições melhores para a competição e desenvolvimento de diferentes táxons. As análises multivariadas (PCA e PCO) confirmaram que variáveis como temperatura, pH e precipitação pluviométrica atuaram como filtros ecológicos determinantes na composição da comunidade. A persistência de táxons como *Mucidosphaerium pulchellum* e *Tetrallantos lagerheimii* ao longo do ciclo anual, destacou suas vantagens adaptativas a flutuações ambientais, enquanto a ocorrência esporádica de espécies raras sugeriu colonizações temporárias ou sensibilidade a perturbações. Apesar de sua origem antrópica, o reservatório exibiu complexidade ecológica comparável a sistemas naturais, como os billabongs australianos, funcionando como banco genético e habitat para espécies com distintas estratégias de vida. Contudo, a presença de cianobactérias potencialmente tóxicas (e.g., *Pseudanabaena* cf. *minima* e *Planktolyngbya* cf. *contorta*) alerta para riscos à qualidade da água, reforçando a necessidade de monitoramento contínuo. Os resultados destacam a resiliência desses ecossistemas artificiais, mas também sua sensibilidade a mudanças climáticas.

## 2.7 REFERÊNCIAS

ANGELINI, Ronaldo & AGOSTINHO, Angelo Antonio. Food web model of the Upper Paraná River Floodplain: description and aggregation effects. **Ecological modelling**, v. 181, n. 2-3, p. 109-121, 2005.

ATAZADEH, Islam; SHARIFI, Mozafar; KELLY, M. G. Evaluation of the trophic diatom index for assessing water quality in River Gharasou, western Iran. **Hydrobiologia**, v. 589, p. 165-173, 2007.

AZEVEDO, MT De P.; SANT'ANNA, Célia L. Coelosphaerium evidenter-marginatum, a new planktonic species of Cyanophyceae/Cyanobacteria from São Paulo State, Southeastern Brazil. **Archiv für Hydrobiologie. Supplementband, Algological studies**, v. 129, p. 35-43, 1999.

AZEVEDO, Maria Teresa De P.; SANT'ANNA, Célia L. Sphaerocavum, a new genus of planktic Cyanobacteria from continental water bodies in Brazil. **Archiv für Hydrobiologie. Supplementband, Algological studies**, v. 148, p. 79-92, 2003.

BARBOSA, F. A. R. et al. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. **Theoretical reservoir ecology and its applications**, v. 1, p. 425-437, 1999..

BECKER, Vanessa; HUSZAR, Vera Lúcia M.; CROSSETTI, Luciane O. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. **Hydrobiologia**, v. 628, p. 137-151, 2009.

BEISNER, Beatrix E.; HAYDON, Daniel T.; CUDDINGTON, Kim. Alternative stable states in ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 1, n. 7, p. 376-382, 2003.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação de gêneros. **RiMa Editora, São Carlos**, 2017.

BICUDO, Denise C. et al. Dinâmica do estado trófico do Lago das Garças: 20 anos de síntese. **Hoehnea**, v. 47, p. e722019, 2020.

BORETTI, Alberto; ROSA, Lorenzo. Reassessing the projections of the world water development report. **NPJ Clean Water**, v. 2, n. 1, p. 15, 2019.

BORICS, Gábor et al. Freshwater phytoplankton diversity: models, drivers and implications for ecosystem properties. **Hydrobiologia**, v. 848, p. 53-75, 2021.

BORTOLINI, Jascieli Carla et al. Environmental filters influencing phytoplankton taxonomic structure in cascade reservoirs. **Brazilian Journal of Botany**, v. 43, p. 405-412, 2020.

BRASIL, Jandeson; HUSZAR, Vera LM. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 799-834, 2011.

BRÚSSOLO, Rafael Gotardi; ELY, Deise Fabiana. O clima e a cidade: Ilhas de calor em Assis/SP. **Formação (Online)**, v. 2, n. 22, 2015.

BRÚSSOLO, Rafael Gotardi; DOS SANTOS, Bruno César; DA SILVA VECCHIA, Francisco Arthur. Caracterização das chuvas no município de Assis (SP) no recorte temporal de 1991 a 2016. **Geographia Opportuno Tempore**, v. 6, n. 1, p. 79-92, 2020.

CALIJURI, M. do C.; DOS SANTOS, A. C. A.; JATI, Susicley. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP—Brazil). **Journal of plankton research**, v. 24, n. 7, p. 617-634, 2002.

CARPENTER, S. R. et al. Predicting responses of chlorophyll and primary production to changes in phosphorus, grazing, and dissolved organic carbon (Reply to comment by Nürnberg). **Limnology and Oceanography**, v. 44, n. 4, p. 1179-1182, 1999.

CASSOL, Ana Paula Vestena et al. Climate factors and limnological conditions shaping phytoplankton community in two subtropical cascading reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, p. e17, 2017.

CASTRO, A.A.J., BICUDO, C.E.M. & BICUDO, D.C. 1991. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas 2: Cryptophyceae. **Hoehnea** 18: 87-106

CHAVES, Francisco Ítalo Barbosa. Dinâmica de fitoplâncton e variáveis limnológicas no reservatório de General Sampaio, semiárido do Ceará. 2013.

CHUN, Seong-Jun et al. Improving water quality using settleable microalga *Ettlia* sp. and the bacterial community in freshwater recirculating aquaculture system of Danio rerio. **Water research**, v. 135, p. 112-121, 2018.

CROSSETTI, Luciane Oliveira; BICUDO, Carlos Eduardo de Mattos. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica no período de oito anos em ambiente eutrófico raso (Lago das Garças), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo. 2006.

CROSSETTI, Luciane Oliveira et al. Responses of the phytoplankton functional structure to the spatial and temporal heterogeneity in a large subtropical shallow lake. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, p. e214, 2018.

DANTAS, Ênio Wocylí et al. Ecologia da comunidade de algas planctônicas em reservatórios de Pernambuco (Nordeste, Brasil). 2010.

DANTAS, Ênio W.; MOURA, Ariadne N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, Maria do Carmo. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 83, p. 1327-1338, 2011.

DÍAZ VALLE, Karina Alejandra. Chlorophyceae, Ulvophyceae, Klebsormidiophyceae e Trebouxiophyceae filamentosas do estado de São Paulo: levantamento florístico. 2023.

DODDS, Walter K. **Freshwater ecology: concepts and environmental applications**. Elsevier, 2002.

ETTL, Hanuš; GÄRTNER, Georg. Eine einfache Methode zur Darstellung der Struktur der Stärkehüllen von Pyrenoiden bei Grünalgen (Chlorophyta). **Archiv für Protistenkunde**, v. 135, n. 1-4, p. 179-181, 1988.

FELISBERTO, Sirlene Aparecida; RODRIGUES, Liliana. Influência do gradiente longitudinal (rio-barragem) na similaridade das comunidades de desmídias perifíticas. **Brazilian Journal of Botany**, v. 28, p. 241-254, 2005.

FERNANDES, Letícia Oliveira Rodrigues. Fitoplâncton em regiões secas: uma revisão sistemática. 2024.

VERCELLINO, Ilka Schincariol; BICUDO, Denise de Campos. Sucessão da comunidade de algas perifíticas em reservatório oligotrófico tropical (São Paulo, Brasil): comparação entre período seco e chuvoso. **Brazilian Journal of Botany**, v. 29, p. 363-377, 2006.

FERRAGUT, Carla et al. Ficoflórula perifítica e planctônica (exceto Bacillariophyceae) de um reservatório oligotrófico raso (Lago do IAG, São Paulo). **Hoehnea**, v. 32, n. 2, p. 137-184, 2005.

FERRAREZE, M.; NOGUEIRA, M. G. Phytoplankton assemblages and limnological characteristics in lotic systems of the Paranapanema Basin (Southeast Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n. 4, p. 389-405, 2006..

FERRÃO FILHO, Aloysio da Silva et al. Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos. 2009.

FINLAY, Jacques C.; KHANDWALA, Sapna; POWER, Mary E. Spatial scales of carbon flow in a river food web. **Ecology**, v. 83, n. 7, p. 1845-1859, 2002.

FOLEY, Jonathan A. et al. Global consequences of land use. **science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

FONTANA, Luciane; BICUDO, Denise de C. Diatomáceas (Bacillariophyceae) de sedimentos superficiais dos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema (SP/PR, Brasil): Coscinodiscophyceae e Fragilariophyceae. **Hoehnea**, v. 36, p. 375-386, 2009.

FONTANA, Luciane; BICUDO, Denise de Campos. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas (Bacillariophyceae) de sedimentos superficiais nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema, SP/PR, Brasil. **Hoehnea**, v. 39, p. 587-614, 2012.

FRANCO, Joice Moreira et al. Degradação ambiental e a qualidade da água em nascentes da área urbana do Município de Assis (SP). 2023.

GLEICK, Peter H. (Ed.). **The World's Water: The Biennial Report on Freshwater Resources. Volume 8**. Island press, 2014.

GUIRY, M. D.; GUIRY, G. M. AlgaeBase. Galway: National University of Ireland [em linha]. 2020.

HAMMER, Øyvind; HARPER, David AT. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia electronica**, v. 4, n. 1, p. 1, 2001.

HART, Barry T. et al. **Water quality characteristics of eight billabongs in the Magela Creek catchment**. Office of the Supervising Scientist for the Alligator Rivers Region, Sydney (Australia), 1982.

HEGEWALD, Eberhard. Annotated catalogue of Scenedesmus and nomenclaturally related genera including original descriptions and figures. **Bibliotheca Diatomologica**, v. 80, p. 1-587, 1988.

HENRY, Raoul; USHINOHAMA, Érika; FERREIRA, Rosa MR. Fitoplâncton em três lagoas marginais ao Rio Paranapanema e em sua desembocadura no Reservatório de Jurumirim (São Paulo, Brasil) durante um período prolongado de seca. **Brazilian Journal of Botany**, v. 29, p. 399-414, 2006.

HILLMAN, T. J. Billabongs. In: **Limnology in Australia**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1986. p. 457-470.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). *Climate Change 2023: Synthesis Report*. Geneva: **IPCC**, **2023**. website: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>

KAUFFMAN, Marcelo et al. Qualidade da água no reservatório de Lajes-RJ: ocorrências de cianobactérias e cianotoxinas. 2021.

KOMÁREK, Jiří. Chlorophyceae (Grundlagen) Ordnung Chlorococcales. **Das Phytoplankton des SuBwassers**, p. 1-1044, 1983.

KOMAREK, Jiri; DE PAIVA AZEVEDO, Maria Teresa. Geitlerinema unigranulatum, a common tropical cyanoprokaryote from freshwater reservoirs in Brazil. **Archiv für Hydrobiologie. Supplementband, Algological studies**, v. 134, p. 39-52, 2000.

KOMÁREK, Jiří. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera), using a polyphasic approach. **Preslia**, v. 86, p. 295, 2014.

KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ, Jaroslava; CRONBERG, Gertrud. Planktic blue-green algae from lakes in South Scania, Sweden. Part I. Chroococcales. **Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes**, p. 13-51, 1994.

LEMOS, Wictor Edney Dajtenko. Monitoramento e gestão da qualidade da água em reservatórios incorporando processos hidrodinâmicos e climáticos de regiões tropicais semiáridas. 2011.

LINS, Ruceline Paiva Melo et al. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica em um reservatório eutrófico do trópico semiárido brasileiro. 2011.

LONDE, L. R. et al. Water residence time affecting phytoplankton blooms: study case in Ibitinga Reservoir (São Paulo, Brazil) using Landsat/TM images. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, p. 664-672, 2016.

LUND, John Walter Guerrier; KIPLING, C.; LE CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiologia**, v. 11, p. 143-170, 1958.

LV, Hong et al. Temperature and nutrients are significant drivers of seasonal shift in phytoplankton community from a drinking water reservoir, subtropical China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 5917-5928, 2014.

MACHADO, Leila dos Santos. Variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Guarapiranga-SP. 2016.

MANTZOUKI, Evanthia et al. Temperature effects explain continental scale distribution of cyanobacterial toxins. **Toxins**, v. 10, n. 4, p. 156, 2018.

MARGALEF, Ramón. Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. 1958.

MARGALEF, Ramón. Diversity Phytoplankton Manual, Monograph on Oceanic Methodology. 1978.

MARGALEF, Ramón. Ecological correlations and the relationship between primary productivity and community structure. In: **Primary Productivity in Aquatic Environments: Proceedings of an IBP PF Symposium, Pallanza, Italy, April 26–May 1, 1965**. Univ of California Press, 2022. p. 355.

MARSIGLIA, Wanda Izabel Monteiro de Lima et al. Variação espaço temporal da comunidade fitoplanctônica e de fatores ecológicos em um sistema lêntico de recente formação. 1998.

MCPHADEN, Michael J.; ZEBIAK, Stephen E.; GLANTZ, Michael H. ENSO as an integrating concept in earth science. *science*, v. 314, n. 5806, p. 1740-1745, 2006.

MENEZES, Viviane Costa et al. Chlorococcales sensu lato (Chlorophyceae) em um lago artificial urbano, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Botânica**, v. 66, n. 2, p. 227-240, 2011..

NOGUEIRA, I. de S.; LEANDRO-RODRIGUES, N. C. Algas planctônicas de um lago artificial do Jardim Botânico Chico Mendes, Goiânia, Goiás: florística e algumas considerações ecológicas. **Revista brasileira de Biologia**, v. 59, p. 377-395, 1999.

NOGUEIRA, Ina de Souza et al. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. **Hoehnea**, v. 35, p. 219-233, 2008.

NOGUEIRA, M. G. et al. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos): Um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**, v. 2, p. 435-459, 2006.

NOGUEIRA, M. G. et al. Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical-subtropical river (SE, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, p. 781-793, 2010.

NOGUEIRA, Marcos Gomes; PERBICHE-NEVES, Gilmar; NALIATO, Danilo AO. Limnology of two contrasting hydroelectric reservoirs (storage and run-of-river) in southeast Brazil. **Hydropower: practice and application**. Rijeka: Intech, p. 167-784, 2012.

PADISÁK, Judit et al. Phytoplankton composition, biodiversity and a pilot survey of toxic cyanoprokaryotes in a large cascading reservoir system (Tietê basin, Brazil). **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 27, n. 5, p. 2734-2742, 2000.

PADISAK, Judit et al. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. **Hydrobiologia**, v. 553, p. 1-14, 2006.

PALUDO, Isabela Pierozan. **Influência da chuva sobre a comunidade de cianobactérias fitoplanctônicas de uma represa subtropical**. 2024. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

PIELOU, Evelyn C. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. **Journal of theoretical biology**, v. 10, n. 2, p. 370-383, 1966.

PRESSEY, Robert L.; PRESSEY, R. L. **Wetlands of the River Murray below Lake Hume**. River Murray Commission, 1986..

RANGEL, Luciana M. et al. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 693, p. 13-28, 2012.

REYNOLDS, Colin S. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. **Ecography**, v. 3, n. 3, p. 141-159, 1980.

REYNOLDS, Colin S. The state of freshwater ecology. **Freshwater Biology**, v. 39, n. 4, p. 741-753, 1998.

REYNOLDS, Colin S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of plankton research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

REYNOLDS, Colin S. **The ecology of phytoplankton**. Cambridge University Press, 2006.

REYNOLDS, C. S. The development of ecological concepts in limnology, with particular reference to the last twenty-five years. **Journal of the Limnological Society of Southern Africa**, v. 14, n. 2, p. 54-59, 1988.

RODGHER, Suzelei et al. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê River (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, p. 697-710, 2005.

SANT'ANNA, Célia Leite. **Chlorococcales (Chlorophyceae) do Estado de São Paulo, Brasil**. Lubrecht & Cramer, Limited, 1984.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, MT de P.; SORMUS, L. Fitoplâncton do lago das Garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil: estudo taxonômico e aspectos ecológicos. **Hoehnea**, v. 16, p. 89-131, 1989.

SANTANA, Lucineide Maria; WEITHOFF, Guntram; FERRAGUT, Carla. Seasonal and spatial functional shifts in phytoplankton communities of five tropical reservoirs. **Aquatic Ecology**, v. 51, p. 531-543, 2017.

SANTANA, Lucineide Maria; NABOUT, João Carlos; FERRAGUT, Carla. Taxonomic and functional classifications of phytoplankton in tropical reservoirs with different trophic states. **Brazilian Journal of Botany**, v. 41, p. 91-102, 2018.

SCHWARZENBACH, René P. et al. Global water pollution and human health. **Annual review of environment and resources**, v. 35, n. 1, p. 109-136, 2010.

SCHEFFER, Marten et al. Alternative equilibria in shallow lakes. **Trends in ecology & evolution**, v. 8, n. 8, p. 275-279, 1993.

SENNA, P. A. C.; DELAZARI, Alessandra; LEITE SANT'ANNA, C. A new planktic cyanoprokaryotic species, *Cyanodictyon tropicalis* (Cyanophyceae) from Espírito Santo State (Southeastern), Brazil. **Archiv für Hydrobiologie. Supplementband, Algological studies**, v. 129, p. 293-303, 1999.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The Mathematical Theory of Communication**. Urbana: University of Illinois Press, 1963.

SILVA, Claudinéia Almeida da; TRAIN, Sueli; RODRIGUES, Luzia Cleide. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. **Hydrobiologia**, v. 537, p. 99-109, 2005.

SILVA, Rennyer Holanda. Estratificação térmica e química em reservatório do semiárido brasileiro. 2016.

SIMPSON, Edward H. Measurement of diversity. **nature**, v. 163, n. 4148, p. 688-688, 1949.

SMITH, Val H.; SCHINDLER, David W. Eutrophication science: where do we go from here?. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009.

SOMMER, Ulrich et al. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 106, n. 4, p. 433-471, 1986.

SORMUS, Laine; BICUDO, Carlos Eduardo de Mattos. Criptógamos do parque estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. **Algas**, v. 6, p. 75-92, 1994.

TANIGUCHI, Glória M.; BICUDO, Denise C.; SENNA, Pedro AC. Gradiente litorâneo-limnético do fitoplâncton e ficoperifiton em uma lagoa da planície de inundação do Rio Mogi-Guaçu. **Brazilian Journal of Botany**, v. 28, p. 137-147, 2005.

TELL, G.; CONFORTI, V. Euglenophyta pigmentadas de la Argentina, Biblioteca Phycologica 75. **J. Cramer, Berlin**, 1986.

TUCCI, Andréa et al. Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. **Hoehnea**, v. 33, n. 2, p. 147-175, 2006.

TUCCI, Carlos EM. Águas urbanas. **Estudos avançados**, v. 22, p. 97-112, 2008.

TUNDISI, José G. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios: estudos de caso e perspectivas. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: Rima, v. 1, p. 1-21, 2005.

TUNDISI, José Galizia. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados**, v. 22, p. 7-16, 2008.

UTERMÖHL, Hans. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen**, v. 9, n. 1, p. 1-38, 1958.

VALENTIN, Jean L. et al. A diversidade específica para a análise das sucessões fitoplanctônicas. Aplicação ao ecossistema da ressurgência de Cabo Frio (RJ). **Revista Nerítica**, v. 6, n. 1-2, p. 7-26, 1991.

VOROSMARTY, Charles J. et al. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. **science**, v. 289, n. 5477, p. 284-288, 2000.

WEBER, Cornelius I. (Ed.). **Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents**. National Environmental Research Center, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, 1980.

WETZEL, Robert G. **Limnology: lake and river ecosystems**. gulf professional publishing, 2001.

WU, Naicheng et al. Using river microalgae as indicators for freshwater biomonitoring: Review of published research and future directions. **Ecological Indicators**, v. 81, p. 124-131, 2017.

ZENNI, R. D. et al. Status e tendências sobre espécies exóticas invasoras no Brasil. 2024.

### 3 CAPÍTULO II - EFEITOS DOS HERBICIDAS ATRAZINA E 2,4-D ISOLADOS E EM MISTURA SOBRE A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DE UM RESERVATÓRIO ARTIFICIAL EM UM CENÁRIO DE AQUECIMENTO GLOBAL

#### 3.1 RESUMO

A comunidade fitoplanctônica, base da teia trófica aquática, desempenha um papel essencial nos ecossistemas, sendo responsável pela maior parte da produção primária nos corpos d'água, especialmente nos ambientes lênticos. Contudo, as mudanças climáticas e a poluição química, especialmente por herbicidas, ameaçam sua estrutura e função. Neste sentido, este estudo experimental avaliou os impactos sobre o fitoplâncton quando a comunidade foi submetida a um cenário combinado envolvendo a exposição a dois herbicidas largamente utilizados no Brasil e no mundo, Atrazina e 2,4-D, isoladamente e em combinação, sob a perspectiva do “*Shared Socioeconomic Pathways*” - 4.5 (SSP2-4.5) projetado pelo Sexto Relatório de Avaliação do “*Intergovernmental Panel on Climate Change*” (IPCC) da Organização das Nações Unidas (ONU). Amostras de fitoplâncton de um reservatório artificial urbano destinado à contenção de água da chuva foram submetidas a seis tratamentos, incluindo o grupo controle (meio sem herbicidas), combinando a exposição das amostras a diferentes concentrações de Atrazina (32 e 64 µg/L) e 2,4-D (150 e 500 µg/L), isolados e em mistura (64 µg/L e 500 µg/L), com o aumento de temperatura previsto no SSP2-4.5 para, então, serem avaliados possíveis efeitos sobre a produção primária e parâmetros da estrutura da comunidade fitoplanctônica. As amostras experimentais foram mantidas em condições controladas de temperatura (31,8 °C), irradiância (140 µmol/m<sup>2</sup>/s) e fotoperíodo (12h claro/12h escuro) e os parâmetros analisados como variáveis resposta incluíram densidade populacional, composição taxonômica, biomassa (concentração de clorofila *a*) da comunidade fitoplanctônica e produção primária (fotossíntese líquida). Os resultados experimentais obtidos neste estudo indicam que o cenário multi-estressor testado alterou o arranjo taxonômico e a densidade de organismos, sem, entretanto, afetar significativamente riqueza de espécies e diversidade, uniformidade, dominância e biomassa (concentração de clorofila *a*) da comunidade fitoplanctônica. Considerando a fotossíntese líquida, os experimentos mostraram que houve redução significativa nos valores nominais para o tratamento com a mistura de herbicidas, indicando que o cenário ecotoxicológico mais severo tende, de fato, a afetar o papel funcional da comunidade fitoplanctônica.

**Palavras-chave:** Ecotoxicologia Aquática, Comunidade Fitoplanctônica, Estressores Ambientais, Herbicidas Sistêmicos, Mudanças Climáticas Globais.

### 3 CHAPTER II - EFFECTS OF THE HERBICIDES ATRAZINE AND 2,4-D, ISOLATED AND IN MIXTURE, ON THE PHYTOPLANKTON COMMUNITY OF AN ARTIFICIAL RESERVOIR IN A GLOBAL WARMING SCENARIO

#### 3.1.1 ABSTRACT

The phytoplankton community, the basis of the aquatic trophic web, plays an essential role in ecosystems, being responsible for most of the primary production in water bodies, especially in lentic environments. However, climate change and chemical pollution, especially by herbicides, threaten its structure and function. In this sense, this experimental study evaluated the impacts on phytoplankton when the community was subjected to a combined scenario involving exposure to two herbicides widely used in Brazil and worldwide, Atrazine and 2,4-D, alone and in combination, from the perspective of “Shared Socioeconomic Pathways” - 4.5 (SSP2-4.5) designed by the Sixth Assessment Report of the “Intergovernmental Panel on Climate Change” (IPCC) of the United Nations (UN). Phytoplankton samples from an urban artificial reservoir intended for rainwater retention were subjected to six treatments, including the control group (medium without herbicides), combining the exposure of samples to different concentrations of Atrazine (32 and 64 µg/L) and 2,4-D (150 and 500 µg/L), isolated and in mixture (64 µg/L and 500 µg/L), with the temperature increase predicted in SSP2-4.5, in order to evaluate possible effects on primary production and parameters of the phytoplankton community structure. The experimental samples were maintained under controlled conditions of temperature (31.8 °C), irradiance (140 µmol/m<sup>2</sup>/s) and photoperiod (12h light/12h dark) and the parameters analyzed as response variables included population density, taxonomic composition, biomass (chlorophyll a concentration) of the phytoplankton community and primary production (net photosynthesis). The experimental results obtained in this study indicate that the multi-stressor scenario tested altered the taxonomic arrangement and density of organisms, without, however, significantly affecting species richness and diversity, uniformity, dominance and biomass (chlorophyll a concentration) of the phytoplankton community. Considering net photosynthesis, the experiments showed that there was a significant reduction in the nominal values for the treatment with the herbicide mixture, indicating that the most severe ecotoxicological scenario tends, in fact, to affect the functional role of the phytoplankton community.

**Keywords:** Aquatic Ecotoxicology, Phytoplankton Community, Environmental Stressors, Systemic Herbicides, Global Climate Change.

### 3.2 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos continentais abrangem vários habitats de água doce, incluindo rios, córregos, lagos, lagoas, reservatórios e recursos hídricos subterrâneos (Albertoni & Silva, 2010; Rocha *et al.*, 2011). Esses ecossistemas são componentes vitais da nossa biosfera que participam do fluxo de materiais entre ambientes terrestres e aquáticos, contribuindo assim para o funcionamento dos ciclos biogeoquímicos globais (Agostinho *et al.*, 2005; Tundisi & Tundisi, 2016).

Com preocupações crescentes sobre os diversos poluentes que têm sido relatados nas águas continentais em todo o mundo, cientistas de diferentes áreas começaram a se concentrar em estudos voltados para avaliações de caráter "ecotoxicológico", termo cunhado por René Truhaut, em 1977, com ênfase em ecossistemas aquáticos. Um dos desafios ecotoxicológicos mais críticos que a humanidade enfrenta é o aumento expressivo da poluição dos ambientes aquáticos com compostos químicos naturais e industriais (Martinez-Alcalá *et al.*, 2018; Czarny *et al.*, 2019). O uso e ocupação do solo representam importantes vetores de introdução de nutrientes, sedimentos e contaminantes em corpos d'água, comprometendo sua funcionalidade ecológica e resultando em processos como eutrofização e perda de biodiversidade (Carney, 2009; Destouni & Jarsjö, 2018). A crescente demanda por recursos naturais, impulsionada pela urbanização e expansão agrícola, tem intensificado esses impactos em escala global (Cline *et al.*, 2011). O uso generalizado de agroquímicos, como herbicidas e antibióticos, por exemplo, aumenta a probabilidade de sua entrada em sistemas aquáticos por meio do escoamento superficial (Fuhrer, 1999; Boxall *et al.*, 2003; Kelly & Cohen, 2018).

Para além dos poluentes químicos, outros fatores abióticos são muito importantes para a biota presente nos ecossistemas aquáticos. Neste sentido, segundo diversos estudos, a temperatura da água constitui um dos fatores ambientais cruciais que podem exercer efeitos significativos na composição e no funcionamento, por exemplo, da comunidade planctônica (Donker *et al.*, 1998; Heugens *et al.*, 2001; Moss *et al.*, 2003; Winder & Schindler, 2004; Mooij *et al.*, 2005; Graham e Vinebrooke, 2009; Winder *et al.*, 2009; Ozen *et al.*, 2013; Sorf *et al.*, 2014; Van de Perre *et al.*, 2018). Adicionalmente, a temperatura da água ainda é capaz de

interagir com os efeitos tóxicos dos poluentes, influenciando sua biodisponibilidade e toxicocinética (Heugens *et al.*, 2001; Van de Perre *et al.*, 2018).

Entretanto, para estabelecer estudos que envolvam avaliações ecotoxicológicas voltadas ao ecossistemas aquáticos, é necessário identificar e selecionar organismos que sejam capazes de indicar o grau de influência de potenciais poluentes sobre a qualidade ambiental destes sistemas, servindo, assim, como bioindicadores. Reconhecendo, então, a necessidade de identificar organismos bioindicadores que sirvam de parâmetros de resposta de efeitos ecotoxicológicos em ambientes aquáticos, muitos autores optam por estudar comunidades fitoplanctônicas devido à praticidade no seu cultivo em larga escala, aos padrões de resposta rápida frente a mudanças do ambiente, à sensibilidade a compostos químicos e, principalmente, ao seu papel funcional como relevantes produtores primários (Broccoli *et al.*, 2021; Pastorino *et al.* 2021). Neste contexto, qualquer cenário ambiental que resulte em mudanças na estrutura composições e no funcionamento das comunidades fitoplanctônicas pode impactar severamente níveis tróficos mais elevados. Assim, dado que as comunidades fitoplanctônicas constituem um recurso alimentar significativo para herbívoros em níveis tróficos mais altos (Jacomini - ANPA, 2000; Moreira-Santos *et al.*, 2004; Broccoli *et al.*, 2021), caso a exposição a poluentes (como, por exemplo, herbicidas) seja capaz de deprimir significativamente a produção primária, a comestibilidade e a nutrição do fitoplâncton, essa exposição pode, em cascata, reduzir os recursos alimentares para os seus consumidores diretos, como o zooplâncton, e, subsequente e indiretamente, para os peixes (Hasenbein *et al.*, 2017).

Embora vários estudos indiquem que o mundo está cada vez mais se direcionando a cenários envolvendo múltiplos estressores, muitos estudos ecotoxicológicos se concentram apenas na avaliação de um estressor em relação ao fitoplâncton. As avaliações convencionais de risco ecotoxicológico de produtos químicos geralmente dependem de testes laboratoriais de espécies únicas que avaliam os efeitos de um único estressor sob condições experimentais padronizadas (Van de Perre *et al.*, 2018). Esse escopo limitado geralmente resulta em uma perda de percepção sobre o impacto real experimentado por essas comunidades, uma vez que muitos compostos são introduzidos em ecossistemas aquáticos simultaneamente (Boxall *et al.*, 2003) e podem interagir para produzir resultados

imprevistos (DeLorenzo & Serrano, 2003; Kelly & Cohen, 2018). Neste sentido, o delineamento experimental de estudos ecotoxicológicos em ecossistemas aquáticos está cada vez mais caminhando para a análise de cenários multi-estressores, uma vez que estes se aproximam mais da realidade ambiental atual.

Considerando os desafios impostos pelas mudanças climáticas e pela contaminação por agroquímicos em ecossistemas aquáticos, este estudo tem como objetivo geral avaliar os efeitos combinados dos herbicidas Atrazina e 2,4-D sob o cenário de aquecimento global SSP2-4.5 do IPCC (Calvin *et al.*, 2023) sobre a estrutura e o funcionamento da comunidade fitoplanctônica, por meio de experimentos ecotoxicológicos. Para isso, estabeleceram-se os seguintes objetivos específicos: (i) quantificar os impactos do cenário climático SSP2-4.5 isoladamente sobre a comunidade fitoplanctônica, a fim de entender as alterações induzidas pelo aumento da temperatura; (ii) determinar a toxicidade individual dos herbicidas Atrazina e 2,4-D sobre o fitoplâncton sob as condições projetadas pelo cenário climático, investigando possíveis mudanças na sensibilidade das espécies; (iii) avaliar os efeitos sinérgicos da exposição conjunta aos dois herbicidas no contexto do aquecimento global, testando interações que possam amplificar ou atenuar os impactos e (iv) identificar alterações-chave em parâmetros ecológicos, como riqueza de espécies, biomassa e produtividade primária, em resposta aos estressores isolados e combinados, buscando padrões que possam indicar riscos para a funcionalidade do ecossistema.

Considerando estudos prévios, espera-se que o aumento da temperatura previsto pelo cenário SSP2-4.5, bem como a exposição aos herbicidas Atrazina e 2,4-D devem alterar significativamente aspectos da estrutura e do funcionamento da comunidade fitoplanctônica, além de reduzir a sua produtividade primária. Adicionalmente, espera-se que a exposição da comunidade fitoplanctônica às maiores concentrações dos herbicidas e aos cenários nos quais os estressores estão combinados (e.g., cenários multi-estressores) deva produzir efeitos negativos mais expressivos sobre as variáveis resposta testadas.

### 3.3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### Coleta e preparação do fitoplâncton utilizado no estudo experimental

A coleta da comunidade fitoplanctônica utilizada nos tratamentos do estudo experimental foi realizada em 10 de outubro de 2024, a partir da coluna d'água de um reservatório artificial urbano utilizado para a contenção de água da chuva que está localizado no município de Assis, SP, dentro dos limites da Faculdade de Ciências e Letras da UNESP, UNESP-FCL/Assis. Nesta coleta foram filtrados 80 litros de água do reservatório em rede de plâncton de abertura de 20  $\mu\text{m}$ . A partir da água filtrada, foi, então, preparada uma segunda amostra de água, com volume total final de 12 litros, oriunda da filtração em peneiras metálicas de 250 microns de abertura. O objetivo da segunda filtração foi eliminar, ou, ao menos, diminuir, a presença do zooplâncton nas amostras fitoplanctônicas experimentais finais e, assim, reduzir ao máximo as interferências de possíveis efeitos da herbívora nas análises ecotoxicológicas. Esta amostra concentrada de 12 litros contendo, basicamente, apenas a comunidade fitoplanctônica foi aclimatada em estufa B.O.D. (marca Nova Ética, modelo 411/FDP 355) sob condições controladas e constantes de temperatura (29,1 °C), irradiância (140  $\mu\text{mol}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ) e fotoperíodo 14h:10h (ciclo claro-escuro) durante um período de 24 horas. Ao final do período de aclimação e antes da contaminação com herbicidas, uma alíquota de 50 mL da amostra aclimatada (Ti) foi fixada com Iodeto de Lugol acidificado a 4% para a análise do estado inicial da estrutura da comunidade fitoplanctônica.

#### Delineamento do experimento de avaliação das respostas da comunidade fitoplanctônica exposta a um cenário multi estressor

O estudo de avaliação das respostas da comunidade fitoplanctônica expostas aos cenários experimentais foi composto por seis diferentes tratamentos, envolvendo as combinações entre as concentrações de dois herbicidas, 2,4-D (formulação comercial 2,4-D AMINOL, i. a. 670 g/L, empresa ADAMA®) e Atrazina (formulação comercial Atrazina PRIMÓLEO, i.a. 400 g/L, empresa SYNGENTA®), isolados e em mistura, com o aumento da temperatura descrito no cenário de aquecimento global SSP2-4.5 que foi estimado pelo 6º Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2023). As configurações dos tratamentos estão ilustradas na Tabela 1.

Os valores de temperatura experimental foram calculados utilizando-se como base de referência uma média das temperaturas máximas do reservatório (TMR = 29,1°C) da UNESP-FCL/Assis. A partir do valor da TMR foi calculada a temperatura experimental com base nas projeções apresentadas no 6º Relatório de Avaliação do IPCC (IPCC, 2023) para a região tropical considerando especificamente o cenário SSP2-4.5. Para este cenário, considerado moderado, o IPCC projeta a manutenção das emissões de gases com efeito estufa nos níveis atuais até meados do século, ocasionando um aumento médio na temperatura (a chamada estimativa central) da ordem de 2,7°C. Assim, a temperatura experimental foi estabelecida como sendo 31,8°C, ou seja, 29,1°C (TMR) + 2,7°C (SSP2-4.5). O tratamento controle, codificado como TC, não contou com nenhuma adição de herbicidas, sendo configurado apenas com a temperatura experimental (e.g., 31,8°C).

Os herbicidas escolhidos para o presente estudo, foram selecionados levando em consideração os seus diferentes modos de ação, uma vez que o 2,4-D atua desregulando o crescimento vegetal e a Atrazina inibindo o fotossistema II. As concentrações do herbicida Atrazina selecionadas para os tratamentos foram as seguintes: a) a concentração do tratamento TAT(L) (Tratamento Atrazina “Low”), considerada baixa, foi estabelecida como sendo 32,0 µg.L<sup>-1</sup> e b) a concentração do tratamento TAT(H) (Tratamento Atrazina “High”), considerada alta, foi determinada como sendo 64,0 µg/L<sup>-1</sup>. Ambas as concentrações dos tratamentos envolvendo o herbicida Atrazina foram definidas considerando as concentrações utilizadas na metodologia descrita em Miguel (2020), além de estarem abaixo dos valores apresentados por Santos (2013) na bacia do Córrego Rico, que identificou, até a presente revisão, as maiores concentrações de Atrazina em águas brasileiras. Já as concentrações do herbicida 2,4-D foram as seguintes: a) a concentração do tratamento T2,4-D(L) (Tratamento 2,4-D “Low”), considerada baixa, foi de 150,0µg L<sup>-1</sup> e b) a concentração do tratamento T2,4-D(H) (Tratamento 2,4-D “High”), considerada alta, foi de 500,0µg L<sup>-1</sup>. As concentrações dos tratamentos com o herbicida 2,4-D foram definidas considerando os valores apresentados na metodologia descrita em Moreira *et al.* (2020), que são semelhantes às concentrações reportadas pela CETESB (2018) para 2,4-D em águas brasileiras.

Para a configuração do cenário ecotoxicológico envolvendo a mistura dos herbicidas, Atrazina e 2,4-D, foram utilizadas as maiores concentrações

experimentais de cada um deles, respectivamente, 64,0  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e 500  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , a fim de simular um ambiente potencialmente mais agressivo à comunidade fitoplanctônica.

**Tabela 1.** Configuração dos tratamentos utilizados no estudo de avaliação das respostas da comunidade fitoplanctônica exposta a cenários ecotoxicológicos experimentais.

Tratamentos	Concentrações dos Herbicidas ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Temperatura Experimental
<b>Controle</b> TC	-	Temperatura máxima do reservatório (29,1 °C) + SSP2-4.5 (+2,7 °C) = 31,8 °C
<b>Atrazina</b>		
<u>TAT(L)</u> <sup>a</sup>	32,0	31,8 °C
<u>TAT(H)</u> <sup>a</sup>	64,0	31,8 °C
<b>2,4-D)</b>		
<u>T2,4-D(L)</u> <sup>b</sup>	150,0	31,8° C
<u>T2,4-D(H)</u> <sup>b</sup>	500,0	31,8 °C
<b>Mistura (Atrazina + 2,4-D)</b>		
<u>TM</u>	64,0 + 500,0	31,8 °C

a - Valores baseados em Miguel, 2020.

b- Valores baseados em Moreira *et al.*, 2020.

### Preparação dos cenários multi-estressores e acompanhamento do período experimental

Para a formulação das concentrações experimentais, inicialmente foram produzidas soluções estoque contendo 1 mL de cada herbicida diluído, em balão volumétrico, em 1L de água destilada. A partir da solução estoque de Atrazina foram, então, preparadas as amostras experimentais do TAT(L) e do TAT(H). Para o tratamento experimental TAT(L) foi acrescido 80  $\mu\text{L}$  da solução estoque de Atrazina a 1 L de amostra filtrada e aclimatada do fitoplâncton, produzindo um meio experimental com concentrações de 32  $\mu\text{g.L}^{-1}$  de Atrazina. Do mesmo modo, foi acrescido 160  $\mu\text{L}$  da solução estoque de Atrazina a 1 L de amostra filtrada e aclimatada do fitoplâncton, produzindo um meio experimental com concentrações de 62  $\mu\text{g.L}^{-1}$  de Atrazina. No caso dos tratamentos com 2,4-D, foram diluídos 220  $\mu\text{L}$  (tratamento T2,4-D(L)) e 746  $\mu\text{L}$  (T2,4-D(H)) da solução estoque de 2,4-D em 1L de amostra filtrada e aclimatada do fitoplâncton, produzindo um meio experimental com concentrações de 150  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e 500  $\mu\text{g.L}^{-1}$  de 2,4-D, respectivamente. Para o tratamento de mistura foi adicionado 160  $\mu\text{L}$  da solução estoque de Atrazina e 746  $\mu\text{L}$  da solução estoque de 2,4-D em 1L da amostra filtrada e aclimatada do

fitoplâncton, produzindo um meio experimental com concentrações de  $64 \mu\text{g.L}^{-1}$  de Atrazina e  $500 \mu\text{g.L}^{-1}$  de 2,4-D. O tratamento controle foi preparado a partir, única e exclusivamente, da amostra filtrada e aclimatada do fitoplâncton, sem, portanto, o acréscimo dos herbicidas.

Os experimentos utilizaram 10 réplicas ( $n=10$ ) de cada tratamento, incluindo aquele envolvendo apenas o aumento de temperatura.

Após as contaminações, as amostras foram homogeneizadas e transferidas para erlenmeyers de 125 mL. Os erlenmeyers contendo as amostras de fitoplâncton de cada tratamento, incluindo o controle, permaneceram fechados com tampões de algodão em B.O.D. a uma temperatura experimental equivalente ao aumento de temperatura previsto no SSP2-4.5 (isto é,  $31,8^{\circ}\text{C}$ ) e sob irradiância constante de  $140 \mu\text{mol.cm}^{-2}.\text{s}^{-1}$  e fotoperíodo 12h:12h.

Após a aplicação do herbicida e iniciada a fase experimental, as amostras tratadas foram monitoradas ao longo de 14 dias para avaliar os efeitos sobre as comunidades fitoplanctônicas. Ao final deste período, então, as amostras foram analisadas quanto aos parâmetros estabelecidos como variáveis-resposta.

#### Parâmetros da comunidade fitoplanctônica analisados

Após a finalização do período experimental todas as amostras de todos os tratamentos foram analisadas quanto aos seguintes parâmetros estabelecidos como as variáveis-resposta: i) composição taxonômica e densidade populacional da comunidade fitoplanctônica; ii) riqueza de espécies e índice de diversidade de Shannon-Weaver; iii) uniformidade e dominância de espécies; iv) biomassa (concentração de clorofila *a*) e vi) taxa fotossintética líquida. A seguir, os métodos relativos a cada um destes parâmetros estão descritos de modo mais detalhado.

#### Análise da biomassa da comunidade fitoplanctônica (concentração de clorofila *a*)

A análise da variação da biomassa da comunidade fitoplanctônica entre os tratamentos experimentais baseou-se nas variações da concentração da clorofila *a* das amostras. A clorofila é frequentemente usada como um indicador da biomassa da comunidade fitoplanctônica (Schreiber, 1955; Baker *et al.* 2008).

A extração da clorofila *a* foi feita a partir da filtração de 125 mL de amostras de cada tratamento, utilizando bombas de vácuo acopladas a um Kitassato contendo

um funil específico para filtro GF/C (Whatman) de retenção da biomassa presente na amostra. Após a extração, os filtros foram secos e posteriormente macerados com pilões e cadinhos e 10 mL de acetona 90%. Após a maceração, o conteúdo restante foi transferido para tubos Falcon de capacidade máxima de 15 mL e armazenados no escuro e a temperatura de 4°C por 12 horas. Após o período de descanso, o conteúdo dos tubos Falcon foi transferido para tubos de ensaio para centrifugação (marca Fanem, modelo Baby - 206-BL), a fim de remover resíduos do filtro utilizado e demais substâncias que poderiam afetar a leitura espectrofotométrica. As amostras foram, então, lidas em espectrofotômetro Biospectro 220 em dois comprimentos de onda, 665 nm e 750 nm, no espectrofotômetro. Os valores obtidos nas leituras aplicou-se a fórmula de Jeffrey & Humphrey (1975) para o cálculo da concentração de clorofila *a*:

$$\text{Clorofila } a \text{ (}\mu\text{g.L}^{-1}\text{)} = 11,85 * (\text{Abs.665} - \text{Abs. 750}) * V1/V2 * L$$

Onde,

Abs. 665: Absorbância a 665 nm;

Abs. 750: Absorbância a 750 nm;

V1: Volume do solvente usado na extração (em ml);

V2: Volume da amostra em litros (ou seja, 0,125 L);

L: Caminho óptico da cubeta (em cm).

#### Análise da fotossíntese líquida da comunidade fitoplanctônica

A análise da fotossíntese líquida foi feita através do método de evolução do oxigênio dissolvido (OD), utilizando a técnica dos frascos claros (FC) e escuros (FE). Os cálculos das taxas fotossintéticas líquidas de cada tratamento foram realizados no 14º, e último, dia de exposição experimental (T14), a partir de cinco amostras fitoplanctônicas de cada tratamento (n=5) que foram colocadas em frascos de 110 mL de vidro com 98,5 % de transparência (as chamadas garrafas claras) e mantidas em condições constantes de temperatura ( $20 \pm 0,5^\circ\text{C}$ ) e irradiância ( $140 \pm 15 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) por um período de incubação com duração de seis horas. Para cada amostra fitoplanctônica de cada um dos tratamentos foram realizadas as medições da concentração de oxigênio dissolvido no meio antes e após os períodos de incubação, registrando-se, assim, os valores no início (DO<sub>i</sub>) e ao final (DO<sub>f</sub>) deste período. As medições das concentrações de oxigênio dissolvido foram realizadas

com auxílio de um oxímetro de bancada equipado com uma sonda com auto-agitação (Yellow Springs Instruments, modelo 5100).

A seguinte fórmula, adaptada de Lozano *et al.* (2020), foi utilizada para o cálculo da produção primária líquida:

$$\text{PPL (mg O}_2\text{.L}^{-1}\text{.h}^{-1}) = \text{DOFC (mg O}_2\text{.L}^{-1}\text{.h}^{-1}) - \text{DOi (mg O}_2\text{.L}^{-1}\text{.h}^{-1})$$

Onde,

DOi = Oxigênio dissolvido inicial;

DOFC = Oxigênio dissolvido frasco claro

### Análise da composição e da estrutura da comunidade fitoplanctônica

Para análise da composição estrutural e da densidade de organismos das amostras fitoplanctônicas dos tratamentos experimentais (incluindo o controle) foi feita a fixação de uma alíquota das amostras em T1 (antes da exposição aos tratamentos) e em T14 (último dia experimental). Posteriormente, foram realizadas, segundo a metodologia de Lund (1958) (erro amostral de 10%), a contagem em câmaras de sedimentação (Utermöhl, 1958) e com auxílio de Microscópio Invertido (Olympus Tokyo CK - Olympus) dos táxons presentes em cada amostra. O esforço amostral para cada amostra fitoplanctônica foi de 3 lâminas e ao longo do processo de contagem, os indivíduos foram identificados, sempre que possível, até o nível de espécies e os resultados tabulados por classes algais.

### Análise de Dados

Eventuais diferenças estatisticamente significativas nos resultados das análises de concentração de clorofila *a* e da fotossíntese líquida nos diferentes tratamentos experimentais foram identificadas através da análise de variância de Scott-Knott (Teste de Scott-Knott), seguido, quando necessário, do teste “*post-hoc*” de Tukey. Tais análises foram realizadas com o software Sisvar 5.6 (Ferreira, 2019).

### 3.4 RESULTADOS

#### Composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica

As análises taxonômicas das amostras fitoplanctônicas revelaram que, em um contexto geral, ocorreram 34 táxons genéricos/infragenéricos distribuídos em nove classes algais (Tabela 2), sendo Chlorophyceae a classe com maior representatividade (19 táxons), seguida por Cyanophyceae (5), Cryptophyceae e Euglenophyceae (ambas com 3 táxons) (Tabela 2). Considerando o número de espécies por gênero, os gêneros mais bem representados foram (Tabela 2): *Desmodesmus* (5 táxons), seguido de *Chlorella* (2 táxons), *Monoraphidium* (2), *Chlorococcum* (2) e *Trachelomonas* (2).

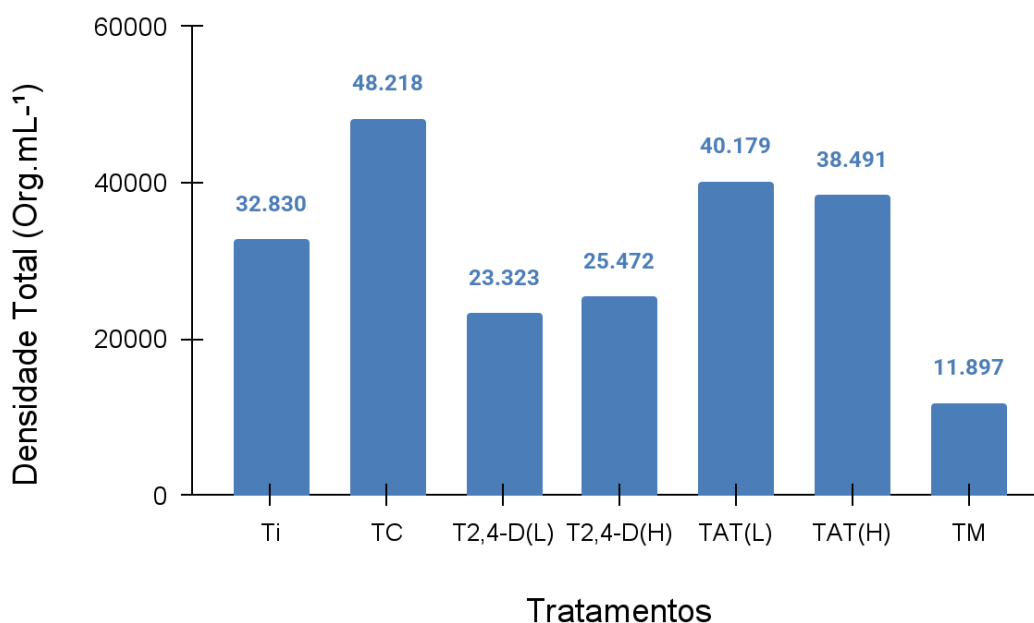
**Tabela 2.** Lista geral de táxons, e suas respectivas frequências de ocorrência, identificados nos tratamentos experimentais que avaliaram os possíveis efeitos de cenários ecotoxicológicos sobre a comunidade fitoplanctônica de um reservatório artificial urbano localizado no município de Assis, SP. \*Amostras de Ocorrência: 1 = Ti; 2 = TC; 3 = T2,4-D(L); 4 = T2,4-D(H); 5 = TAT(L); 6 = TAT(H); 7 = TM.

Táxon	Amostras de Ocorrência*
<b>Total Chlorophyceae</b>	
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Korshikov	1,2,3,4,5,6,7
<i>Chlorella minutissima</i> Fott & Nováková	1,2,3,4,5,6,7
<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck	1,2,3,4,5,7
<i>Chlamydomonas</i> cf. <i>reinhardtii</i> Dangeard	1,2,3,4,5,6,7
<i>Chlorococcum ellipsoideum</i> Deason & Bold	1,2,3,4,5,7
<i>Chlorococcum infusionum</i> (Schrank) Meneghini	1,2,3,4,5,6,7
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	2,3,4,5,6,7
<i>Desmodesmus</i> cf. <i>armatus</i> (Chodat) Chodat	1,3,5,6
<i>Desmodesmus bicaudatus</i> (Dedusenko) Tsarenko	1,2,3,4,5,6,7
<i>Desmodesmus communis</i> (E.Hegewald) Hegewald	2,3,4,7
<i>Desmodesmus protuberans</i> (Fritsch & Rich) Hegewald	3,4,6
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek	1,2,3,4,5,6,7
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	1,2,3,4,7
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	1,2,3,4,5,6,7
<i>Polyhedriopsis spinulosa</i> (Schmidle) Schmidle	1,3,5,6,7
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	1,2,3,4,5,6,7
<i>Tetraëdron incus</i> (Teiling) Smith	1
<i>Tetralantos lagerheimii</i> Teiling	3,4,6
<b>Cyanophyceae</b>	
<i>Aphanocapsa</i> cf. <i>delicatissima</i> West & G.S.West	1,2,5
<i>Geitlerinema</i> sp.	1,3,4,5,6,7
<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková, Jezberová, Komárek & Zapomelová	1,2,3,4,5,6,7
<i>Pseudanabaena</i> cf. <i>minima</i> (An) Anagnostidis	4,7
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau	1,2,3,4,5,6,7

<b>Continuação Tabela 2</b>	
<b>Táxon</b>	<b>Amostras de Ocorrência*</b>
<b>Euglenophyceae</b>	
<i>Lepocinclis oxyuris</i> (Schmarda) Marin & Melkonian	1,7
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>robusta</i> Svirenko	2,3,5
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	2,3,4,5,6,7
<b>Xanthophyceae</b>	
<i>Isthmochloron lobulatum</i> (Nägeli) Skuja	7
<b>Zygnematophyceae</b>	
<i>Cosmarium</i> sp.	3
<i>Penium</i> sp.	2,6
<b>Ulvophyceae</b>	
<i>Ulotrichopsis</i> cf. <i>cylindrica</i> Wichmann	3,4,5,7
<b>Trebouxiophyceae</b>	
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (Wood) Book Proschold & Krienitz	1,2,3,4,5,6,7
<b>Eustigmatophyceae</b>	
<i>Pseudostaurastrum</i> cf. <i>hastatum</i> (Reinsch) Chodat	1,3,7
<b>Cryptophyceae</b>	
<i>Chilomonas</i> sp.	1,3,4
<i>Cryptomonas</i> cf. <i>tenuis</i> Pascher	1,3,5,6,7
<i>Rhodomonas lacustris</i> Pascher & Ruttner	2

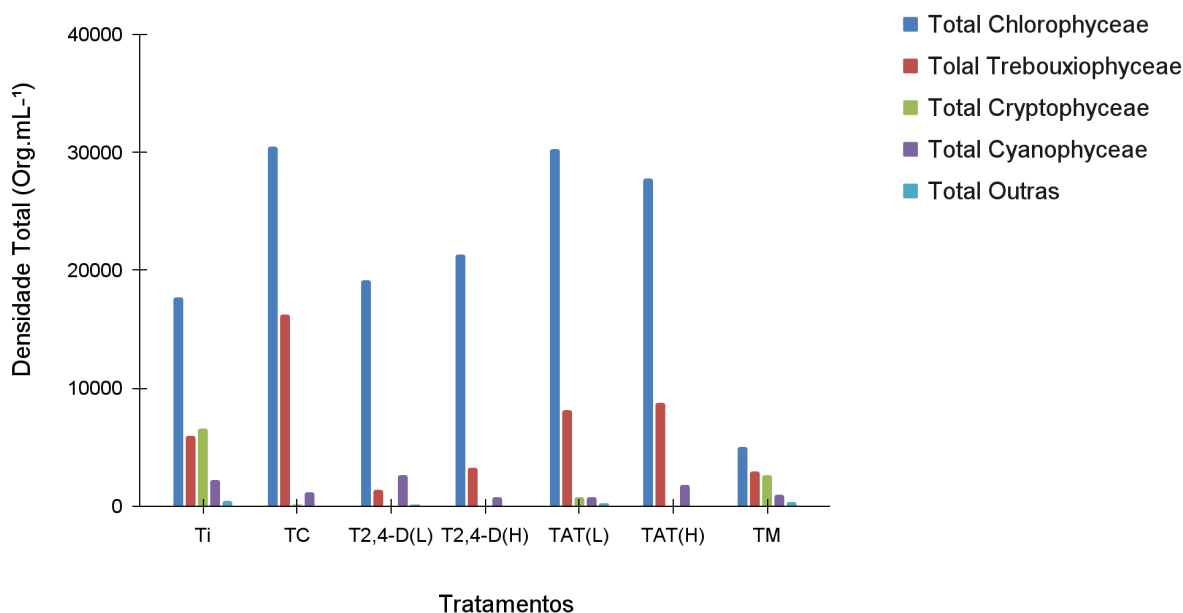
A quantificação da densidade de organismos totais presentes nas amostras fitoplanctônicas após a finalização do período de exposição aos diferentes tratamentos experimentais revelou que os maiores valores deste parâmetro foram observados nas amostras do TC, seguidos das amostras do TAT(L) e do TAT(H) (Figura 1). Por sua vez, os menores valores de densidades foram observados, de forma crescente, nas amostras dos tratamentos TM, T2,4-D(L) e T2,4-D(H) (Figura 1).

Ainda considerando a densidade de organismos, agora relativa a cada classe algal, as contagens registraram que as maiores densidades relativas foram observadas para a classe Chlorophyceae em todos os tratamentos, porém com valores mais expressivos no TC e nos tratamentos com Atrazina (TAT(L) e TAT(H)). Ainda considerando a classe Chlorophyceae, dois registros parecem relevantes (Figura 2): i) houve importante aumento da densidade das clorófitas quando a comunidade fitoplanctônica foi exposta ao aumento de temperatura tanto nos tratamentos sem (TC) e com herbicidas; ii) a única redução na densidade de clorófitas foi observada no tratamento de exposição à mistura de herbicidas (TM).



**Figura 1.** Densidade total de organismos (Org.mL<sup>-1</sup>) contabilizados em cada amostra. Ti = Comunidade em estado inicial anterior a contaminação; TC = Tratamento controle; T2,4-D (L) = Tratamento 2,4-D Low; T2,4-D (H) = Tratamento 2,4-D High; TAT (L) = Tratamento Atrazina Low; TAT (H) = Tratamento Atrazina High; TM = Tratamento Mistura (2,4-D + Atrazina).

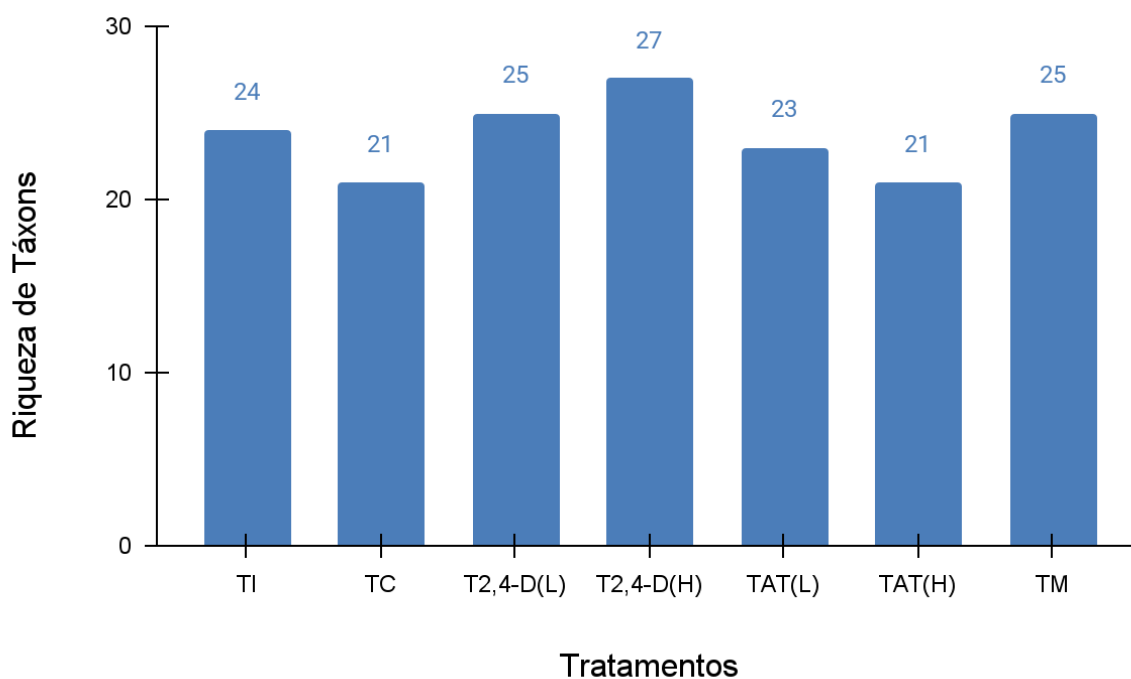
Uma resposta semelhante foi observada para a densidade relativa da classe Trebouxiophyceae, de modo que também se verificou aumento da densidade deste grupo com o aumento de temperatura, porém apenas nos tratamentos sem herbicida (TC) e com Atrazina (TAT(L) e TAT(H)). Ressalta-se reduções relevantes na densidade das trebouxiófitas nos tratamentos com o herbicida 2,4-D, tanto T2,4-D(L) como T2,4-D(H), e no tratamento de misturas (TM). As variações de densidade relativa registradas para os representantes da classe Cryptophyceae foram quase que diametralmente opostas à variação descrita para as clorófitas e trebouxiófitas: em todos os tratamentos onde houve o aumento da temperatura, sem (TC) e com herbicidas, registraram-se reduções expressivas de criptófitas. Inclusive, na maioria dos tratamentos (TC, T2,4-D(L), T2,4-D(H) e TAT(H)) as reduções das densidades de criptófitas chegaram próximo da eliminação completa do grupo das amostras investigadas. A densidade da classe Cyanophyceae, por sua vez, variou pouco tanto na comparação entre o estado da comunidade antes da exposição aos tratamentos (ou seja, entre Ti e os demais tratamentos) como entre os tratamentos propriamente



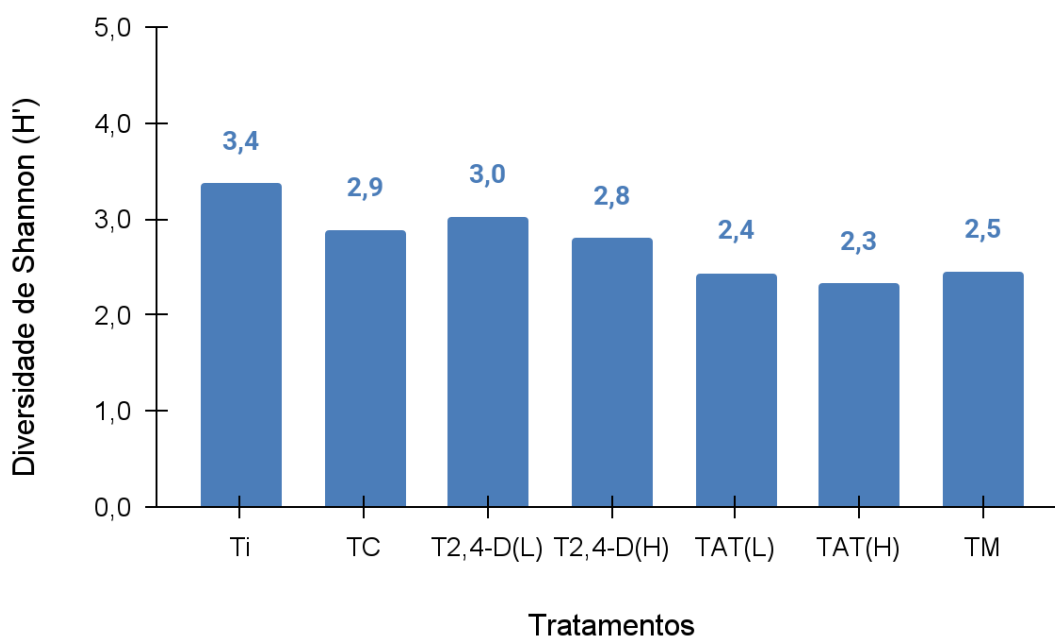
**Figura 2.** Densidade total de organismos (Org.mL<sup>-1</sup>), separados por classes. Ti = Comunidade em estado inicial anterior a contaminação; TC = Tratamento controle; T2,4-D (L) = Tratamento 2,4-D Low; T2,4-D (H) = Tratamento 2,4-D High; TAT (L) = Tratamento Atrazina Low; TAT (H) = Tratamento Atrazina High; TM = Tratamento Mistura (2,4-D + Atrazina)

Quanto à riqueza de espécies, os dados experimentais revelaram que houve certa estabilidade nos valores registrados para os tratamentos (Figura 3), variando de 21 (TC) a 27 táxons (T2,4-D(H)).

Considerando, o índice de Diversidade de Shannon ( $H'$ ), os resultados evidenciaram que a comunidade em estado inicial (Ti), que representa a comunidade antes da exposição aos estressores ambientais, apresentou o maior valor de diversidade ( $H' = 3,4$ ), indicando uma composição fitoplanctônica mais diversa nestas amostras (Figura 4). Nos tratamentos TC (no qual onde as amostras estão submetidas exclusivamente ao aquecimento), T2,4-D(L) e T2,4-D(H) os valores do índice de diversidade diminuíram, porém de modo ainda bastante moderado ( $H' = 2,9$ ,  $H' = 3,0$  e  $H' = 2,8$ , respectivamente) (Figura 4). No entanto, nos tratamentos envolvendo a exposição ao herbicida Atrazina e à mistura de herbicidas, as quedas nos valores do índice de diversidade foram evidentemente mais acentuadas:  $H' = 2,4$  para o tratamento TAT(L) e  $H' = 2,3$  para o TAT(H) e  $H' = 2,5$  para o TM (Figura 4).

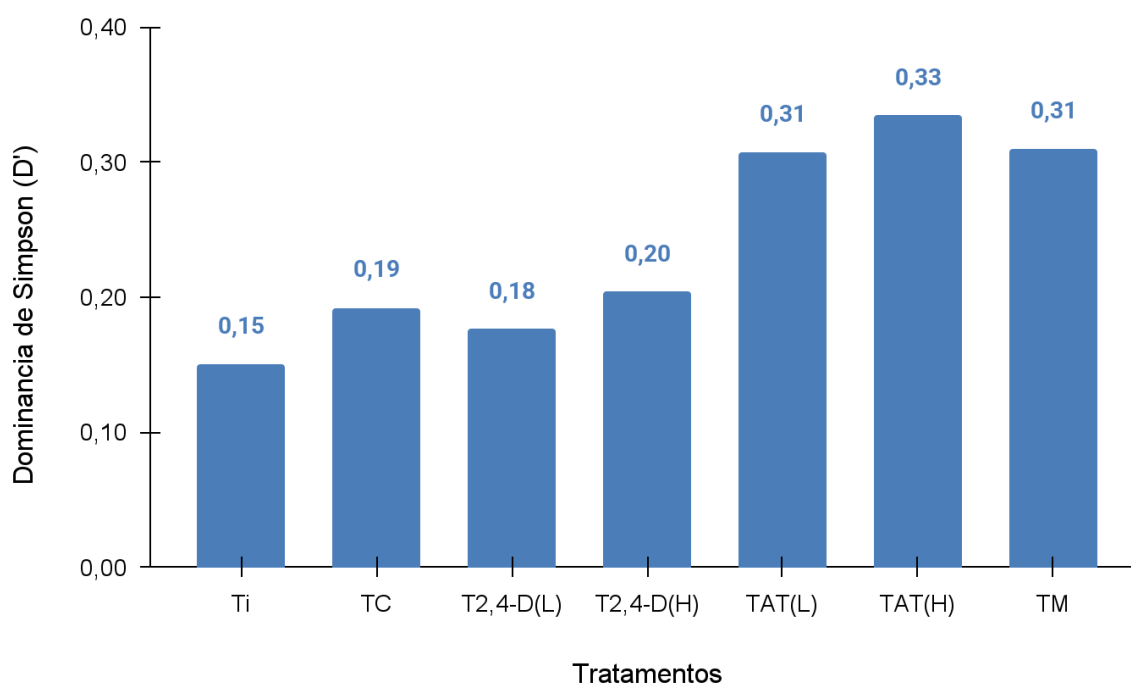


**Figura 3.** Riqueza de táxons contabilizados. Ti = Comunidade em estado inicial anterior a contaminação; TC = Tratamento controle; T2,4-D (L) = Tratamento 2,4-D Low; T2,4-D (H) = Tratamento 2,4-D High; TAT (L) = Tratamento Atrazina Low; TAT (H) = Tratamento Atrazina High; TM = Tratamento Mistura (2,4-D + Atrazina).



**Figura 4.** Distribuição do Índice de Diversidade de Shannon-Weaver. Ti = Comunidade em estado inicial anterior a contaminação; TC = Tratamento controle; T2,4-D (L) = Tratamento 2,4-D Low; T2,4-D (H) = Tratamento 2,4-D High; TAT (L) = Tratamento Atrazina Low; TAT (H) = Tratamento Atrazina High; TM = Tratamento Mistura (2,4-D + Atrazina).

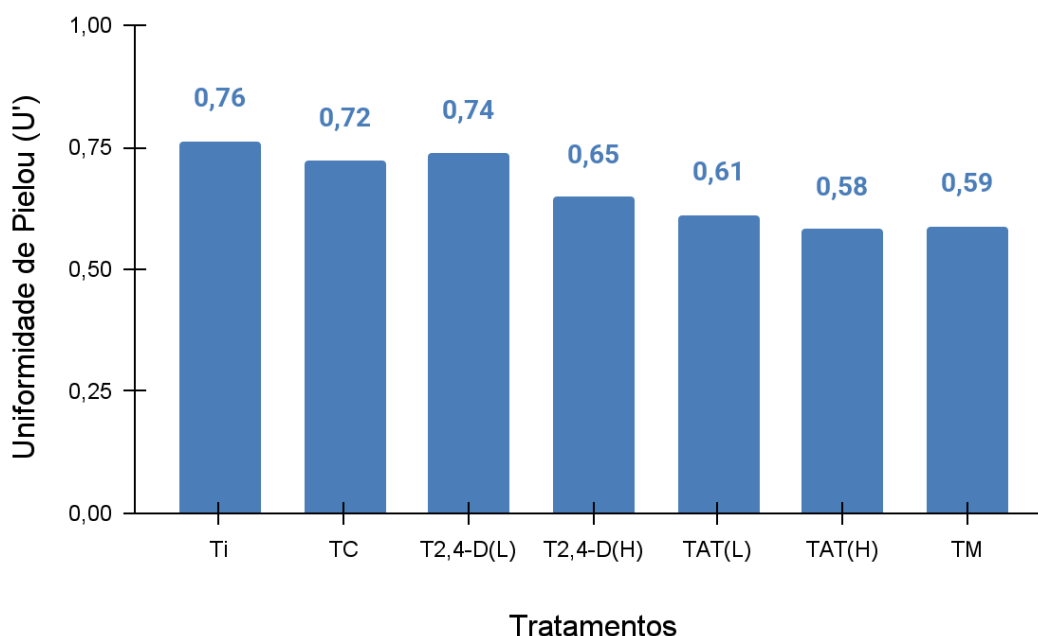
A análise do índice de Dominância de Simpson ( $D'$ ), revelou que na comunidade em estado inicial (Ti), foi observado o menor valor de dominância, 0,15, entre todos os tratamentos (Figura 5). Já para os tratamentos envolvendo o cenário de aquecimento global (tratamento TC), observou-se um pequeno aumento na dominância (0,19), mas ainda dentro de uma faixa similar ao estado inicial da comunidade fitoplanctônica. Da mesma forma, os tratamentos com o herbicida 2,4-D, tanto em baixas (T2,4-D(L)) quanto em altas concentrações (T2,4-D(H)), não apresentaram variações expressivas nesse índice, mantendo-se entre 0,18-0,2 (Figura 5). Entretanto, quando se analisa o Índice de Dominância para as amostras dos tratamentos que envolvem a exposição ao herbicida Atrazina, tanto em baixa (TAT(L)) quanto em alta concentração (TAT(H)), observam-se aumentos consideráveis, com valores superiores a 0,3 (Figura 5). O mesmo comportamento foi observado no tratamento com a mistura de herbicidas (TM) (Figura 5).



**Figura 5** - Distribuição do Índice de Dominância de Simpson. Ti = Comunidade em estado inicial anterior a contaminação; TC = Tratamento controle; T2,4-D (L) = Tratamento 2,4-D Low; T2,4-D (H) = Tratamento 2,4-D High; TAT (L) = Tratamento Atrazina Low; TAT (H) = Tratamento Atrazina High; TM = Tratamento Mistura (2,4-D + Atrazina)

Quanto à uniformidade de Pielou ( $U'$ ), os resultados experimentais revelam que a comunidade em estado inicial (Ti) apresentou o maior índice de uniformidade

( $U' = 0,76$ ), indicando uma distribuição mais homogênea das espécies na comunidade fitoplanctônica antes da exposição ao cenário experimentais (Figura 6). Quando submetida apenas ao aquecimento (TC), sem a adição de herbicidas, a uniformidade da comunidade apresentou uma leve redução, mas ainda em níveis próximos ao observado na comunidade em estado inicial ( $U' = 0,72$ ) (Figura 6). O mesmo comportamento foi observado no tratamento de exposição ao herbicida 2,4-D em baixa concentração (T2,4-D(L)), com  $U' = 0,74$ . No entanto, quando a concentração do 2,4-D é elevada (T2,4-D(H)), o valor do Índice de Uniformidade sofre uma redução para  $U' = 0,65$  (Figura 6). O efeito da exposição à Atrazina sobre a uniformidade da comunidade fitoplanctônica mostrou-se ainda mais pronunciado do que o observado para T2,4-D(H), de modo que tanto em baixa (TAT(L)) quanto em alta concentração (TAT(H)), a uniformidade cai expressivamente, para  $U' = 0,61$  e  $U' = 0,58$ , respectivamente (Figura 6). Finalmente, o tratamento combinado com as maiores concentrações dos dois herbicidas (TM) apresentou um índice de uniformidade semelhante ao observado para os tratamentos com Atrazina,  $U' = 0,59$  (Figura 6).



**Figura 6** - Distribuição do Índice de Uniformidade de Pielou ( $U'$ ). Ti = comunidade em estado inicial anterior a contaminação; TC = Tratamento controle; T2,4-D (L) = Tratamento 2,4-D Low; T2,4-D (H) = Tratamento 2,4-D High; TAT (L) = Tratamento Atrazina Low; TAT (H) = Tratamento Atrazina High; TM = Tratamento Mistura (2,4-D + Atrazina).

### Concentração de clorofila a

Os valores da concentração da clorofila *a* nas amostras dos tratamentos experimentais estão apresentados na Tabela 3. Embora os valores médios da clorofila *a* tenham variado pronunciadamente entre os tratamentos (Tabela 3), a análise de variância de Scott-Knott mostrou que não houve diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos ( $F = 1.8$ ,  $p = 0.19$ ).

**Tabela 3.** Valores (média  $\pm$  desvio-padrão) obtidos na análise de quantificação da concentração de clorofila *a* (em  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) nos tratamentos experimentais.

Tratamento	Concentração de Clorofila <i>a</i>
TM	272.3 $\pm$ 31,5
T2,4-D(H)	355.3 $\pm$ 156,1
T2,4-D(L)	377.3 $\pm$ 21,5
TAT(L)	381.6 $\pm$ 85,0
TC	398.6 $\pm$ 116,2
TAT(H)	529.6 $\pm$ 152,1

### Produtividade Primária Líquida

A análise de variância de Scott-Knott indicou que houve diferença estatisticamente significativa nos valores de produtividade primária líquida entre os tratamentos testados ( $F = 2.7$ ;  $p = 0.04$ ), com os menores valores observados no TM e os maiores no T2,4-D(H) (Tabela 4).

**Tabela 4.** Valores (média  $\pm$  desvio-padrão) obtidos na análise da Produtividade Primária Líquida (em  $\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ ) nos tratamentos experimentais.

Tratamentos	Médias	Resultado Tukey
TM	0,77 $\pm$ 0,41	a1
T2,4-D(L)	1,13 $\pm$ 0,74	a1 a2
TC	1,13 $\pm$ 0,84	a1 a2
TAT(L)	1,25 $\pm$ 0,23	a1 a2
TAT(H)	1,61 $\pm$ 0,53	a1 a2
T2,4-D(H)	2,06 $\pm$ 0,70	a2

### 3.5 DISCUSSÃO

O presente estudo avaliou os efeitos ecotoxicológicos da elevação de temperatura prevista no cenário SSP2-4.5 (IPCC, 2023), em combinação com diferentes concentrações dos herbicidas Atrazina e 2,4-D (aplicados isoladamente e em mistura), sobre a composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica de um reservatório urbano artificial utilizado para a contenção de águas da chuva. Neste contexto, inicialmente, observou-se que o aumento da temperatura simulada conforme o cenário climático SSP2-4.5 do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), promoveu um consequente aumento na densidade total do fitoplâncton, fortemente guiado por um expressivo incremento no número de indivíduos da classe Chlorophyceae e, em menor grau, da classe Trebouxiophyceae. Aumento da densidade fitoplanctônica mediante a um aumento de temperatura tem sido reportado em estudos prévios, sugerindo que o aquecimento pode intensificar o metabolismo celular e favorecer o crescimento populacional de organismos termotolerantes (Huertas *et al.*, 2011; Schabhuttl *et al.*, 2013; Wagner *et al.*, 2016). A capacidade da comunidade fitoplanctônica (ou, ao menos, de uma parte importante dela) de, potencialmente, desenvolver mecanismos de aclimação metabólica mesmo sob condição de estresse térmico (Li, 1980; Baselga-Cervera *et al.*, 2016; Akimov & Solomonova, 2019) aponta para uma alta capacidade adaptativa desta comunidade e, conseqüentemente, para um enorme potencial de resiliência fisiológica frente ao cenário de aquecimento global testado. No caso particular das clorófitas, os resultados da análise da densidade relativa sugerem que o aumento da temperatura foi capaz de produzir um efeito estimulador do crescimento populacional tão expressivo que o aumento da densidade de organismos pode ser registrado mesmo sob exposição dos herbicidas Atrazina e 2,4-D. A queda na densidade de organismos da classe Chlorophyceae só foi registrada no tratamento TM, no qual se aplicou a exposição conjunta dos dois herbicidas nas suas maiores concentrações. Apesar do efeito estimulador do aumento de temperatura sobre o crescimento populacional das algas verdes, a demonstração de que este impacto positivo do aquecimento é suficientemente grande para superar os efeitos deletérios relacionados à exposição a herbicidas com diferentes mecanismos de ação é um fenômeno, pelo menos a princípio, ainda pouco conhecido. Considerando, ainda, o tratamento que envolveu apenas a aplicação do aumento da temperatura (TC), a

comparação dos indicadores biológicos (e.g., Índices de Diversidade, Dominância e Equidade) com a comunidade fitoplanctônica em estado inicial (Ti) revelou que todos eles sofreram impacto negativo, de modo que os marcadores de riqueza e diversidade diminuíram e os de dominância e uniformidade aumentaram no TC. Esses resultados sugerem que, provavelmente, a explosão populacional das clorófitas associada ao aquecimento da água impactaram a estrutura da comunidade fitoplanctônica.

A análise dos potenciais efeitos dos tratamentos envolvendo a exposição conjunta ao aquecimento e aos herbicidas isoladamente sobre os indicadores biológicos analisados, por sua vez, indicaram que as respostas da comunidade fitoplanctônica foram semelhantes para as substâncias utilizadas e, em ambos os casos, dose-dependente. Neste sentido, invariavelmente, os tratamentos sob exposição de Atrazina e os tratamento sob exposição de 2,4-D resultaram em quedas nos valores do Índice de Diversidade e do Índice de Uniformidade, associadas a aumento nos valores do Índice de Dominância, sendo que, sempre, os tratamentos com as concentrações mais altas, TAT(H) e T2,4-D(H), registraram as respostas mais acentuadas. A única e surpreendente exceção a esse padrão de resposta foi observada para a riqueza de espécies, para as quais foram registrados os maiores valores nos tratamentos com o herbicida 2,4-D. Entretanto, em regra, os resultados estão em linha com estudos prévios que apontam para a ocorrência de impactos negativos de herbicidas sobre parâmetros da estrutura das comunidades fitoplanctônicas (Kobraei, 1994; Kobraei & White, 1996; Lozano *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2021), bem como o caráter dose-dependente da intensidade de tais impactos (Lozano *et al.*, 2018, para 2,4-D e Yang *et al.*, 2021, para Atrazina). Em última análise, a simplificação estrutural frente aos cenários multi-estressores observada no presente estudo, pode, de alguma modo, indicar um certo grau de comprometimento da resiliência ecológica das comunidades fitoplanctônicas em ecossistemas aquáticos semelhantes ao investigado, tornando-os mais vulneráveis a distúrbios antrópicos eventuais (Religia *et al.*, 2019). O herbicida 2,4-D apresenta similaridade estrutural com o ácido indolacético (AIA), um hormônio vegetal do grupo das auxinas, podendo mimetizar seus efeitos fisiológicos em algas (Martínez-Ruiz *et al.*, 2018). Salama e colaboradores (2014), demonstram em seu estudo que concentrações subletais de auxinas e seus análogos podem estimular a proliferação

de clorofíceas, particularmente do gênero *Scenedesmus*. No presente estudo, a elevada densidade de *Scenedesmus ecornis* observada em ambos os tratamentos com 2,4-D - com maior expressão no tratamento T2,4-D(L) - corrobora a hipótese de resposta dose-dependente a herbicidas (Grossmann, 2010), sugerindo um possível efeito estimulatório em baixas concentrações, conforme descrito por Salama (2014). A atrazina é um herbicida que inibe a fotossíntese ao interferir no fotossistema II (PSII), bloqueando o transporte de elétrons no sítio de ligação da plastoquinona QB (Graymore *et al.*, 2001; Hess, 2000). Essa ação reduz a eficiência fotossintética e, em geral, leva à diminuição dos níveis de clorofila *a* e da produção primária (Solomon *et al.*, 1996; DeLorenzo *et al.*, 2001; Knauert *et al.*, 2008). No entanto, em nosso estudo, os tratamentos com as maiores concentrações de atrazina (TAT(H)) apresentaram as maiores concentrações de clorofila *a* e as maiores médias de produtividade primária.

No presente estudo, diferentemente do observado por Seguin *et al.* (2002), não foram registradas alterações significativas na composição da comunidade fitoplanctônica (Tabela 2), bem como não foram registrados impactos significativos na densidade de organismos (e.g., marcador de abundância). Tratando especificamente da composição relativa da comunidade nos cenários experimentais, os resultados do presente estudo demonstraram que apenas pequenas alterações nos tratamentos com presença dos herbicidas, especialmente naqueles com Atrazina, foram registradas. Uma ressalva importante refere-se à manutenção quase que invariável dos mesmo representantes da classe Cyanophyceae em todos os tratamentos com presença de herbicida (exceto para o tratamento TAT(H), no qual houve a perda de uma táxon). Esta estabilidade na composição das cianofíceas indica que estes organismos tendem a ser tolerantes às condições impostas pelo cenário estressor (no caso do presente estudo, cenário multi-estressor). As cianobactérias, conhecidas por seus mecanismos de resistência a estressores químicos e por sua capacidade de fixação de nitrogênio, assumem vantagem competitiva em ambientes impactados (Cortez, 2013; da Costa, 2015), o que pode representar um risco ecológico adicional, dado seu potencial tóxico.

Quanto aos parâmetros funcionais, as concentrações de clorofila *a* não diferiram significativamente entre os tratamentos, o que pode ser atribuído à elevada variabilidade dos dados e à eventual presença de mecanismos compensatórios na

comunidade, como a proliferação de espécies tolerantes (Huertas *et al.*, 2011; Schabhattl *et al.*, 2013; Wagner *et al.*, 2016). No presente estudo, houve, como já mencionado anteriormente, uma certa estabilidade da densidade de organismos, especialmente nos tratamentos com Atrazina (Figura 1), por conta da manutenção das densidades populacionais das clorofíceas (Figura 2) que, ao final, reverberaram nos valores de clorofila *a* da comunidade como um todo. No caso dos parâmetros funcionais associados ao tratamento TM, no qual foram aplicados todos os estressores conjuntamente e em suas maiores intensidades (ou seja, exposição ao aumento de temperatura e às maiores concentrações dos dois herbicidas), embora não tenham sido observadas diferenças estatísticas significativas nas concentrações de clorofila *a*, houve redução significativa na produção primária líquida. Essa redução da atividade fotossintética no tratamento com a TM indica que em cenários mais drásticos os impactos negativos sobre a produtividade primária do fitoplâncton pode ter repercussões importantes e mais intensa nas interações tróficas do sistema (DeLorenzo & Serrano, 2003; Lozano *et al.*, 2018).

### 3.6 CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo forneceram informações relevantes sobre os efeitos de cenários multi-estressores, composto pelo cenário de aquecimento global (SSP2-4.5) e pela presença dos herbicidas Atrazina e 2,4-D, isolados e em misturas, sobre a comunidade fitoplanctônica de um reservatório artificial urbano, localizado no município de Assis, região centro-oeste do Estado de São Paulo. A análise das amostras revelou alterações em importantes indicadores da estrutura da comunidade fitoplanctônica, indicando que esses os estressores testados podem, de fato, impactar a dinâmica populacional e a ecologia do fitoplâncton em escala local. A quantificação da densidade de organismos evidenciou um aumento na densidade total sob condições de aquecimento (TC), sugerindo que o cenário de aumento da temperatura pode, a princípio, favorecer o crescimento de certos táxons mais adaptados, compensado, até certo ponto, os efeitos negativos da exposição ao herbicida Atrazina. Os tratamentos com 2,4-D e o tratamento envolvendo a mistura de herbicidas, entretanto, mostraram redução na densidade total, sugerindo que, nestes casos, mesmo o aumento da temperatura não foi suficiente para superar os efeitos da exposição ao agente xenobiótico. A análise da composição fitoplanctônica revelou que a classe Chlorophyceae foi predominante em todos os tratamentos e que as Cyanophyceae mantiveram uma composição florística estável independentemente do cenário analisado. Considerando as respostas do fitoplâncton quanto à diversidade, à dominância e à equidade, observou-se uma tendência de simplificação da estrutura da comunidade nos cenários multi-estressores, nos quais foram registradas reduções da diversidade, da riqueza e da uniformidade associadas a um aumento da dominância. Destaca-se que os efeitos sobre os parâmetros de estrutura da comunidade fitoplanctônica foram mais acentuados nos tratamentos com as maiores concentrações de herbicidas, indicando respostas dose-dependentes. Por fim, a análise da clorofila *a* não revelou diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos, possivelmente devido à alta variabilidade nos dados e à manutenção das densidades populacionais das clorófitas relativamente altas nos tratamentos com Atrazina. Os resultados da análise da fotossíntese líquida mostraram que o tratamento TM afetou negativamente este parâmetro funcional, indicando que em cenários mais drásticos os impactos adversos sobre a produtividade primária do fitoplâncton pode ter

repercussões importantes e mais intensa nas interações tróficas locais. Em resumo, os achados do presente estudo destacam a importância de considerar os impactos combinados do aquecimento global e da contaminação por herbicidas na estrutura das comunidades aquáticas, uma vez que suas interações podem intensificar os efeitos sobre a biodiversidade fitoplanctônica, comprometendo a estabilidade e a funcionalidade de reservatórios urbanos artificiais de pequeno porte.

### 3.7 REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, Ângelo A.; THOMAZ, SIDINEI M.; GOMES, LUIZ C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 70-78, 2005.

ALBERTONI, Edélti Faria; SILVA, Cleber Palma. Caracterização e importância dos invertebrados de águas continentais com ênfase nos ambientes de Rio Grande. 2010.

AKIMOV, A. I.; SOLOMONOVA, E. S. Characteristics of growth and fluorescence of certain types of algae during acclimation to different temperatures under culture conditions. **Oceanology**, v. 59, p. 316-326, 2019.

BASELGA-CERVERA, B. et al. Mechanisms of rapid adaptation to environmental stressors in phytoplankton. 2016.

BOXALL, Alistair BA et al. Peer reviewed: are veterinary medicines causing environmental risks?. **Environmental science & technology**, v. 37, n. 15, p. 286A-294A, 2003.

BROCCOLI, Andrea et al. Ecotoxicological effects of new generation pollutants (nanoparticles, amoxicillin and white musk) on freshwater and marine phytoplankton species. **Chemosphere**, v. 279, p. 130623-130635, 2021.

CLINE, Timothy J. et al. Early warnings of regime shifts: evaluation of spatial indicators from a whole-ecosystem experiment. **Ecosphere**, v. 5, n. 8, p. 1-13, 2014..

CARNEY, R. L. et al. Lotic bacterioplankton and phytoplankton community changes under dissolved organic-carbon amendment: evidence for competition for nutrients. **Marine and Freshwater Research**, v. 67, n. 9, p. 1362-1373, 2016.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2017. **São Paulo: CETESB**, 2018. (Série Relatórios).

CALVIN, Katherine et al. IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report, Summary for Policymakers. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. **IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.**, p. 1-34, 2023.

CORTEZ, Maíra Paula Tir. **Aspectos ecológicos e sua relação com o polimorfismo genético e a taxonomia convencional de cianobactérias da represa Billings**. 2013. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

CZARNY, Karolina et al. Inhibition of growth of *Anabaena variabilis* population by single and mixed steroid hormones. **Journal of Applied Phycology**, v. 31, p. 389-398, 2019.

DA COSTA, Naíla Barbosa. Dinâmica temporal das cianobactérias em um reservatório urbano hipereutrófico: uma abordagem morfológica e molecular. 2015.

DELORENZO, Marie E.; SCOTT, Geoffrey I.; ROSS, Philippe E. Toxicity of pesticides to aquatic microorganisms: a review. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 20, n. 1, p. 84-98, 2001.

DELORENZO, Marie E.; SERRANO, Lorimar. Individual and mixture toxicity of three pesticides; atrazine, chlorpyrifos, and chlorothalonil to the marine phytoplankton species *Dunaliella tertiolecta*. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, v. 38, n. 5, p. 529-538, 2003.

DESTOUNI, Georgia; JARSJÖ, Jerker. Zones of untreatable water pollution call for better appreciation of mitigation limits and opportunities. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 5, n. 6, p. e1312, 2018.

DONKER, Marianne H. et al. Temperature, physiological time, and zinc toxicity in the isopod *Porcellio scaber*. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 17, n. 8, p. 1558-1563, 1998.

FERREIRA, Daniel Furtado. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e agrotecnologia**, v. 35, p. 1039-1042, 2011.

FUHRER, Gregory J. **The quality of our nation's waters: nutrients and pesticides**. Department of Interior, 1999.

GRAHAM, Mark D.; VINEBROOKE, Rolf D. Extreme weather events alter planktonic communities in boreal lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 6part2, p. 2481-2492, 2009.

GRAYMORE, Michelle; STAGNITTI, Frank; ALLINSON, Graeme. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. **Environment international**, v. 26, n. 7-8, p. 483-495, 2001.

GROSSMANN, Klaus. Auxin herbicides: current status of mechanism and mode of action. **Pest Management Science: formerly Pesticide Science**, v. 66, n. 2, p. 113-120, 2010.

HASENBEIN, Simone; LAWLER, Sharon P.; CONNON, Richard E. An assessment of direct and indirect effects of two herbicides on aquatic communities. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 36, n. 8, p. 2234-2244, 2017.

HEUGENS, Evelyn HW et al. A review of the effects of multiple stressors on aquatic organisms and analysis of uncertainty factors for use in risk assessment. **Critical reviews in toxicology**, v. 31, n. 3, p. 247-284, 2001.

HESS, F. Dan. Light-dependent herbicides: an overview. **Weed Science**, v. 48, n. 2, p. 160-170, 2000.

HUERTAS, I. Emma et al. Warming will affect phytoplankton differently: evidence through a mechanistic approach. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 278, n. 1724, p. 3534-3543, 2011.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). *Climate Change 2023: Synthesis Report*. Geneva: **IPCC**, **2023**. website: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>

JACOMINI, Carlo et al. Indicatori ed indici ecotossicologici e biologici applicati al suolo: stato dell'arte. **Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA)**, 2000.

JEFFREY, SW t; HUMPHREY, G. F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. **Biochemie und physiologie der pflanzen**, v. 167, n. 2, p. 191-194, 1975.

KELLY, Madison R.; COHEN, Risa A. The effects of an herbicide and antibiotic mixture on aquatic primary producers and grazers. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 101, p. 556-561, 2018.

KNAUERT, Stefanie et al. Mixture toxicity of three photosystem II inhibitors (atrazine, isoproturon, and diuron) toward photosynthesis of freshwater phytoplankton studied in outdoor mesocosms. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 17, p. 6424-6430, 2008.

KOBRAEI, Minoo E. **Effects of the herbicide 2, 4-D on natural algal communities in Kentucky Lake: laboratory and field approaches**. University of Louisville, 1994.

KOBRAEI, M. E.; WHITE, D. S. Effects of 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid on Kentucky algae: simultaneous laboratory and field toxicity testings. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 31, p. 571-580, 1996.

LI, William KW. Temperature adaptation in phytoplankton: cellular and photosynthetic characteristics. **Primary productivity in the sea**, p. 259-279, 1980.

LOZANO, Verónica Laura et al. Primary production of freshwater microbial communities is affected by a cocktail of herbicides in an outdoor experiment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 201, p. 110821, 2020.

LUND, John Walter Guerrier; KIPLING, C.; LE CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiologia**, v. 11, p. 143-170, 1958.

MARTÍNEZ-ALCALÁ, Isabel; PELLICER-MARTÍNEZ, Francisco; FERNÁNDEZ-LÓPEZ, Carmen. Pharmaceutical grey water footprint: Accounting, influence of wastewater treatment plants and implications of the reuse. **Water Research**, v. 135, p. 278-287, 2018.

MARTÍNEZ-RUIZ, Erika Berenice; MARTINEZ-JERONIMO, Fernando. Exposure to the herbicide 2, 4-D produces different toxic effects in two different phytoplankters: A

green microalga (*Ankistrodesmus falcatus*) and a toxigenic cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*). **Science of the total environment**, v. 619, p. 1566-1578, 2018.

MIGUEL, Mariana. **Efeito do hormônio sintético 17  $\beta$ -etinilestradiol e do herbicida atrazina em espécies de dois níveis tróficos**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

MOOIJ, Wolf M. et al. The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. **Aquatic Ecology**, v. 39, p. 381-400, 2005.

MOREIRA-SANTOS, Matilde; SOARES, Amadeu MVM; RIBEIRO, Rui. A phytoplankton growth assay for routine in situ environmental assessments. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 23, n. 6, p. 1549-1560, 2004.

MOREIRA, Raquel Aparecida et al. Exposure to environmental concentrations of fipronil and 2, 4-D mixtures causes physiological, morphological and biochemical changes in *Raphidocelis subcapitata*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 206, p. 111180, 2020.

MOSS, Brian et al. How important is climate? Effects of warming, nutrient addition and fish on phytoplankton in shallow lake microcosms. **Journal of applied Ecology**, v. 40, n. 5, p. 782-792, 2003.

ÖZEN, Arda et al. Long-term effects of warming and nutrients on microbes and other plankton in mesocosms. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 3, p. 483-493, 2013.

PASTORINO, Paolo et al. A multidisciplinary approach to evaluate the effects of contaminants of emerging concern on natural freshwater and brackish water phytoplankton communities. **Biology**, v. 10, n. 10, p. 1039, 2021.

RELIGIA, Pijar et al. Atrazine exposed phytoplankton causes the production of non-viable offspring on *Daphnia magna*. **Marine environmental research**, v. 145, p. 177-183, 2019.

ROCHA, Odete; SANTOS-WISNIEWSKI, Maria José; MATSUMURA-TUNDISI, Takako. Checklist de Cladocera de água doce do Estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 571-592, 2011.

SALAMA, El-Sayed et al. Enhancement of microalgae growth and fatty acid content under the influence of phytohormones. **Bioresource Technology**, v. 172, p. 97-103, 2014.

SCHABHÜTTL, Stefanie et al. Temperature and species richness effects in phytoplankton communities. **Oecologia**, v. 171, p. 527-536, 2013.

SCHREIBER, U. B. W. N.; BILGER, W.; NEUBAUER, C. Chlorophyll fluorescence as a noninvasive indicator for rapid assessment of in vivo photosynthesis. In: **Ecophysiology of photosynthesis**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1995. p. 49-70.

SEGUIN, Florence et al. A risk assessment of pollution: induction of atrazine tolerance in phytoplankton communities in freshwater outdoor mesocosms, using chlorophyll fluorescence as an endpoint. **Water Research**, v. 36, n. 13, p. 3227-3236, 2002.

SOLOMON, Keith R. et al. Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. **Environmental toxicology and Chemistry**, v. 15, n. 1, p. 31-76, 1996.

ŠORF, Michal et al. Zooplankton response to climate warming: a mesocosm experiment at contrasting temperatures and nutrient levels. **Hydrobiologia**, v. 742, p. 185-203, 2015.

TRUHAUT, René. Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives [online]. 1977.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. Integrating ecohydrology, water management, and watershed economy: case studies from Brazil. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 16, n. 2, p. 83-91, 2016.

UTERMOHL, H. Z. V. D. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton-methodik. **Mitt Int. Ver Limnol.**, v. 9, p. 38, 1958.

VAN DE PERRE, Dimitri et al. The combined and interactive effects of zinc, temperature, and phosphorus on the structure and functioning of a freshwater community. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 37, n. 9, p. 2413-2427, 2018.

WAGNER, Heiko; FANESI, Andrea; WILHELM, Christian. Freshwater phytoplankton responses to global warming. **Journal of plant physiology**, v. 203, p. 127-134, 2016.

WINDER, Monika; SCHINDLER, Daniel E. Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem. **Ecology**, v. 85, n. 8, p. 2100-2106, 2004.

WINDER, Monika; REUTER, John E.; SCHLADOW, S. Geoffrey. Lake warming favours small-sized planktonic diatom species. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 276, n. 1656, p. 427-435, 2009.

YANG, Liqiang et al. Terrestrial input of herbicides has significant impacts on phytoplankton and bacterioplankton communities in coastal waters. **Limnology and Oceanography**, v. 66, n. 11, p. 4028-4045, 2021.