



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO**  
**MUSEU NACIONAL**  
**Programa de Pós-Graduação em Botânica**

**DAVI ALMEIDA BARRETO**

**DINÂMICA FITOPLANCTÔNICA E APLICAÇÃO COMBINADA DE FLOCULANTE  
E ADSORVENTES DE FÓSFORO NO CONTROLE DE FLORAÇÕES DE  
CIANOBACTÉRIAS E SEUS EFEITOS SOBRE O FITOPLÂNCTON EM UM  
RESERVATÓRIO TROPICAL PROFUNDO (UHE FUNIL)**

**Rio de Janeiro**  
**2020.1**

DAVI ALMEIDA BARRETO

DINÂMICA FITOPLANCTÔNICA E APLICAÇÃO COMBINADA DE FLOCULANTE  
E ADSORVENTES DE FÓSFORO NO CONTROLE DE FLORAÇÕES DE  
CIANOBACTÉRIAS E SEUS EFEITOS SOBRE O FITOPLÂNCTON EM UM  
RESERVATÓRIO TROPICAL PROFUNDO (UHE FUNIL)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Botânica) da Universidade Federal do Rio de Janeiro como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Dra. Lúcia Helena Sampaio da  
Silva

**Rio de Janeiro**  
**2020.1**

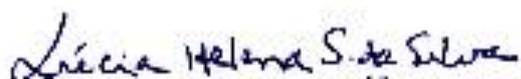
DINÂMICA FITOPLANCTÔNICA E APLICAÇÃO COMBINADA DE FLOCULANTE  
E ADSORVENTES DE FÓSFORO NO CONTROLE DE FLORAÇÕES DE  
CIANOBACTÉRIAS E SEUS EFEITOS SOBRE O FITOPLÂNCTON EM UM  
RESERVATÓRIO TROPICAL PROFUNDO (UHE FUNIL)

Davi Almeida Barreto

Orientadora: Dra. Lúcia Helena Sampaio da Silva

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação Ciências Biológicas (Botânica) da Universidade Federal do Rio de Janeiro como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre.

Aprovada em: 15/06/2020



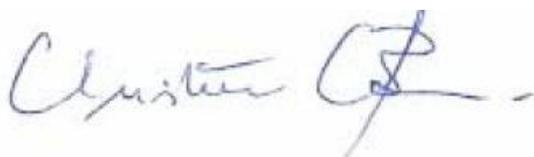
---

Dra. Lúcia Helena Sampaio da Silva, UFRJ  
(Presidente)



---

Dra. Vanessa Becker, UFRN



---

Dra. Christina Wyss Castelo Branco, UNIRIO

**Rio de Janeiro**  
**2020.1**

## Catálogo

Barreto, Davi Almeida

Dinâmica fitoplanctônica e aplicação combinada de flocculante e adsorventes de fósforo no controle de florações de cianobactérias e seus efeitos sobre o fitoplâncton em um reservatório tropical profundo (UHE FUNIL) / Davi Almeida barreto – Rio de Janeiro:UFRJ/Museu Nacional, 2020.

xiii, 76f.: 13 il.; 2,0 cm.

Orientador: Dra. Lúcia Helena Sampaio da Silva

Dissertação (Mestrado em Ciências biológicas – Botânica) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional, Rio de Janeiro, 2020.

Referências Bibliográficas: f. 42-49; 81-85; 92-96

1. Dinâmicas temporal e espacial. 2.Recursos. 3.Hidrologia. 4. Eventos extremos. 5. Controle da eutrofização. 6. Técnica “flock & lock” 7. Experimento em mesocosmos - Dissertações. I. Davi Almeida Barreto – Lúcia Helena Sampaio da Silva (Orient.). II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Museu Nacional. III. Título.

## Agradecimentos

Na confecção deste trabalho devo gratidão: Primeiramente a Deus, por me fornecer coragem para seguir em frente, perseverando naqueles momentos difíceis, que exigiram resiliência.

A minha orientadora Dra. Lúcia Helena Sampaio da Silva, que acreditou em minha capacidade, me incentivando a prestar a seleção de mestrado e depois a participar deste projeto maior, aplicado a restauração de ambientes aquáticos. Iniciei meus estudos sobre o complexo mundo do fitoplâncton com ela, quando cheguei como aluno de iniciação científica no LabFico em 2012. De lá para cá, ela vem compartilhando seu vasto conhecimento sobre esse micromundo comigo, o que foi de extrema importância para o desenvolvimento deste trabalho. Tenho certeza de que adquiri grandes ensinamentos em minha jornada no laboratório, não só ecológicos e limnológicos, mas também como homem, já que durante esses anos de amadurecimento, tive ela por perto como orientadora e grande amiga.

Às demais Professoras do LabFico do Museu Nacional-UFRJ, Doutoradas Vera Huszar, Mariângela Menezes e Maria da Graça Shopia, que entre conversas informais e auxílio nas análises e identificação das morfoespécies no microscópio, me renderam avanços extraordinários, tanto ecológicos, quanto taxonômicos.

Não poderia deixar de agradecer a equipe LabFico, onde conheci pessoas inteligentíssimas, dedicadas ao desenvolvimento dessa linha pesquisa. Gente que me acolheu com carinho, contribuindo muito para o meu crescimento profissional e pessoal: Doutores Carolina Domingues, Eleonora Appel, Juliana Barreto, Luciana Rangel, Suema Branco, Catharina Souza, Jandeson Brasil e demais companheiros de equipe, Tatiane Benevides, Adriana Martins, Liadiane de Almeida, Daniela Almeida, Nara Garcia, Indira Viana, Vanessa Guarino e não menos importantes Jefferson, Mariana, Israel, Laisla, Beatriz e Fábio. Muitos dos quais não estão mais no laboratório, mas como grandes pessoas que são, deixaram suas sementes plantadas e aqui estou eu, florescendo. Ressalto a minha imensa gratidão às pessoas que iam debaixo de sol escaldante e de fortes chuvas participar das coletas de dados, principalmente, nos casos em que não pertenciam ao projeto. Vocês são pessoas de fibra e partilham o melhor do meu coração.

A equipe do labAlgas-UERJ: Doutores Marcelo Marinho, Natália Noyma, Leonardo Magalhães e demais membros da equipe (Renan Arruda, Ana Prestes, Erick Drumond e Vivian Leite), pela parceria, análises de nutrientes e de zooplâncton, além da prontidão ao atenderem meus inúmeros pedidos de ajuda e de meus companheiros de laboratório. Tenho

a certeza de que aprendemos muito durante toda a fase de desenvolvimento dos experimentos e idas a campo.

A equipe do Núcleo de Estudos Limnológicos da Universidade do Rio de Janeiro (UNIRIO), em especial a Dra. Betina Kozlowsky e Fernanda Oliveira pela quantificação do zooplâncton. Agradeço também à Fernanda pelas idas a campo, sempre que possível, durante o monitoramento.

A Dra. Letícia Quesado, que além de uma pessoa muito especial, me acompanhou nessa trajetória, revisando desde o início os avanços dessa dissertação para que eu conseguisse chegar até aqui. Suas considerações foram muito importantes e certamente me fizeram ter um olhar diferente sobre os dados.

Aos membros da banca examinadora por toda a disponibilidade e contribuições que certamente irão enriquecer ainda mais o trabalho.

Ao Dr. Miquel Lürling, da Wageningen University, pela parceria e compartilhamento de seu conhecimento e experiência envolvendo a Ciência da mitigação da eutrofização e das florações de cianobactérias.

A HydroScience e Pan-Americana por fornecerem o Phoslock® (bentonita modificada com lantânio) e o PAC (cloreto de polialumínio), materiais essenciais para a realização dos experimentos.

Ao programa de pós-graduação em botânica (PPGBOT) do Museu Nacional-UFRJ e professores, em especial os das disciplinas cursadas, que compartilharam seu conhecimento e experiência, auxiliando no meu desenvolvimento profissional.

A CAPES e a ANA (Agência Nacional de Águas), que através da chamada N° 16/2017, (processo 88881.144848/2017-01), juntamente com o CNPq através do auxílio universal (processo 403515/2016-5) forneceram o apoio financeiro ao projeto “Monitoramento e Controle de florações de cianobactérias em sistemas aquáticos tropicais: CIANO-Control”. A FAPERJ que através do apoio emergencial ao Museu Nacional também contribuiu com recursos financeiros que auxiliariam no desenvolvimento do projeto intitulado “O uso da técnica “flock and lock” no controle de cianobactérias e seus efeitos sobre o fitoplâncton e as cadeias tróficas planctônicas em sistemas aquáticos do Estado do Rio de Janeiro” (processo E-26/200.084/2019, edital 15/2018). Esses órgãos foram de extrema importância para a viabilização do projeto e desenvolvimento desta dissertação.

Ao Francisco (Chiquinho), nosso barqueiro oficial, que além de partilhar momentos de alegrias e dificuldades durante as coletas, contribuiu com seu vasto conhecimento empírico sobre o reservatório do Funil. Me ensinando sobre os peixes e camarões que ali

foram introduzidos e sobre a migração das cianobactérias na massa d'água “de acordo com a luz do dia”.

Ao Zé Portes, pelo constante apoio e incentivo, por acreditar em mim nos momentos mais difíceis de minha vida e por conseguir enxergar minha essência. A frase “sem rupturas, com um passo de cada vez” faz cada vez mais sentido. Quem diria! Gratidão eterna pelo Petter.

Aos meus irmãos (Fernanda, Nilzete, Nilza Lúcia, Adriana e Daniel), os Barretos que me fazem sentir amado e acima de tudo, apoiaram minhas decisões. Tenho muito orgulho da fortaleza que nos tornamos e, principalmente, do nosso amor e união. Com mais esse ciclo de minha vida sendo encerrado, tenho a certeza de que uma estrela lá no céu nossa fica muito orgulhosa. Hoje volto meus pensamentos e gratidão por essa conquista a ela, que me educou e ensinou o que é ser um homem forte e acima de tudo, íntegro!

Ao Renato, Osmar e aos grandes amigos pelo carinho e momentos de descontração. Boas risadas são fundamentais para suportar os momentos de crise. Sem vocês tudo teria sido muito chato.

## Resumo

BARRETO, Davi Almeida. **Dinâmica fitoplanctônica e aplicação combinada de flocculante e adsorventes de fósforo no controle de florações de cianobactérias e seus efeitos sobre o fitoplâncton em um reservatório tropical profundo (UHE FUNIL).** Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas (Botânica). Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2020.

A eutrofização dos corpos d'água têm gerado impactos ambientais, sociais e econômicos em todo o mundo, principalmente devido a florações de cianobactérias potencialmente tóxicas. Nosso estudo foi realizado em um reservatório eutrófico localizado em uma das regiões mais populosas e industriais do Brasil, com registros de florações recorrentes de cianobactérias. Foram realizados monitoramentos mensais em quatro diferentes períodos de estudos (I = 2002-2003, II = 2011-2012, III = 2015 e IV = 2018) em dois pontos de coletas (área de transição e próximo à barragem), com o objetivo de evidenciar os principais fatores controladores da dinâmica fitoplanctônica. Não foram observadas diferenças significativas entre a zona de transição e próxima à barragem (dinâmica espacial), mas sim diferenças entre as estações sazonais em cada ciclo anual e entre anos de estudo (dinâmica temporal). Nossos resultados mostram uma redução significativa do biovolume total e de cianobactérias do período 1 para os demais períodos, com persistência na dominância de cianobactérias, representadas principalmente por *Raphidiopsis raciborskii*, *Dolichospermum circinale* e *Microcystis aeruginosa*, com maiores biovolumes observados na estação quente-chuvosa. Os dados obtidos indicam que eventos extremos podem levar a modificações na dinâmica fitoplanctônica, como no período 3, quando ocorreu uma seca prolongada na região sudeste brasileira, e o reservatório apresentou maiores tempos médios de residência da água e de disponibilidade de luz, com dominância do dinoflagelado *Ceratium furcoides*. Concluimos que apesar da redução nas concentrações de fósforo ao longo do período de estudo, a variabilidade do fitoplâncton foi principalmente relacionada a fatores climatológicos, ao tempo de residência da água e à disponibilidade de luz, com um aumento na contribuição de outros grupos fitoplanctônicos, apesar da dominância e florações recorrentes de cianobactérias. Assim, com o objetivo de mitigar tais florações persistentes, foi também testado experimentalmente a eficácia da técnica de floculação e sedimentação (Flock & Lock) na remoção de fósforo e da biomassa de cianobactérias e seus efeitos sobre a comunidade fitoplanctônica. Para isso foi realizado um experimento em mesocosmos, utilizando combinações de flocculante e adsorventes de fósforo. No tratamento 1 foi utilizada

a combinação de cloreto de polialumínio (PAC) e bentonita modificada com Lantânio (LMB) e, no tratamento 2, PAC e LMB acrescido de solo vermelho local (LRS). Cada tratamento foi realizado em quatro réplicas, bem como o controle (apenas com água do reservatório) e monitorados durante 28 dias no período de elevada biomassa de cianobactérias (verão de 2019). O fósforo e o biovolume fitoplanctônico, representado principalmente por cianobactérias, foram significativamente removidos logo nas primeiras 24 horas após a aplicação da técnica usando as duas combinações e perdurando até o final do experimento. Apesar da redução do biovolume, foi ainda observada uma maior contribuição de cianobactérias para o biovolume fitoplanctônico total, com tendência a um aumento na contribuição de clorofíceas, flagelados (crisofíceas e criptofíceas) nos tratamentos 1 e 2 e diatomáceas apenas no tratamento 2, próximo ao final do experimento. Nós concluímos que o uso da técnica “Flock & Lock” é eficiente na remoção de fósforo e biomassa de cianobactérias, favorecendo o incremento da diversidade de espécies em reservatórios profundos, desde que controlado o aporte externo de fósforo. Entre os compostos utilizados, a adição do LRS, material abundante na natureza e rico em ferro e alumínio, pode reduzir o custo da técnica com eficiência equivalente, viabilizando seu uso na melhoria da qualidade da água em diferentes sistemas.

**Palavras-Chave:** Dinâmicas temporal e espacial; Recursos; Hidrologia; Eventos extremos; Controle da eutrofização; Técnica “Flock & Lock”; Experimento em mesocosmos.

## Abstract

BARRETO, Davi Almeida. **Phytoplankton dynamics and combined application of flocculant and phosphorus adsorbents to control cyanobacterial blooms and their effects on the phytoplankton community in a deep tropical reservoir (UHE FUNIL).** Dissertation (Master in Biological Sciences - Botany). Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2020.

The eutrophication of water bodies has generated environmental, social and economic impacts worldwide, mainly through cyanobacterial blooms. Our study was carried out in a eutrophic reservoir located in southeast Brazil, in one of the most populous and industrial areas of the country, with records of recurrent blooms of cyanobacteria, which has been showing changes in its drainage basin, with a reduction of nutrients in recent years. Monthly monitoring was carried out in four study periods (4 years) and at two sampling points (transition area and near the dam), in order to highlight the main controlling factors of phytoplankton dynamics. No significant differences were observed between the transition zone and near the dam (spatial dynamics), but differences within each annual cycle, between climatic seasons and between years of study (temporal dynamics). Our results show a significant reduction in the total biovolume and cyanobacteria from period 1 (2002-2003) to the other periods (2011-2012; 2015 and 2018), despite the persistence in the dominance of cyanobacteria, represented mainly by *Raphidiopsis raciborskii*, *Dolichospermum circinale* and *Microcystis aeruginosa*, with greater biovolumes observed in the warm-rainy season. The results indicate that extreme events can lead to changes in phytoplanktonic dynamics, as in period 3, when there was an prolonged drought in the southeast region of Brazil, with longer water residence times and availability of light in the reservoir, with the dominance of the dinoflagellate *Ceratium furcoides*. Our conclusions are that despite the reduction in phosphorus concentrations, the variability of phytoplankton was mainly related to climatological factors, residence time of water, and availability of light, with an increase in the contribution of other phytoplankton groups. Thus, once again it is evident that the dominance and blooms of cyanobacteria, which persisted over the two decades of study, are complex events, often favored by interactions between a series of environmental factors. In order to mitigate these persistent blooms, it was also tested experimentally the effectiveness of the flocculation and sedimentation technique (Flock & Lock) in removing phosphorus and cyanobacteria biomass, and their effects on the phytoplankton community. For this, an experiment was carried out in mesocosms, using combinations of flocculant and phosphorous adsorbents. In treatment 1 was used the combination of polyaluminium chloride (PAC) and bentonite modified with Lanthanum (LMB), and in treatment 2, PAC and LMB plus local

red soil (LRS). Each treatment was carried out in four replicates, as well as the control (only with water from the reservoir) and monitored for 28 days in the period of high cyanobacterial biomass (summer 2019). Phosphorus and phytoplanktonic biovolume, represented mainly by cyanobacteria, were significantly removed in the first 24 hours after application of the technique using both combinations and lasting until the end of the experiment. Despite the reduction in biovolume, a large contribution of cyanobacteria to the total phytoplanktonic biovolume was observed, with a tendency to an increase in the contribution of chlorophytes, flagellates (chrysophytes and cryptophytes) in treatments 1 and 2 and diatoms only in treatment 2 near the end of the experiment. We conclude that the use of the Flock & Lock technique is efficient in removing phosphorus and cyanobacteria biomass, favoring the increase of species diversity in deep reservoirs, as long as the external supply of phosphorus is controlled. LRS, a material abundant in nature and rich in iron and aluminum, can reduce the cost of the technique with equivalent efficiency, enabling its use in improving water quality in different systems.

**Keywords:** Temporal and spatial dynamics; Resources; Hydrology; Extreme events; Eutrophication control; “Flock & lock”; experiment in mesocosms.

<b>1</b>	<b>Sumário</b>	
<b>1</b>	<b>Apresentação da Dissertação .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Introdução geral.....</b>	<b>2</b>
2.1	Hipóteses.....	9
2.2	Objetivos.....	10
<b>3</b>	<b>Capítulo 1.....</b>	<b>12</b>
3.1	Resumo .....	13
3.2	Abstract.....	14
3.3	Introdução .....	15
3.4	Materiais e métodos .....	18
3.4.1	Área de Estudo.....	18
3.4.2	Amostragem.....	20
3.4.3	Análises das amostras e dos dados .....	21
3.4.4	Análises estatísticas .....	22
3.5	Resultados .....	23
3.5.1	Dados meteorológicos .....	23
3.5.2	Variabilidade interanual .....	24
3.5.3	Variabilidade sazonal .....	32
3.5.4	Relações entre variáveis ambientais .....	35
3.6	Discussão .....	37
3.7	Referências.....	42
<b>4</b>	<b>Capítulo 2.....</b>	<b>50</b>
4.1	Resumo .....	51
4.2	Abstract.....	52
4.3	Introdução .....	54
4.4	Material e Métodos .....	57
4.4.1	Área de Estudo.....	57
4.4.2	Desenho experimental .....	58
4.4.3	Amostragem.....	59
4.4.4	Análises das amostras e dos dados .....	60
4.4.5	Análises Estatísticas .....	61
4.5	Resultados .....	62
4.5.1	Variáveis Limnológicas .....	62

4.5.2	Zooplâncton .....	66
4.5.3	Fitoplâncton .....	67
4.6	Discussão .....	75
4.7	Referências.....	80
4.8	Anexo.....	85
<b>5</b>	<b>Conclusões Gerais .....</b>	<b>87</b>
<b>6</b>	<b>Perspectivas .....</b>	<b>90</b>
<b>7</b>	<b>Referências gerais .....</b>	<b>91</b>

## 1 Apresentação da Dissertação

A presente dissertação, sob o título “Dinâmica fitoplanctônica e aplicação combinada de floculante e adsorventes de fósforo no controle de florações de cianobactérias e seus efeitos sobre o fitoplâncton em um reservatório tropical profundo (UHE FUNIL)”, foi desenvolvida no Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Botânica), Museu Nacional-UFRJ, sob orientação da Profa. Lúcia Helena Sampaio da Silva. Este estudo está vinculado ao projeto, “Monitoramento e controle de florações de Cianobactérias em sistemas aquáticos tropicais – Ciano-Control”, coordenado pela Profa. Vera Lúcia de Moraes Huszar, com financiamento da ANA (Agência Nacional de águas)/CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - processo 88881.144848/2017-01) e CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – processo 403515/2016-5). O trabalho desenvolvido também recebeu apoio da FAPERJ para o projeto intitulado O uso da técnica “flock and lock” no controle de cianobactérias e seus efeitos sobre o fitoplâncton e as cadeias tróficas planctônicas em sistemas aquáticos do Estado do Rio de Janeiro (processo E-26/200.084/2019).

A dissertação possui uma introdução geral, dois capítulos com os resultados obtidos, conclusões gerais, perspectivas e referências gerais. No **capítulo 1** são analisados os fatores reguladores da comunidade fitoplanctônica de um reservatório eutrófico profundo no Estado do Rio de Janeiro (UHE-FUNIL) em quatro diferentes períodos de estudo entre os anos de 2002 e 2018. Para isso, foram avaliados o controle ascendente (luz e nutrientes) e o controle descendente (herbivoria pelo zooplâncton), além de fatores climáticos da região de estudo e da hidrologia do reservatório em 2 pontos de coleta (FL35 – região de transição e FL50 – região próxima à barragem). No **capítulo 2** são avaliados os efeitos da aplicação da técnica de floculação e capeamento do fósforo para a mitigação de florações de cianobactérias sobre a comunidade fitoplanctônica do reservatório do Funil. Para isso, foi realizado em janeiro de 2019 um experimento em mesocosmos com a aplicação em quadruplicata de diferentes combinações de coagulante e dois adsorventes de fósforo, sendo quatro de Cloreto de Polialumínio (PAC) + Bentonita modificada com Lantânio (LMB – Phoslock®), quatro de (PAC) + (LMB) + solo vermelho local, retirado da margem do ambiente - “local red soil” (LRS) e quatro mesocosmos controle, monitorados semanalmente por 28 dias.

## 2 Introdução geral

O fitoplâncton é representado por um grupo diverso de microrganismos, com a ocorrência de espécies, em sua maioria, de difícil previsibilidade (Kruk et al., 2012). Esses microrganismos apresentam diferentes estratégias adaptativas quanto ao aproveitamento de recursos limitantes, como luz e nutrientes, bem como mecanismos contra perdas por sedimentação e predação (Reynolds, 2006). Estes organismos atuam na base da cadeia alimentar dos ambientes aquáticos, agindo como recurso para os níveis tróficos superiores e participando de importantes processos funcionais (Reynolds, 2006). Além disso, dado ao curto tempo de geração de seus componentes, também atuam como refinado sensor das mudanças ambientais, servindo como ferramenta na avaliação de alterações antrópicas ou naturais (Margalef, 1983).

As taxas de crescimento da comunidade fitoplanctônica são influenciadas principalmente pelos controles ascendente (recursos - luz e nutrientes) e descendente (herbivoria) praticada principalmente pelo zooplâncton (Reynolds, 2006). A luz é um recurso essencial para o processo fotossintético e pode apresentar variação temporal (sazonalidade) e espacial (compartimentos do sistema) e, para compensar essas variações, o fitoplâncton apresenta adaptações que aumentam sua eficiência na aquisição e utilização das diferentes intensidades luminosas incidentes na massa d'água (Litchman & Klausmeier, 2008). O fósforo (P) e o nitrogênio (N) são considerados os principais nutrientes limitantes ao crescimento da comunidade fitoplanctônica como um todo, podendo agir individualmente ou em sinergia (Huszar et al. 2006; Elser et al., 2007; Kosten et al., 2009; Rangel et al., 2012). Certos grupos apresentam também como nutrientes limitantes o cálcio, o ferro e o silício. Para crisofíceas e diatomáceas, em particular, Si (Silício) é um componente estruturante da parede celular (Reynolds, 1997).

Além do controle ascendente, a estrutura da comunidade fitoplanctônica também pode sofrer pressões diretas ou indiretas do controle descendente exercido pelo zooplâncton (Agasild et al. 2007; Becker et al, 2008; Fetahi et al., 2011). De maneira geral, cladóceros são os principais consumidores de organismos fitoplanctônicos, assim como copépodos calanoidas, que também podem exercer uma importante pressão sobre essa comunidade (Sommer & Sommer, 2006). Em lagos enriquecidos, o zooplâncton pode exercer um controle maior sobre a dinâmica fitoplanctônica, uma vez que o controle por nutrientes é menos efetivo, especialmente quando o fitoplâncton não é dominado por cianobactérias (Attayde & Hansson, 2001; Sinistro et al., 2007). Nos trópicos, entretanto, estudos têm indicado que a

comunidade zooplanctônica tende a não exercer pressão tão efetiva, devido ao reduzido tamanho dos organismos zooplactônicos, quando comparada a lagos de regiões temperadas (Sarmiento 2012; Lacerot et al., 2013; Frau et al., 2017).

Em reservatórios, a dinâmica da comunidade fitoplanctônica é regida, de maneira geral, pelo mesmo conjunto de variáveis de lagos naturais (Reynolds, 2006). Além desses, aspectos hidrológicos como velocidade do fluxo e tempo de residência da água têm se mostrado como moduladores dos controles da comunidade fitoplanctônica nesses sistemas artificiais (Soares et al., 2008, 2012; Rangel et al., 2012; Silva et al., 2014; Doubek et al., 2019). O mecanismo de operação da barragem é um dos principais fatores reguladores da hidrodinâmica nesses sistemas, associado a variações climáticas como precipitação, ventos e radiação solar (Armengol et al., 1999; Straškraba, 1999), com isso ocorrendo em gradientes espaciais físicos, químicos e biológicos (Armengol et al., 1999; Znachor et al., 2013). Assim, áreas mais próximas aos tributários são ainda muito influenciadas pela vazão de entrada do rio, caracterizando-se por alta turbidez, elevada concentração de material em suspensão e águas mais frias. Essa influência é geralmente menos significativa em regiões mais próximas da barragem, que tendem a apresentar maior estabilidade térmica da coluna d'água, menor turbidez e temperaturas mais elevadas (Thornton, 1990). Com relação ao fitoplâncton, maiores abundâncias são comumente observadas nas regiões de transição devido a uma menor influência física da entrada dos tributários e maior disponibilidade de nutrientes na zona iluminada, se comparada a região mais próxima à barragem, com maior estabilidade térmica (Nogueira, 2000; Caputo et al., 2008; Soares et al., 2012).

As elevadas temperaturas observadas nos trópicos podem provocar também o aumento do volume de água precipitada e demarcar dois períodos climáticos distintos: um período mais frio e seco e outro mais quente e chuvoso (Payne, 1996). A maior precipitação no período de chuvas é capaz de influenciar a comunidade fitoplanctônica de diferentes maneiras, de forma direta através do escoamento e diluição do fitoplâncton e, indireta, afetando outras comunidades biológicas, assim como a disponibilidade de luz (Naselli-Flores & Barone, 1997) e nutrientes (Kimmel et al., 1990). Com isso, em muitos reservatórios tropicais, os picos de biomassa fitoplanctônica são registrados durante os meses de verão, de maiores temperaturas e estabilidade da coluna d'água (Becker et al., 2009; Rangel et al., 2009; Soares et al., 2009). No entanto, fortes chuvas na bacia de drenagem, características desse período, que abruptamente aumentam o hidrodinamismo do corpo d'água, podem agir como um pulso, reiniciando o curso da sucessão das espécies (De Senerpont Domis et al., 2013).

Um outro ponto importante no estudo do fitoplâncton em reservatórios diz respeito a eutrofização, um problema crescente em todo o mundo (Smith & Shindler, 2009; Huisman et al., 2018), gerando impactos ambientais, sociais e econômicos através da deterioração da qualidade da água para seus mais diversos usos (Codd, 2000; Steffensen, 2008). Esse processo de eutrofização pode ser natural e ocorrer ao longo dos anos. No entanto, a intensificação do lançamento de esgotos domésticos e industriais sem tratamento adequado e o uso indiscriminado de fertilizantes nas atividades agrícolas têm acelerado esse processo (Le Moal et al., 2019). Com isso, pode ocorrer o desenvolvimento massivo (florações) de plantas aquáticas, microalgas e, principalmente, cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas em diversos ambientes (Chorus & Bartram, 1999; Codd, 2000; Smith, 2003). As espumas de florações, originadas pelo acúmulo de indivíduos que se deposita nas margens sob efeito do vento dominante, causam aumento de turbidez e odor desagradável nas águas, além da anoxia noturna que pode levar a mortandade de peixes (Paerl & Huisman, 2008; Conley et al., 2009) e como consequência, severos impactos econômicos (Steffensen, 2008). Somado a isso, com o aumento da temperatura global, é esperado o favorecimento dessas florações em sistemas lacustres de águas doces (Moss et al., 2011; O'Neil et al., 2012).

Florações de cianobactérias potencialmente tóxicas (Cyanobacterial Harmful Algal Blooms - CyanoHABs), podem ocorrer em variados ambientes e tendem a ser favorecidas pela eutrofização (Conley et al., 2009) e pelo aumento da temperatura global (Paerl & Huisman, 2008; Moss et al., 2011; O'Neil et al., 2012). Estas florações frequentemente são associadas a redução da transparência da água, perda da biodiversidade, mortandade de peixes por hipóxia e, em alguns casos, alteração do gosto e odor da água (Chorus & Bartram, 1999; Smith 2003; Huisman et al., 2018). Além disso, muitas espécies de cianobactérias podem produzir toxinas que causam intoxicações crônicas, agudas e até fatais. Tais toxinas atingem o fígado e os sistemas digestivo e nervoso, o que representa a principal ameaça ao uso de lagos e reservatórios como fonte de abastecimento de água para consumo humano, irrigação, pesca e recreação (Carmichael, 2001; Codd et al. 2005; Dittmann & Wiegand, 2006).

Para combater os efeitos adversos da eutrofização nos ambientes aquáticos, o primeiro passo a ser dado é a redução da carga externa de nutrientes que entra no ambiente, atacando de maneira preventiva e orientada a fonte do problema (Stroom & Kardinaal, 2016; Huisman et al., 2018). Entretanto, a fertilização interna do sedimento enriquecido, principalmente por fósforo (P) pode retardar a melhoria das condições do ambiente por décadas, sendo necessárias ferramentas que acelerem esse processo (Jeppesen et al., 2005;

Fastner et al., 2016). Para auxiliar nesse processo de mitigação dos efeitos da eutrofização, diversas técnicas de restauração de lagos foram desenvolvidas (Huisman et al., 2018; Lurling & Mucci, 2020), podendo ser classificadas em: (i) Métodos de controle físicos, que englobam a retirada do sedimento rico em nutrientes por escavação e/ou dragagem, mistura artificial da massa d'água por aeradores, ou fontes, telas de contenção de óleo e/ou de emissão bolhas de ar e descarga da água do hipolímnio rico em nutrientes. (ii) Métodos de controle biológico, que basicamente envolvem a biomanipulação de peixes (adição/remoção), com o objetivo de suprimir a ressuspensão de sedimento e/ou aumentar a abundância de zooplâncton de maior tamanho, e conseqüentemente, reduzir o fitoplâncton. (iii) Métodos químicos, que envolvem a aplicação diretamente no ambiente de algicidas, coagulantes e/ou argilas naturais e modificadas, visando o controle de cianobactérias e/ou de P. A aplicação de algicidas é uma técnica relativamente comum e barata, com potencial de rápida erradicação de florações de cianobactérias, mas raramente oferece soluções de longo prazo, ou seguras devido ao potencial em provocar a lise celular (quebra) e conseqüentemente a liberação de toxinas para a massa d'água, além de persistência no ambiente e não seletividade de organismos (Cooke et al., 2005; Huisman et al., 2018).

As técnicas de geoengenharia, no entanto, têm ganhado atenção nas últimas décadas como ferramentas de restauração de ecossistemas aquáticos. Estas ferramentas utilizam, principalmente coagulantes e adsorventes de fósforo em fase sólida (argilas) naturais ou quimicamente modificados, podendo ser aplicados isoladamente ou em associação, com o objetivo de remover o fósforo da coluna d'água e a partir do sedimento de ambientes naturais, intervindo diretamente no ciclo biogeoquímico deste elemento e conseqüentemente inibindo as florações de cianobactérias (Spears et al., 2014; Lüriling et al., 2016).

Dentre os flocculantes, o biopolímero derivado de crustáceos marinhos (quitosana) e que é apontado por apresentar boas propriedades de coagulação/floculação ao ser combinado com uma argila modificada como lastro (Renault et al., 2009; Noyma et al., 2016), tem sido alvo de debates pelo seu potencial em causar lise nas células de cianobactérias, podendo liberar toxinas para a massa d'água (Miranda et al., 2017; Mucci et al., 2017). Por outro lado, flocculantes químicos a base de ferro (Fe), alumínio (Al) e cálcio (Ca) são amplamente reportados na restauração de ecossistemas aquáticos (Cooke et al., 2005; Lurling & Mucci, 2020). No entanto, esses flocculantes também apresentam limitações em seu uso, dentre eles a elevada sensibilidade ao efeito redox daqueles que possuem Fe em sua composição principal (Nurnberg, 1994; Cooke et al., 2005) e acidificação da água e toxicidade associadas a aplicação de coagulantes a base de Al (Cooke et al., 2005; Lurling et al., 2016).

Recentemente o cloreto de polialumínio (PAC), tem sido aplicado por apresentar um custo relativamente baixo, com eficiência equivalente na remoção de P e da turbidez da água em uma ampla faixa de pH, mesmo em condições anóxicas (Jancula & Maršalek, 2012; Araujo et al., 2016). Entretanto, cabe ressaltar que em muitos países a aplicação de qualquer floculante a base de Al em águas naturais é proibida.

Já os adsorventes de P em fase sólida, que incluem argilas naturais e modificadas quimicamente, têm sido amplamente utilizados para a remoção do P da coluna d'água e capeamento do sedimento (Cooke et al., 2005; Douglas et al., 2016). As principais vantagens no uso dos adsorventes naturais estão relacionadas ao custo relativamente baixo e a elevada capacidade de adsorção de P (Noyma et al., 2016; Magalhaes et al., 2017; Kelly Vargas & Qi, 2019). Suas desvantagens, de maneira geral, estão relacionadas a fatores físico-químicos condicionantes da disponibilidade de cargas elétricas da massa d'água, dentre eles o pH (da água e do adsorvente utilizado) e os teores de matéria orgânica e/ou de substâncias húmicas presentes na massa d'água (Lurling et al., 2014; Mucci et al., 2018; Wei et al., 2019). Por outro lado, a maioria dos adsorventes de P com capacidade de absorção ampliada é enriquecido (modificado) com metais como o alumínio (Gibbs et al., 2011), ferro (Zamparas et al., 2012), lantânio (Douglas et al., 1999; 2016), ou com metais combinados (Kelly Vargas & Qi, 2019). A bentonita modificada com lantânio (LMB – Lantânio modified bentonite - Phoslock®) vem chamando a atenção de pesquisadores e gestores de recursos hídricos em todo o mundo por se mostrar um produto eficiente na sedimentação do fosfato dissolvido (SRP) da coluna d'água e por formar uma camada superficial de bloqueio do P biodisponível do sedimento (Oosterhout and Lurling 2013; Spears et al., 2013; Douglas et al., 2016).

Em eventos de floração, geralmente a maior parte do P na coluna d'água está na forma particulada (dentro das células de cianobactérias). Isso pode levar à concentrações de SRP da coluna d'água a níveis bastante reduzidos e nessas condições a LMB não é capaz de se ligar ao P particulado, nem precipitar as células de cianobactérias (Oosterhout and Lurling 2013; Copetti et al., 2016; Noyma et al., 2017). Para solucionar esse problema (Lürling & van Oosterhout, 2013) desenvolveram a técnica “Flock and Lock” (floculação e aprisionamento do fósforo) que combina uma baixa dose de coagulante com um adsorvente de P em fase sólida. Essa técnica é indicada para remover tanto a fração dissolvida (SRP), quanto a particulada (cianobactérias, outras algas e detritos) da coluna d'água, floculando e afundando esse material, formando uma camada superficial no sedimento que segura o material precipitado e interrompe a fertilização interna de P biodisponível (Lürling & van Oosterhout, 2013; Lurling et al., 2016).

Essa técnica foi aplicada com sucesso, entre outros, em dois lagos holandeses – Lago Rauwbraken, (van Oosterhout & Lürling, 2011; Lürling & van Oosterhout, 2013) e Lago de Kuil (Waajen et al., 2016) – ambos isolados e com mínimo aporte externo de P. No Brasil, experimentos em laboratório (Flock & Sink), demonstraram que a combinação de floculantes e adsorventes de P em fase sólida, apresenta eficácia na sedimentação de cianobactérias e redução de P na água coletada no reservatório do Funil, mesmo ambiente do presente estudo (Noyma et al., 2016). Araujo et al. (2018) também demonstraram através de experimento de bancada realizado no reservatório Gargalheiras (Semiárido brasileiro), que a técnica “Flock and Lock” promoveu uma rápida resposta na melhoria da qualidade da água, removendo cianobactérias e as concentrações de P-total em relação à água natural do reservatório sem tratamento. Dentre os diferentes coagulantes, Magalhães et al. (2017) em uma lagoa tropical salobra, demonstraram que cloreto de polialumínio (PAC) apresenta grande eficiência na floculação de cianobactérias quando comparado a quitosana e que a aplicação associada de PAC + LRS (solo vermelho), ou mesmo sedimento local como lastro, floculou e sedimentou efetivamente as cianobactérias.

Pouco se sabe sobre o efeito da aplicação de técnicas de geoengenharia sobre a estrutura e dinâmica das comunidades planctônicas, principalmente em sistemas aquáticos tropicais que apresentam uma complexa interação entre seus componentes. Com relação ao fitoplâncton, os poucos estudos existentes no mundo concentram-se principalmente na aplicação de LMB. Em um estudo realizado na Escócia, utilizando a aplicação de LMB indicou uma leve mudança de status ecológico, com redução de florações de cianobactérias e de P após a aplicação e aumento na diversidade fitoplanctônica, voltando a registrar aumento de fósforo e de florações com o passar dos anos (Lang et al., 2016). Em um outro estudo realizado em um reservatório raso nos Estados Unidos foi observado que além da forte redução na disponibilidade de P e de cianobactérias, ocorreu maior contribuição para o fitoplâncton de algas verdes e diatomáceas após a aplicação da técnica (Bishop et al. 2014). Mudanças na razão N:P, assim como na proporção de cianobactérias formadoras e não formadoras de bloom, além de aumento na contribuição de outras classes fitoplanctônicas também foram relatadas (Bishop et al., 2018). No Brasil, até quanto se sabe, apenas dois estudos avaliaram a resposta da comunidade fitoplanctônica a técnica de geoengenharia. Um deles foi através de experimento de mesocosmos realizado em um reservatório na região sudeste brasileira (Belo Horizonte) monitorado por cerca de 30 dias evidenciou uma redução na abundância total do fitoplâncton logo após a aplicação da LMB, voltando a aumentar novamente ao final do experimento, com menor contribuição de cianobactérias e um aumento

de clorofíceas e euglenofíceas (Yamada-Ferraz et al., 2015). No outro estudo, a aplicação de LMB ocorreu diretamente no ambiente, um reservatório tropical hipereutrófico (Pampulha) também na região sudeste brasileira. Este estudo evidenciou que ao longo de dois anos de aplicação de LMB, a redução significativa das florações de cianobactérias ocorreu somente 5 meses após o início do tratamento, sendo observado o restabelecimento dessas florações, seguida de nova redução acompanhada de maior contribuição de outros grupos fitoplanctônicos ao final do segundo ano de tratamento (Barcante et al., 2020).

Apesar dos estudos envolvendo a técnica “Flock and Lock” indicarem eficiência na remoção de P e de cianobactérias em diferentes tipos de água no Brasil (Noyma et al., 2016; 2017; Magalhaes et al., 2017; Araujo et al., 2018), pesquisas em escalas maiores (mesocosmos) que consigam melhor reproduzir a complexidade das condições dos sistemas naturais são de extrema importância, principalmente aquelas que abordem a resposta da comunidade fitoplanctônica, dada a importância destes organismos como base do funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Reynolds, 2006).

Entre os sistemas brasileiros, os reservatórios têm se destacado nas últimas décadas, sendo construídos, principalmente, para a geração de energia elétrica, controle de cheias, abastecimento humano, pesca e aquicultura. O reservatório do Funil, local do presente estudo, faz parte do complexo hidráulico do rio Paraíba do Sul e entrou em operação no final da década de 1960 com a finalidade de geração de energia elétrica, mas atualmente também é utilizado para atenuar os impactos das cheias, irrigação e recreação (Pacheco et al., 2015). Além de atuar na regularização do rio, visando a transposição de águas para o conjunto de reservatórios do sistema Light que deságua na principal fonte de abastecimento de águas do Estado do Rio de Janeiro (Soares et al., 2008; Ferrão-Filho et al., 2009), sendo, portanto, de grande importância para o abastecimento do estado fluminense.

Este ambiente já foi caracterizado por baixas concentrações de P, com produção primária reduzida e dominada por algas verdes (Rocha et al., 2002). Entretanto, ainda na década de 1980 já apresentava elevadas cargas de nutrientes e de biomassa fitoplanctônica, dominada por cianobactérias, além de metais pesados, comprometendo assim a qualidade da água do reservatório (Ferrão-Filho et al., 2009). Desde então, este ambiente vem sendo estudado como modelo de reservatório eutrófico (Rocha et al., 2002; Soares et al., 2008; Rangel et al., 2012). A partir de 2010, consideráveis reduções nas concentrações de P no sistema foram apontadas, tendo sido associadas a construção de PCHs (pequenas centrais hidrelétricas) e ETEs (estações de tratamentos de esgotos) a montante do reservatório (Rangel et al., 2016). Apesar dessa redução nas concentrações de P no reservatório, florações

de cianobactérias ainda são comuns, principalmente no período mais quente do ano (Soares et al., 2009; Rangel et al., 2016). Além disso, em 2014 e 2015 a bacia do rio Paraíba do Sul foi fortemente impactada por uma seca prolongada, levando os reservatórios da bacia a operarem com níveis e vazões reduzidos em decorrência da disponibilidade hídrica para atender aos usos múltiplos da bacia (INEA, 2018).

Devido a influência das concentrações de nutrientes sobre a dinâmica do fitoplâncton, analisar a sua resposta frente às variações ocorridas no reservatório do Funil nas duas últimas décadas, visa auxiliar no melhor entendimento da dinâmica desses microrganismos, principalmente, das cianobactérias. Além disso, experimentos em mesocosmos possibilitam a interpretações mais robustas no que tange ao controle das florações de cianobactérias em reservatórios tropicais profundos, além de analisar a resposta de toda a comunidade fitoplanctônica. Nesse sentido, o presente estudo faz parte de um projeto maior intitulado “Monitoramento e controle de florações de cianobactérias em sistemas aquáticos tropicais – “Ciano-Control”, que objetiva testar a técnica “Flock and Lock” no controle do P e mitigação de florações de cianobactérias em dois diferentes sistemas aquáticos brasileiros, entre eles o reservatório do Funil. O projeto visa fornecer para as autoridades responsáveis pelo gerenciamento das águas, um conjunto de medidas de fácil aplicação, segura e de rápida resposta no controle de florações nocivas de cianobactérias em sistemas aquáticos brasileiros.

## **2.1 Hipóteses**

### **Capítulo 1**

Baseados no conceito de zonação e de variáveis hidrológicas de reservatórios, além de alterações que ocorreram na bacia de drenagem do Reservatório do Funil ao longo dos quatro períodos analisados e das variações sazonais no clima da região sudeste brasileira, hipotetizamos que:

- Ao longo dos quatro períodos de estudos é observada uma redução das concentrações de P e do biovolume fitoplanctônico;
- Com relação a sazonalidade, o biovolume fitoplanctônico é mais elevado na estação climática mais quente e chuvosa do ano, representado principalmente por cianobactérias;
- Devido a dominância persistente de cianobactérias, a diversidade de espécies é relativamente reduzida durante os quatro períodos de estudos e estações climáticas;

- A dinâmica da comunidade fitoplanctônica responde à maior influência dos recursos (controle ascendente), tempo de residência e nível, orientados pela hidrologia e sazonalidade.

## Capítulo 2

Baseados nos registros recorrentes de florações de cianobactérias no Reservatório do Funil, de alterações que ocorreram em sua bacia de drenagem e em estudos sobre o uso da técnica “Flock & Lock”, as hipóteses trabalhadas são:

- A técnica apresenta eficácia na remoção de P da coluna d’água no Reservatório do Funil;
- Ocorre remoção da biomassa fitoplanctônica e, em especial de cianobactérias, até o final do experimento;
- Ao final do experimento há uma reestruturação dos componentes fitoplanctônicos, com menor contribuição de cianobactérias e maior de outros grupos, com aumento da diversidade;
- A adição de outro lastro como o LRS ao LMB, não impacta na eficiência da técnica na remoção de cianobactérias, nem na durabilidade de seu efeito.

## 2.2 Objetivos

### Capítulo 1

#### Geral

Avaliar a dinâmica fitoplanctônica no reservatório do Funil em dois pontos amostrais (padrão espacial) e em quatro diferentes anos de estudos (padrão temporal na escala anual e sazonal).

#### Específicos

- Identificar e analisar padrões no fitoplâncton na escala espacial (dois pontos de amostragem);
- Analisar a dinâmica temporal (escala anual e sazonal) de diferentes atributos da comunidade fitoplantônica;
- Avaliar os principais fatores reguladores da dinâmica fitoplanctônica em dois pontos amostrais e nas duas estações sazonais ao longo dos quatro períodos de estudo.

## **Capítulo 2**

### **Geral**

Avaliar a resposta da comunidade fitoplanctônica a aplicação da técnica de floculação e aprisionamento de fósforo (Flock & Lock) na mitigação das florações de cianobactérias em um experimento de mesocosmos realizado no reservatório do Funil.

### **Específicos**

- Avaliar a eficácia da técnica “Flock & Lock” no controle do P e de florações de cianobactérias;
- Identificar as respostas da comunidade fitoplanctônica à técnica, ao longo do experimento;
- Avaliar o impacto da adição de outro lastro (LRS) ao LMB na eficiência da técnica na remoção de cianobactérias e sua durabilidade.

### **3 Capítulo 1**

## **DINÂMICA INTERANUAL E SAZONAL DO FITOPLÂNCTON EM UM RESERVATÓRIO TROPICAL PROFUNDO (UHE FUNIL-RJ)**

### 3.1 Resumo

O fitoplâncton de um reservatório eutrófico localizado na região sudeste brasileira, em uma das áreas mais populosas e industriais do país, com registros de florações recorrentes de cianobactérias, foi avaliado em dois pontos de coletas (área de transição e próximo à barragem) e em quatro diferentes ciclos anuais. A região tem marcada sazonalidade com duas estações climatológicas bem definidas, uma quente-chuvosa e outra fria-seca. Baseados no conceito de zonação e da hidrologia de reservatórios, além de alterações que ocorreram na bacia de drenagem do Reservatório do Funil, hipotetizamos: i) biovolumes fitoplanctônicos relativamente elevados, principalmente, na estação de transição do reservatório (variação espacial) e no período mais quente do ano (variação temporal); ii) dominância de cianobactérias, com diversidades relativamente reduzidas ao longo do tempo e iii) resposta da comunidade fitoplanctônica a maior influência dos recursos e da hidrologia sobre sua dinâmica nos quatro períodos avaliados. Nossos resultados mostram uma redução significativa do biovolume total e de cianobactérias do período 1 (2002-2003) para os demais períodos (2011-2012; 2015 e 2018), apesar da persistência na dominância de cianobactérias, representadas principalmente por *Raphidiopsis raciborskii*, *Dolichospermum circinale* e *Microcystis aeruginosa*. Não foram observadas diferenças significativas entre a zona de transição e próxima à barragem (dinâmica espacial), mas sim diferenças dentro de cada ciclo anual, entre as estações climáticas e entre anos de estudo (dinâmica temporal), com maiores biovolumes observados na estação quente-chuvosa. Os resultados indicam que eventos extremos podem levar a modificações na dinâmica fitoplanctônica, como no período 3, quando ocorreu uma seca prolongada na região sudeste brasileira, com maiores tempos de residência da água e disponibilidade de luz no reservatório, com dominância do dinoflagelado *Ceratium furcoides*. Em resposta a dominância de morfoespécies de cianobactérias e do dinoflagelado, diversidades reduzidas foram registradas durante todo o estudo. Concluimos que apesar da redução nas concentrações de fósforo, a variabilidade do fitoplâncton foi principalmente relacionada a fatores climáticos, ao tempo de residência da água e à disponibilidade de luz, com um aumento na contribuição de outros grupos fitoplanctônicos, em especial de clorófitas, criptófitas e crisófitas nos dois últimos períodos. Mais uma vez, fica evidente que a dominância e as florações de cianobactérias, que persistiram ao longo das duas décadas de estudo, são eventos complexos, muitas vezes favorecidos por interações entre uma série de fatores ambientais.

**Palavras-Chave:** Dinâmicas temporal e espacial; Recursos; Hidrologia; Eventos extremos.

### 3.2 Abstract

The phytoplankton of a eutrophic reservoir located in southeast Brazil, in one of the most populous and industrial areas of the country, with records of recurrent blooms of cyanobacteria, was evaluated at two sampling points (transition area and near the dam) and at four different annual cycles. The region has marked seasonality with two well-defined climatic seasons, one warm-rainy and the other cold-dry. Based on the concept of zoning and hydrology of reservoirs, and the changes that occurred in the drainage basin of the Funil Reservoir, we hypothesize: i) relatively high phytoplankton biovolumes, mainly in the reservoir transition season (spatial variation) and in the hottest period of the year (temporal variation), with cyanobacteria dominance; ii) dominance of cyanobacteria, with diversities relatively reduced over time and iii) response of the phytoplankton community to the greater influence of resources and hydrology on its dynamics in the four periods evaluated. Our results show a significant reduction in the total biovolume and cyanobacteria from period 1 (2002-2003) to the other periods (2011-2012; 2015, and 2018), despite the persistence in the dominance of cyanobacteria, represented mainly by *Raphidiopsis raciborskii*, *Dolichospermum circinale*, and *Microcystis aeruginosa*. No significant differences were observed between the transition zone and near the dam (spatial dynamics), but we could observe differences within each annual cycle, between climatic seasons, and between years of study (temporal dynamics), with greater biovolumes in the warm-rainy season. The results indicate that extreme events can lead to changes in phytoplanktonic dynamics, as in period 3, when there was an prolonged drought in the southeast region of Brazil, with longer water residence times and availability of light in the reservoir, with the dominance of the dinoflagellate *Ceratium furcoides*. In response to the dominance of morphospecies of cyanobacteria and dinoflagellate, reduced diversity was recorded throughout the study. Our conclusions are that despite the reduction in phosphorus concentrations, the variability of phytoplankton was mainly related to climatological factors, the residence time of water and the availability of light, with an increase in the contribution of other phytoplankton groups, especially chlorophytes, cryptophytes and chrysophytes in the last two periods. Once again it is evident that the dominance and blooms of cyanobacteria, which persisted over the two decades of study, are complex events, often favored by interactions between a series of environmental factors.

**Keywords:** Temporal and spatial dynamics; Resources; Hydrology; Extreme events

### 3.3 Introdução

A comunidade fitoplanctônica é composta por organismos que apresentam diferentes estratégias adaptativas quanto ao aproveitamento de recursos como luz e nutrientes (controle ascendente), bem como mecanismos contra perdas por sedimentação e predação (Reynolds, 2006; Litchman & Klausmeier, 2008). Por estar diretamente envolvida no processo fotossintético, a luz é um recurso essencial para o fitoplâncton, podendo apresentar variações temporais e espaciais como resultado de sua atenuação vertical na coluna d'água (Litchman & Klausmeier 2008). Para compensar estas variações, o fitoplâncton apresenta traços que visam um melhor aproveitamento da intensidade luminosa incidente no meio aquático como por exemplo; concentração de clorofila-*a* e pigmentos acessórios (Litchman & Klausmeier, 2008), além de características morfológicas como aspecto alongado, presença de flagelo e vesículas de gás (Kruk et al, 2010). Outro importante controlador do fitoplâncton, diz respeito as concentrações de nutrientes, principalmente as de Nitrogênio (N) e fósforo (P), que podem ser limitantes ao seu crescimento, agindo individualmente ou sinergisticamente (Elser et al., 2007; Kosten et al., 2009; Rangel et al., 2012).

Além do controle ascendente, a comunidade fitoplanctônica também pode sofrer pressões diretas ou indiretas do controle descendente exercido, principalmente, pelo zooplâncton (Attayde & Hansson, 1999; Reynolds, 2006; Becker et al, 2008; Fetahi et al., 2011). De maneira geral, cladóceros são os principais consumidores de organismos fitoplanctônicos, assim como copépodos calanoida que também podem exercer uma importante pressão sobre essa comunidade (Sommer & Sommer, 2006; Ger et al., 2016). No entanto, nos trópicos devido ao reduzido tamanho dos organismos zooplactônicos essa pressão tende a não ser tão efetiva, quando comparada a ambientes de regiões temperadas (Sarmiento, 2012; Lacerot et al., 2013; Iollanda et al., 2016; Frau et al., 2017).

Em reservatórios, além do controle ascendente (luz e nutrientes) e descende (herbivoria), aspectos hidrológicos, climatológicos, morfométricos e de operação da barragem atuam em conjunto, influenciando o desenvolvimento e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008; Wang et al., 2011; Souza et al., 2016). Em resposta aos variados processos hidrodinâmicos e seus efeitos sobre as condições limnológicas do ambiente que se apresentam espacialmente distribuídos, é observada uma variabilidade espacial na dinâmica, estrutura e produtividade fitoplanctônica, principalmente no caso de reservatórios (Borges et al., 2008; Becker et al., 2010; Rychtecký & Znachor, 2010; Silva et al., 2014; Pacheco et al., 2015; Rangel et al., 2016), com maiores abundâncias

nas regiões de transição devido a uma menor influência física da entrada dos tributários e maior disponibilidade de luz e nutrientes (Nogueira, 2000; Caputo et al., 2008; Soares et al., 2012), enquanto que menores nas regiões próximas a barragem, que apesar da menor turbidez, pode apresentar menores concentrações de nutrientes disponíveis ao consumo pelo fitoplâncton devido a maior estabilidade térmica da coluna d'água (Thornton, 1990). Em reservatórios de hidrelétricas profundos, um ponto importante a ser observado para entender possíveis variações espaciais da biomassa fitoplanctônica, diz respeito ao tempo de residência do reservatório. Esse fator geralmente está relacionado a intensidade do influxo da água do rio ao longo do ano, diferenças de temperatura da água num gradiente rio reservatório e concentração de materiais em suspensão, podendo levar a uma heterogeneidade espacial entre os compartimentos do sistema (Pacheco et al., 2015).

Além de padrões espaciais, padrões temporais também podem ser observados na comunidade fitoplanctônica. O fitoplâncton, apesar de flutuar em curtas escalas de tempo (dias ou semanas), pode apresentar padrões cíclicos de mudança, quando analisado em longos intervalos de tempo, mostrando ciclos interanuais bem definidos e mais estáveis do que ao serem analisados em amostragens de curto prazo (Rahel, 1990; Schneck et al., 2011). Padrões anuais da sazonalidade do fitoplâncton em regiões temperadas são bem estabelecidos e relacionados, principalmente, a mudanças no regime da luz, temperatura, concentração de nutrientes e herbivoria (Reynolds 2006). Nos trópicos e subtropicais a sazonalidade do fitoplâncton parece ser mais influenciada por características hidrológicas (Chellappa et al. 2009; Schneck et al., 2011), principalmente em reservatórios que apresentam picos de biomassa durante os meses de verão associados a maiores temperaturas e estabilidade térmica da coluna d'água (Becker et al., 2009; Rangel et al., 2009, 2016; Soares et al., 2009). No entanto, fortes chuvas na bacia de drenagem, características desse período, podem aumentar o hidrodinamismo do corpo d'água e agir como um pulso, reiniciando o curso da sucessão das espécies (De Senerpont Domis et al., 2013).

A influência da bacia de drenagem nos reservatórios tende a se relacionar com a entrada de material alóctone (Thornton, 1990; Vanni et al., 2011). Nesse sentido, bacias de drenagem inseridas em áreas com elevada densidade populacional e/ou industrial podem contribuir com elevadas concentrações de nutrientes e poluentes tóxicos que comprometem a qualidade da água para a biota aquática e saúde humana (Beyruth, 2000; Gemelgo et al., 2009; Rodgher et al., 2005). Essa situação ocorre em vários reservatórios tropicais, que estão submetidos ao processo de eutrofização, com florações de cianobactérias potencialmente tóxicas (Jiang et al., 2014; Soares et al., 2013; Silva et al., 2014). Estas florações

frequentemente são associadas a redução da transparência da água, perda da biodiversidade, mortalidade de peixes por hipóxia e em alguns casos alteração do gosto e odor da água (Chorus & Bartram, 1999; Smith, 2003; Huisman et al., 2018). No Brasil, estações sazonais representadas por temperaturas mais elevadas e com estratificação térmica da coluna d'água mais marcantes, apontam para a dominância dos gêneros *Dolichospermum* e *Microcystis*, enquanto *Cylindrospermopsis* (atualmente *Raphidiopsis*, Aguilera et al., 2018) domina períodos de massa d'água mais homogêneo (Soares et al., 2013). Essas três morfoespécies já foram apontadas como as mais comuns formadoras de florações nos sistemas aquáticos brasileiros, incluindo no reservatório do Funil, que vem sofrendo um intenso processo de eutrofização nas últimas décadas por receber águas da drenagem de uma bacia localizada em uma das áreas mais populosas e industrializadas no país (Ferrão-Filho et al., 2009; Soares et al., 2013; Silva et al., 2014; Moura et al., 2018). Além disso, em situação de dominância de cianobactérias, menores diversidade e riqueza fitoplanctônica são registradas (Calijuri & Santos, 1996; Crossetti et al., 2008; Bockwoldt et al., 2017).

Do ponto de vista das variações de longo prazo, estudos mais recentes vêm apontando para algumas mudanças no Reservatório do Funil, dentre elas a redução de fósforo associada a construção de duas pequenas centrais hidrelétricas a montante do reservatório do Funil em 2011 (Alupar, 2014; Comitê Brasileiro de Barragens, 2011), além da ampliação da rede de coleta e tratamento de esgoto em cidades do trecho superior da bacia do Paraíba do Sul, no estado de São Paulo (Rangel et al., 2016). No caso das variações espaciais do fitoplâncton nesse sistema, os principais direcionadores apontados são o tempo de residência, o influxo do rio e a temperatura da água (Soares et al., 2012; Pacheco et al., 2015; Rangel et al., 2016), sendo esse sistema descrito como de difícil previsibilidade devido ao seu hidrodinamismo (Pacheco et al., 2015).

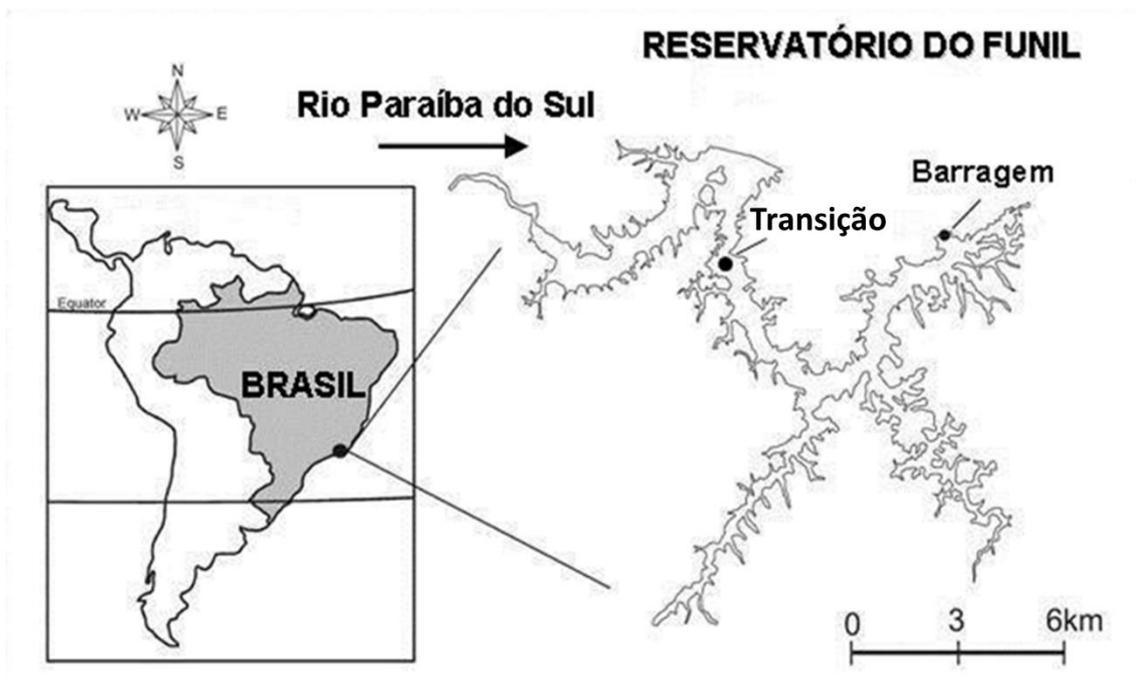
Esses achados nos permitem entender melhor a variabilidade sazonal e interanual do fitoplâncton e fornecem “insights” sobre o relacionamento entre os diferentes grupos fitoplanctônicos e estressores antropogênicos, como as mudanças climáticas e a invasão de espécies em um reservatório tropical profundo. Nesse sentido, este estudo visa avaliar: 1) Quais os padrões da composição e biomassa do fitoplâncton no reservatório do Funil ao longo de quatro períodos de estudo e como eles variam interanualmente, sazonalmente e espacialmente? 2) Quais variáveis abióticas e bióticas estão mais intimamente associadas às variações na composição e biomassa do fitoplâncton?

## **3.4 Materiais e métodos**

### **3.4.1 Área de Estudo**

O Reservatório da hidrelétrica do Funil está localizado em Resende, ao sul do Estado do Rio de Janeiro (22°30'S, 44°45'W; Figura 1). Este ambiente faz parte do sistema hidráulico do rio Paraíba do Sul, um complexo de reservatórios distribuídos em cachoeiras, que opera de maneira orquestrada para atender as necessidades de um dos polos mais populosos e industrializados do Brasil (Ferrão-Filho et al., 2009; ANA, 2015).

Devido a importância da bacia do rio Paraíba do Sul para o desenvolvimento das atividades econômicas no eixo entre os estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais, muitos esforços têm sido empenhados para um melhor gerenciamento da bacia que apresenta um elevado histórico de degradação. A cobertura vegetal natural é escassa, sendo substituída por agricultura e um acentuado processo de urbanização (INEA, 2010). Estima-se que as fontes pontuais possam ser responsáveis por cerca de 80% do nitrogênio e do fósforo que chega nas águas do rio Paraíba do Sul (Pacheco et al., 2015; Lima, 2016). O Reservatório do Funil recebe toda a carga poluente da bacia no território paulista, que apesar de apresentar atualmente os melhores índices de tratamento de esgoto da bacia, este ainda não contempla grandes cidades como São José dos Campos e Aparecida em seu sistema de coleta e tratamento, comprometendo assim a melhoria da qualidade da água nesse trecho da bacia (Ferrão-Filho et al., 2009; INEA, 2010; Pacheco et al., 2017; CEIVAP, 2018).



**Figura 1:** Localização geográfica do reservatório Funil, localizado em Resende, RJ. Destaque para os dois pontos de coletas, sendo um na zona de transição e outro na zona lacustre (região próxima à barragem).

Em operação desde 1969, O reservatório do Funil apresenta uma área de 40 km<sup>2</sup>, volume total de 8,9 bilhões m<sup>3</sup>, profundidade máxima de 70 m e média de 22 m, que pode variar de acordo com as chuvas e tempo de residência da água (Soares et al., 2009). O clima da região é do tipo Cwa – mesotérmico úmido, com invernos mais amenos e verões mais quentes e chuvosos (Köppen, 1936). Ainda na década de 70, o reservatório era caracterizado por reduzidas concentrações de fósforo e produção primária, além de uma comunidade fitoplanctônica dominada por algas verdes e ainda em 2002 esse ambiente já era caracterizado por elevadas concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e o fitoplâncton era dominado por cianobactérias (Ferrão-Filho et al., 2009), atingindo concentrações medianas de 40,8 µg/L de fósforo total (TP), de 730,8 µg/L de nitrogênio total (TN) e de 13,1 µg/L de clorofila-*a* em 2006/2007 (Rangel et al., 2012). Entretanto, estudos realizados em 2011/2012 indicam redução nas concentrações de fósforo e da biomassa fitoplanctônica, apesar de florações de cianobactérias ainda presentes, principalmente no período de verão (Rangel et al., 2016). Estas reduções podem ser resultado da ampliação da rede de tratamento de esgoto em cidades pertencentes ao estado de São Paulo, no trecho superior da bacia do rio Paraíba do Sul, (CETESB, 2010; Pacheco et al., 2017; CEIVAP, 2018), mas também foram

associadas a construção de duas pequenas centrais hidrelétricas a montante do reservatório do Funil em 2010 (Rangel et al., 2016), que apesar de serem construídas para operarem pelo sistema fio d'água (Comitê Brasileiro de Barragens, 2011; Alupar, 2014), mas que ainda assim, podem contribuir para uma redução nas concentrações de fósforo que chegam ao reservatório do Funil.

Além das florações persistentes representadas sobretudo, por *Cylindrospermopsis raciborskii* atualmente, *Raphidiopsis raciborskii* (Aguilera et al., 2018), *Dolichospermum circinale* e *Microcystis aeruginosa*, que alternam a dominância ao longo do ano (Soares et al., 2009), o reservatório do Funil foi invadido por um dinoflagelado *Ceratium furcoides*, que formou intensa floração no ano de 2015, principalmente na estação sazonal mais fria e seca. Cabe ressaltar que em decorrência desta seca prolongada na região sudeste brasileira, diversas resoluções foram aprovadas, para a manutenção dos limites mínimos de vazão para cada um dos reservatórios pertencentes ao complexo hidráulico da bacia do Paraíba do Sul, visando a regularização das vazões do rio e a recuperação e a manutenção do estoque de água dos reservatórios (ANA, 2015; CEIVAP. 2019).

### 3.4.2 Amostragem

As coletas foram realizadas mensalmente em dois pontos (FL35 – zona de transição e FL50 – zona lacustre, próxima à barragem) em quatro diferentes períodos: junho de 2002 a maio de 2003 (período I), junho de 2011 a maio de 2012 (período II), janeiro a dezembro de 2015 (período III) e janeiro a dezembro de 2028 (período IV). A metodologia de amostragem dos períodos I e II encontra-se detalhada em Soares et al. (2012) e Rangel et al. (2016), respectivamente. As amostras para análise das concentrações de nutrientes e fitoplâncton foram coletadas com tubo integrador de 1,5m de comprimento ou com garrafa de van Dorn em cada 0,5m em toda a extensão da zona eufótica e integradas em um recipiente, de onde foram retiradas alíquotas de 500 mL para nutrientes e 100 mL para o fitoplâncton. As amostras para nutrientes foram mantidas sob refrigeração e em ausência de luz e para a análise quantitativa do fitoplâncton, as amostras foram fixadas com solução de lugol neutro. Para análise do zooplâncton, amostras foram coletadas diretamente com rede de plâncton de 68  $\mu\text{m}$  (período I) e 50  $\mu\text{m}$  de malha (demais períodos), em perfil vertical e fixadas com formalina 4%. Os dados de temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica foram obtidos com sonda multiparâmetros (YSI) e a turbidez com

turbidímetro portátil (HANNA - HI98703). A transparência da água foi estimada pela extinção do disco de Secchi.

### 3.4.3 Análises das amostras e dos dados

O padrão climático da região de estudo foi obtido pela plataforma INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). Dados mensais médios do tempo de residência da água (TR) foram estimados pelo influxo diário do rio Paraíba do Sul, descarga e volume do reservatório, sendo esses dados cedidos por FURNAS CENTRAIS ELÉTRICAS S.A. e a plataforma on-line do Operador Nacional do Sistema Elétrico (<http://www.ons.org.br>).

A zona eufótica foi estimada como 2,7 vezes o valor da extinção do disco de secchi (Cole, 1994). A estabilidade térmica relativa da água foi calculada de acordo com Padisák et al. (2003) que leva em conta a diferença da densidade da água, estimada a partir da temperatura obtida entre o fundo (Db) e a superfície (Ds) dividida pela diferença da densidade entre 4°C (D4) e 5°C (D5) da água pura, através da fórmula:  $RWCS = (Db - Ds)/(D4 - D5)$ . Os maiores valores de RCWS correspondem às maiores diferenças entre as temperaturas da superfície e fundo. Amostras não-filtradas foram usadas para análise de TP e TN e analisadas segundo métodos descritos em Wetzel & Likens (1991). As amostras para análise do SRP, nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e íon amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) foram filtradas através de filtros Whatman GF/C 0,7 µm. Nos períodos III e IV, as concentrações de Nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) e SRP foram analisadas através de espectrofotometria por injeção de fluxo (FIA, modelo 2500, FIALab, USA) no Laboratório de Ecologia e Fisiologia do Fitoplâncton (LabAlgas) da UERJ. Para o período I, a metodologia de análise dos nutrientes encontra-se em Soares et al. (2012) e para o período II em Rangel et al. (2016). As concentrações de DIN foram definidas como a soma das concentrações de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. O estado trófico do reservatório foi avaliado principalmente através da concentração mediana anual de TP e Clorofila-*a*, além da transparência da água e concentração mediana anual de TN, segundo Nürnberg (1996).

Nos quatro períodos de estudo, a comunidade fitoplanctônica foi estimada pelo método da sedimentação de UTERMÖHL (1958), em microscópio invertido marca Zeiss Oberkochen, modelo Axiovert 10, a 400 aumentos no laboratório de Ficologia do Museu Nacional-UFRJ. A enumeração dos organismos (células, colônias, filamentos) foi feita em campos aleatórios (Uhelinger, 1964), em número suficiente para alcançar 100 indivíduos da morfoespécie mais frequente, sendo o erro inferior a 20% ( $p < 0,05$ ; Lund et al., 1958).

Quando não foi possível utilizar esse critério (amostras com algas escassas e detrito abundante), foram enumerados indivíduos em tantos campos aleatórios quantos os necessários para a estabilização do número de morfoespécies adicionadas por campo (método da área mínima), a fim de garantir uma representatividade qualitativa mínima das morfoespécies. O biovolume das populações fitoplanctônicas ( $\text{mm}^3/\text{L}$ ) foi estimado pela multiplicação da abundância de cada morfoespécie ( $\text{ind}/\text{mL}$ ) pelo seu volume médio ( $\mu\text{m}^3$ ) (Hillebrand et al., 1999), com base nas medidas de, pelo menos, 30 indivíduos. As identificações foram feitas, sempre que possível, em nível de morfoespécie, com base nas características morfológicas e morfométricas das vidas vegetativa e reprodutiva das populações. Os grandes grupos taxonômicos foram identificados de acordo com os critérios estabelecidos por Hoek (1995), exceto para cianobactérias (Komárek & Anagnostidis, 1999, 2005; Komárek et al., 2014) e diatomáceas (Round et al., 1990). A composição fitoplanctônica total foi obtida para cada período e para todos os períodos de estudo. A riqueza de morfoespécies foi expressa pelo número de morfoespécies presentes em cada amostra e a diversidade específica ( $H'$ ) foi estimada pelo índice de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1963).

O zooplâncton foi quantificado em microscópio óptico em câmara de Sedgewick-Rafter ou em câmara aberta em microscópio estereoscópico (formas juvenis e adultos de Copepoda) no Laboratório Núcleo de Estudos Limnológicos da Universidade do Rio de Janeiro (UNIRIO), sendo identificados e incluídos nos grandes grupos taxonômicos rotíferos, copépodos e cladóceros.

#### **3.4.4 Análises estatísticas**

Para identificar diferenças nas variáveis bióticas e abióticas entre os períodos de estudos foi realizada uma análise de variância (ANOVA – one way) seguida de teste Tukey para dados normais. Os dados que não atingiram a normalidade foram  $\log_{10}(x + 1)$  transformados e quando a normalidade não foi atingida, um teste não paramétrico de Kruskal–Wallis seguido de teste Dunn foi efetuado para identificar diferenças significativas ( $p < 0,05$ ). Para identificar diferenças entre as estações de coleta (FL35 e FL50) e períodos climáticos, foram realizados teste t student para os dados com distribuição normal e para aqueles que mesmo após  $\log_{10}(x + 1)$  transformados não apresentaram distribuição normal, teste de Mann-Whitney. Estas análises foram executadas software SigmaPlot 12.5.

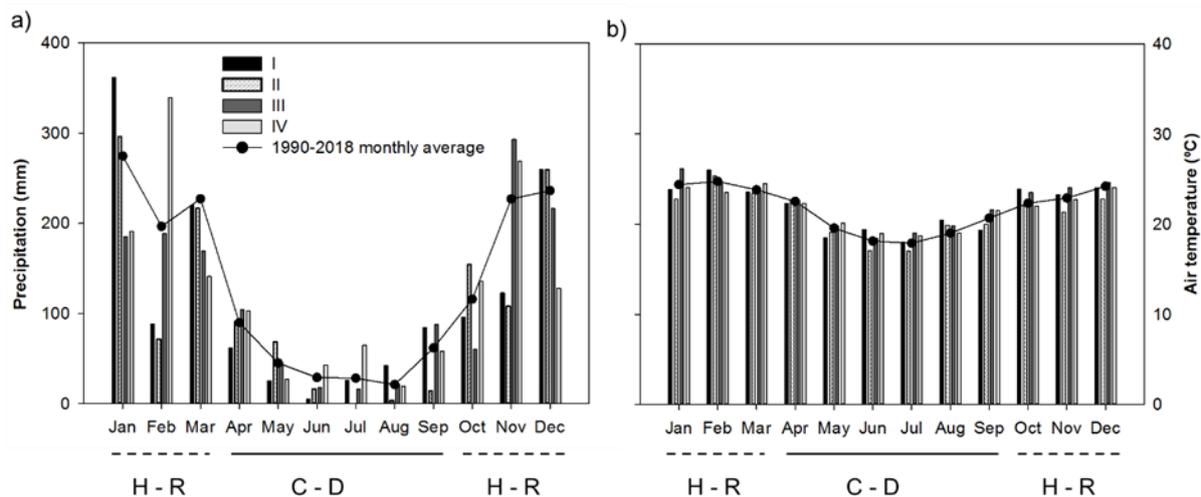
O fitoplâncton (variável resposta) não apresentou diferença significativa entre as duas estações de coletas (FL 35 e FL 50), tanto no conjunto total de dados, quanto em cada período analisado separadamente ( $p > 0,05$ ). Assim, a hipótese de que maiores biovolumes fitoplanctônicos seriam observadas na zona de transição foi rejeitada e as duas estações de coletas serão apresentadas como um conjunto único de dados.

Para estimar quanto da variação do fitoplâncton seria explicada pelas variáveis ambientais, foi realizada uma análise de ordenação (Análise Canônica Sem Tendência - DCA), onde a linearidade dos dados (comprimento do gradiente  $< 3,0$ ), indicou uma distribuição linear, e a aplicação da Análise de Redundância Canônica (RDA; Ter Braak & Smilauer, 2012). Foram retiradas as variáveis com alto fator de variância inflacionada ( $VIF > 20$ ; Ter Braak & Smilauer 2012). A importância de cada variável no modelo foi acessada através da seleção progressiva (*forward selection*), assumindo somente as variáveis significativas ( $p < 0,05$ ). A significância das variáveis ambientais foi evidenciada através do teste de Monte Carlo, com 999 permutações. Os dados foram  $\log_{10}(x + 1)$  e as análises executadas no software CANOCO 5.0 (Ter Braak & Smilauer 2012).

## 3.5 Resultados

### 3.5.1 Dados meteorológicos

Não foram observadas diferenças entre os quatro períodos de estudos na precipitação total mensal (barras;  $p = 0,816$ ), figura 2a, nem na temperatura do ar (barras;  $p = 0,832$ ), figura 2b. No entanto, foram observadas diferenças entre as 2 estações sazonais, uma com maiores precipitações ( $p \leq 0,001$ ) e temperaturas do ar ( $p \leq 0,001$ ), caracterizando uma estação mais quente e chuvosa (outubro a março) e uma outra estação mais fria e seca (abril a setembro), caracterizada por precipitação e temperatura do ar mais amenas (Tabela I). Esse padrão é semelhante ao observado nas médias históricas mensais de precipitação (linha; figura 2a) e temperatura do ar (linha; figura 2b) compreendidas entre 1990 e 2018, indicando uma sazonalidade bem estabelecida na área de estudo.



**Figura 2:** a) Precipitação total mensal (mm) e b) Temperatura do ar ( $^{\circ}$  C) no Município de Resende, RJ. Barras = quatro diferentes períodos de estudos (I = 2002-2003; II = 2011-2012; III = 2015 e IV = 2018); Linhas = média histórica mensal (1990 a 2018); H-R = “hot and rainy” quente e chuvoso – outubro a março; C-D = “cold and dry” frio e seco – abril a setembro.

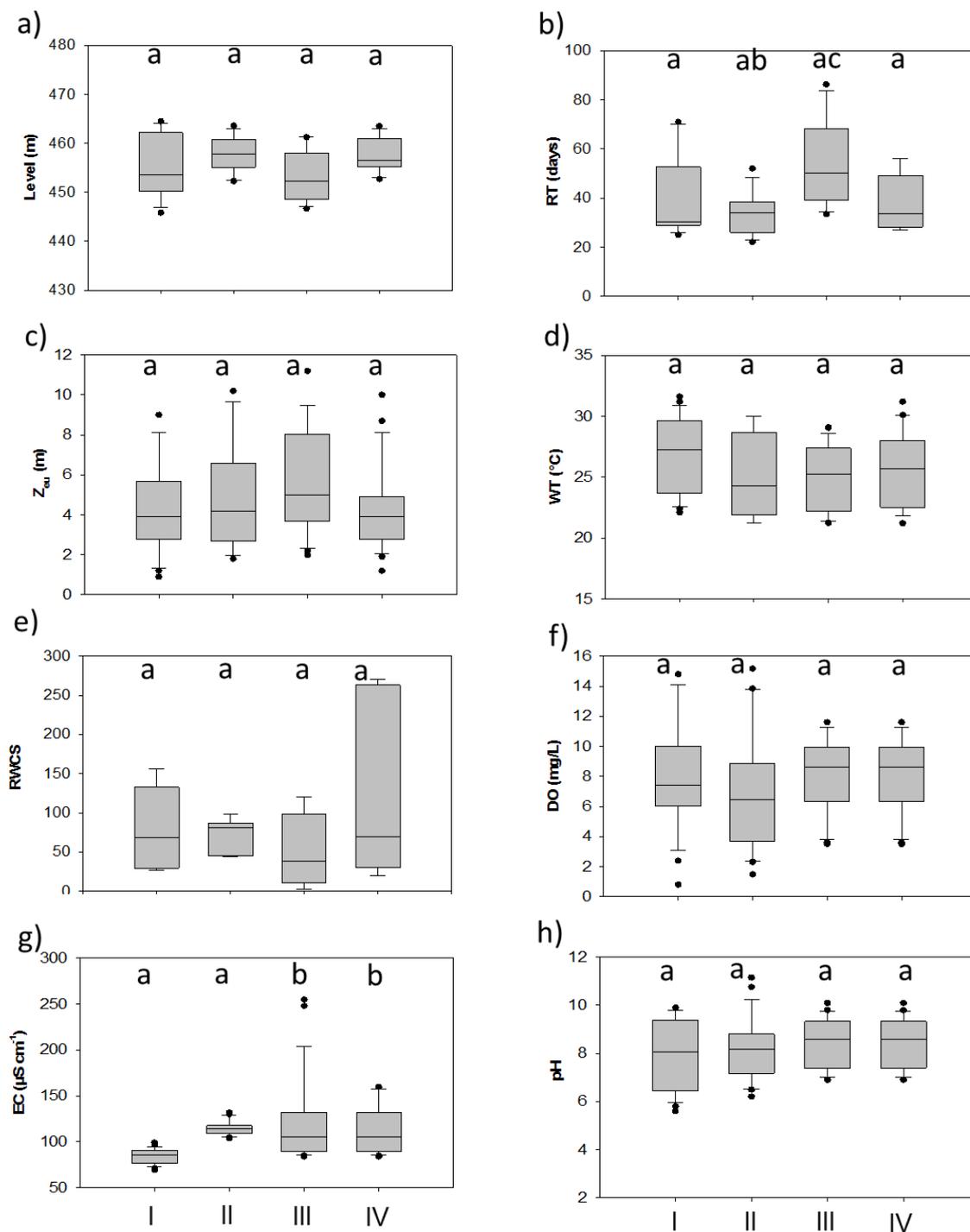
### 3.5.2 Variabilidade interanual

#### 3.5.2.1 Variáveis hidrológicas e limnológicas

O nível (cota) não apresentou diferença entre os quatro períodos de estudo ( $p = 0,078$ ), apesar de ser observada uma tendência a menores níveis no período III (medianas de 452 m), quando comparada aos demais períodos (I = 454 m, II = 458 m e IV = 456 m) Figura 3a. O tempo de residência da água foi mais elevado no período III apenas em relação ao período II ( $p = 0,011$ ), variando entre 31 (Período I), 34 (Período II), 50 (Período III) e 34 dias (Período IV; Figura 3b).

A zona eufótica (Zeu) não foi diferente entre os quatro períodos de estudo ( $p = 0,181$ ), apesar de ser observada uma tendência a maiores profundidade da Zeu no período III (medianas de 5,0 m), quando comparadas aos períodos I e IV (medianas de 3,9 m) e período II (medianas 4,1 m), Figura 3c. A temperatura da água também não apresentou diferença entre os períodos de estudos ( $p = 0,219$ ), com valores medianos de 27,3  $^{\circ}$  C (Período I), 24,3  $^{\circ}$  C (Período II), 25,2  $^{\circ}$  C (Período III) e 25,7  $^{\circ}$  C (Período IV; Figura 3d). A estabilidade térmica relativa da água (RWCS) não apresentou diferença entre os quatro períodos de estudo ( $p = 0,379$ ), apesar de ser observada uma tendência a coluna d’água mais homogênea no período III, com menores RWCS (medianas de 38,6), quando comparada aos períodos I, II

e IV, com tendência a um perfil térmico mais estratificado (medianas de 72,6, 79,8 e 52,7, respectivamente; Figura 3e). A condutividade elétrica apresentou diferença significativa entre os quatro períodos de estudos ( $p \leq 0,001$ ). Os períodos I e II foram similares entre si, com valores medianos de 86 e 77  $\mu\text{s/cm}$ , respectivamente, e diferentes dos períodos III e IV, que foram similares entre si, com valores medianos de 114 e 105  $\mu\text{s/cm}$ , respectivamente (Figura 3g). O oxigênio dissolvido (OD) não apresentou diferença entre os quatro períodos de estudo ( $p = 0,200$ ) e as concentrações medianas foram de 7,4 (Período I); 7,7 (Período II); 6,1 (Período III) e 8,6 mg/L (Período IV; Figura 3f). O pH foi levemente alcalino, com valores medianos acima de 8,0 apenas nos períodos I (8,1), III (8,2) e IV (8,6). No período II os valores tenderam a neutralidade (medianas de 7,3), mas não foram observadas diferenças entre os períodos de estudos ( $p = 0,299$ , Figura 3h).

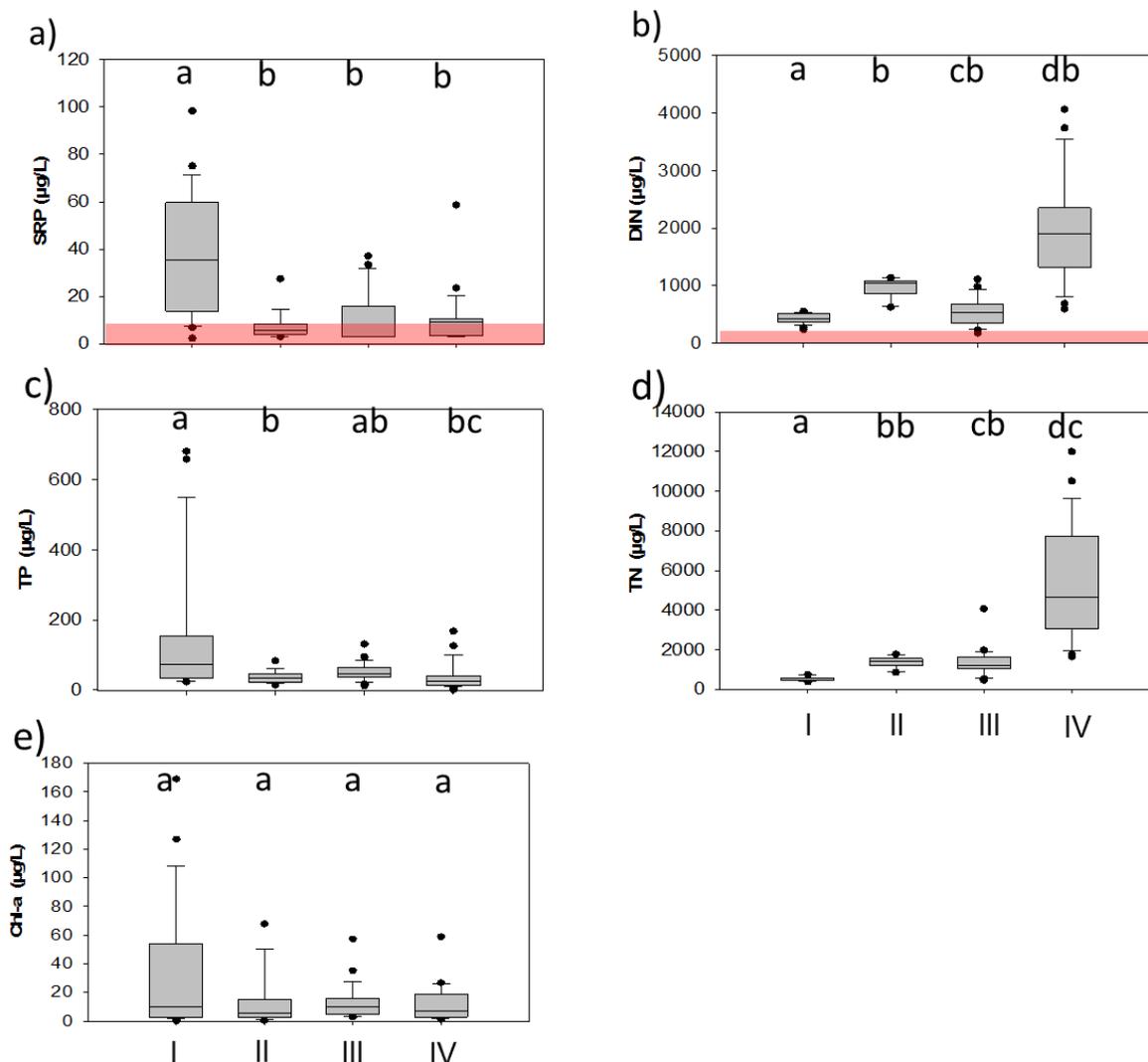


**Figura 3:** Variáveis hidrológicas e físico-químicas, analisadas durante os períodos de estudo no reservatório do Funil, Resende, RJ. Dados apresentados em box whisker plot, no qual as linhas horizontais no interior das caixas cinzas indicam a mediana, os limites das caixas respectivamente, 25 e 75%, traços abrangem valores de 10% e 90% da variabilidade dos dados e pontos são dados extremos (Outliers). Letras diferentes sobre as caixas indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ); Faixas vermelhas indicam potencial limitação ao crescimento fitoplanctônico. **a)** Level= Nível (cota); **b)** RT = Tempo de Residência; **c)**  $Z_{eu}$  = Zona Eufótica; **d)** WT = Temperatura da água; **e)** RWCS = Estabilidade térmica relativa da água; **f)** DO = Oxigênio Dissolvido; **g)** EC = Condutividade Elétrica; **h)** pH.

Quando analisados os nutrientes dissolvidos, o período I apresentou concentrações medianas (35,3 µg/L) mais elevadas de SRP ( $p < 0,001$ ) do que os períodos II (medianas 5,7), III (medianas 3,0) e período IV (medianas 9,0 µg/L; Figura 4a). O DIN apresentou uma tendência contrária, sendo observadas maiores concentrações, principalmente no período IV ( $p < 0,001$ ; Figura 4b). As concentrações medianas de DIN foram de 429,3 µg/L (Período I), 1053,5 µg/L (Período II), 532,8 µg/L (Período III) e 1955,5 µg/L (Período IV), sendo representadas sobretudo por nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>),

Com relação aos nutrientes totais, o período I e III apresentaram maiores concentrações ( $p \leq 0,001$ ) de TP, com medianas de 72,8 e 45,3 µg/L, respectivamente. Já os períodos II e IV foram caracterizados por concentrações mais reduzidas (medianas de 32,8 e 25,5 µg/L, respectivamente; Figura 4c). O TN também apresentou um padrão inverso e significativo, com concentrações maiores no período IV (mediana= 4670,5 µg/L) e menores no período I (mediana= 548,3 µg/L;  $p = \leq 0,001$ ; Figura 4d).

Não foram observadas diferenças significativas nas concentrações de clorofila-*a* entre os quatro períodos de estudo ( $p = 0,484$ ). As concentrações medianas de clorofila-*a* foram de 10,31 (Período 1), 5,30 (Período 2), 9,67 (Período 3) e 7,33 µg/L (Período 4; Figura 4e).

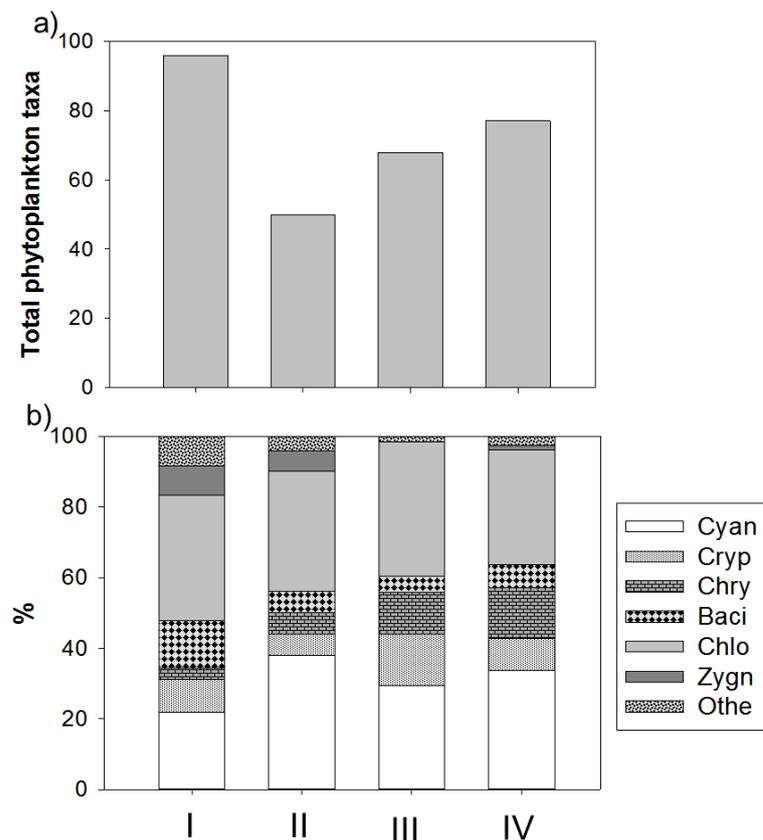


**Figura 4:** Nutrientes e clorofila-*a* durante os quatro períodos de estudo no reservatório do Funil, Resende, RJ. Dados apresentados em box whisker plot, no qual as linhas horizontais no interior das caixas cinzas indicam a mediana, os limites das caixas respectivamente, 25 e 75%, traços abrangem valores de 10% e 90% da variabilidade dos dados e pontos são dados extremos (Outliers). Letras diferentes sobre as caixas indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ); Faixas vermelhas indicam potencial limitação ao crescimento fitoplanctônico. **a)** SRP= Fósforo Solúvel Reativo; **b)** DIN = Nitrogênio Inorgânico Dissolvido. **c)** TP = Fósforo Total; **d)** TN = Nitrogênio Total e **e)** Chl-*a* = Clorofila-*a*.

### 3.5.2.2 Fitoplâncton

A biodiversidade taxonômica total da comunidade fitoplanctônica do reservatório do Funil nos quatro períodos de estudo foi composta por 165 táxons, sendo: 39 cianobactérias, 12 criptofíceas, 3 dinoflagelados, 16 crisofíceas, 15 diatomáceas, 1 xantofíceas, 64 clorofíceas e 10 zignemafíceas. O período I foi marcado por um número mais elevado de táxons (96), com redução no período seguinte e novo incremento nos dois últimos (períodos III e IV;

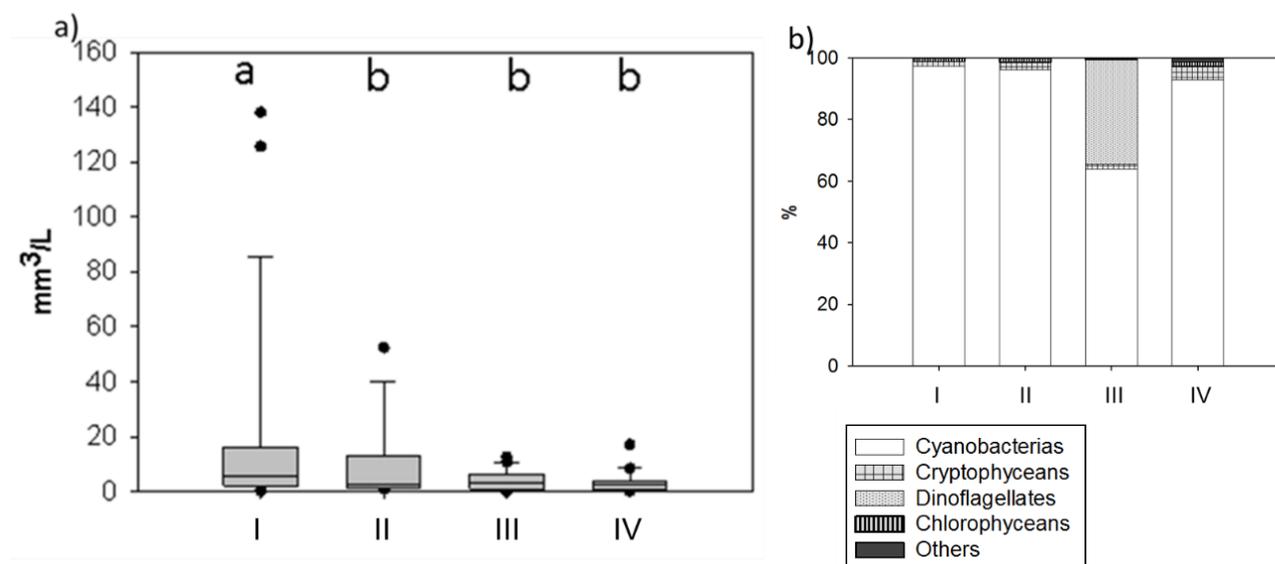
Figura 5a). As classes que apresentaram as maiores contribuições para a composição total foram clorofíceas, seguidas das cianobactérias. Diatomáceas, zignemafíceas e euglenofíceas apresentaram redução no número de táxons ao longo dos quatro períodos de estudos, enquanto crisofíceas apresentaram aumento, principalmente nos dois últimos períodos (Figura 5b).



**Figura 5:** a) Composição taxonômica total (número de táxons) e b) Contribuição dos diferentes grupos do fitoplâncton para a composição total em cada período de estudo no Reservatório do Funil, Resende, RJ. I = 2002/2003; II = 2011/2012; III = 2015 e IV = 2018. Cyan=Cianobactérias, Cryp=Criptofíceas, Chry=Crisofíceas, Baci=diatomáceas, Chlo=Clorofíceas, Zygn=Zignemafíceas, Othe = Outras (dinoflagelados + xantofíceas + euglenofíceas).

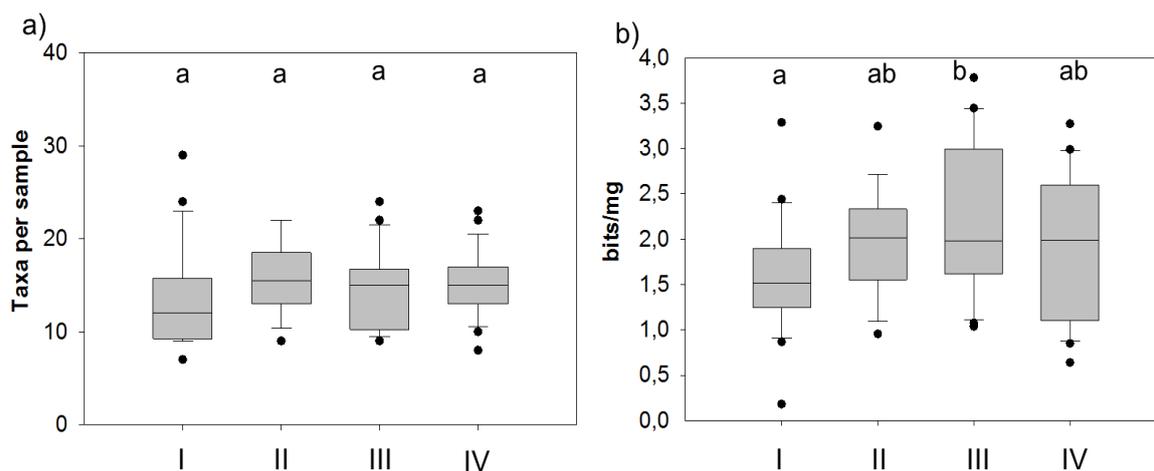
O biovolume fitoplanctônico foi mais elevado no período I (medianas de  $5,45 \text{ mm}^3/\text{L}$ ) em relação aos períodos II, III e IV (medianas de  $2,47$ ,  $3,30$  e  $2,32 \text{ mm}^3/\text{L}$ , respectivamente;  $p = 0,018$ ; Figura 6a). Com exceção do período III que foi marcado pela presença de dinoflagelados representados por uma espécie invasora (*Ceratium furcoides*), de maneira geral as cianobactérias dominaram o biovolume fitoplanctônico (contribuição  $> 90\%$ ; Figura

6b), sendo representadas por espécies dominantes no ambiente, como *Raphidiopsis raciborskii*, *Dolichospermum circinale* e *Microcystis aeruginosa* (dados não mostrados).



**Figura 6: a)** Biovolume fitoplantônico total (mm<sup>3</sup>/L) nos quatro períodos de estudos no Reservatório do Funil, Resende, RJ, (I = 2002/2003, II = 2011/2012, III = 2015 e IV = 2018). Dados apresentados em box whisker plot, no qual as linhas horizontais no interior das caixas indicam a mediana, os limites das caixas respectivamente, 25 e 75%, traços abrangem valores de 10% e 90% da variabilidade dos dados e pontos são dados extremos (Outliers). Letras diferentes sobre as caixas indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ). **b)** Contribuição relativa dos diferentes grupos taxonômicos para o biovolume total do fitoplâncton nos diferentes períodos. Others = Outras (crisofíceas + diatomáceas + xantofíceas + euglenofíceas + zignemafíceas).

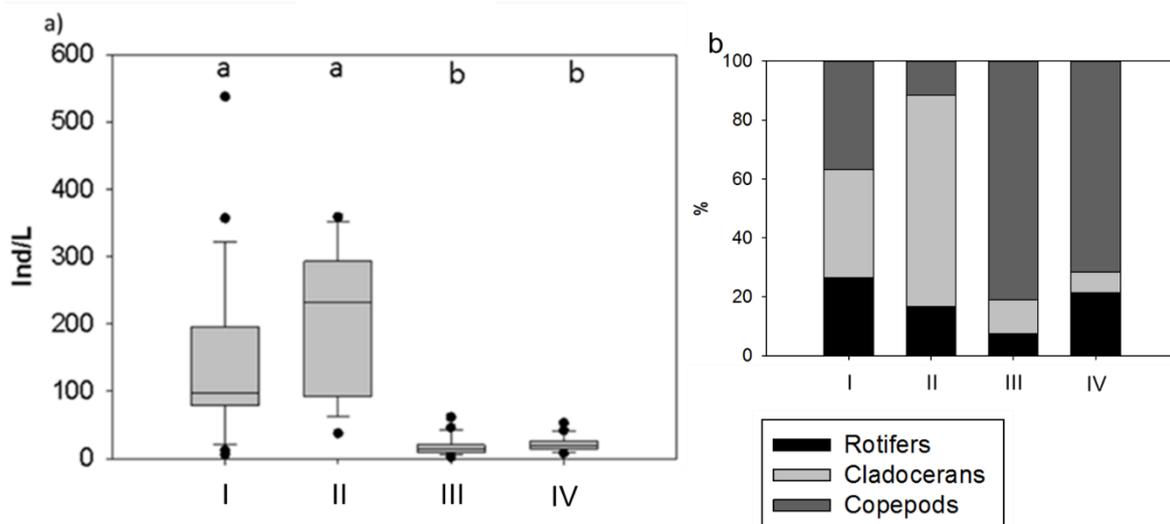
A riqueza de táxons por amostra foi relativamente reduzida e não apresentou diferença entre os quatro períodos de estudos ( $p = 0,178$ ). O período I apresentou uma riqueza mediana de 12 táxons por amostra, enquanto os períodos II, III e IV medianas de 15 táxons, Figura 7a. A diversidade de espécies também foi relativamente reduzida, apresentando diferença apenas entre os períodos I e III ( $p = 0,024$ ). O período I apresentou uma diversidade mediana de 1,57 bits/mg, enquanto o período III (mediana de 2,21). Os períodos II e IV apresentaram diversidades relativamente semelhantes (1,95 e 1,91 bits/mg, respectivamente; Figura 7b).



**Figura 7: a)** Riqueza (táxons por amostra) e **b)** Diversidade de espécies (Bits/mg) nos quatro períodos de estudos no Reservatório do Funil, Resende, RJ, sendo (I = 2002/2003, II = 2011/2012, III = 2015 e IV = 2018). Dados apresentados em box whisker plot, no qual as linhas horizontais no interior das caixas indicam a mediana, os limites das caixas respectivamente, 25 e 75%, traços abrangem valores de 10% e 90% da variabilidade dos dados e pontos são dados extremos (Outliers). Letras diferentes sobre as caixas indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ). **b)** Contribuição relativa dos diferentes grupos taxonômicos para o biovolume total do fitoplâncton nos diferentes períodos.

### 3.5.2.3 Zooplâncton

A densidade total do zooplâncton foi mais elevada nos períodos I e II (medianas de 98 e 232 ind/L, respectivamente;  $p < 0,001$ ), se comparada às observadas nos períodos III e IV (medianas de 15 e 19 ind/L, respectivamente; Figura 8a). Com relação aos principais grupos zooplanctônicos, o período I não apresentou dominância de nenhum grupo, enquanto no período II foi observada uma maior contribuição de cladóceros e nos períodos III e IV de copépodos (Figura 8b).



**Figura 8:** **a)** Densidade zooplancônica total (ind/L) nos quatro períodos de estudos no Reservatório do Funil, Resende, RJ, sendo I = 2002/2003, II = 2011/2012, III = 2015 e IV = 2018. Dados apresentados em box whisker plot, no qual as linhas horizontais no interior das caixas cinzas indicam a mediana, os limites das caixas respectivamente, 25 e 75%, traços abrangem valores de 10% e 90% da variabilidade dos dados e pontos são dados extremos (Outliers). Letras diferentes sobre as caixas indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ). **b)** Contribuição relativa dos diferentes grupos taxonômicos para a densidade total do zooplâncton nos quatro períodos de estudos.

### 3.5.3 Variabilidade sazonal

#### 3.5.3.1 Variáveis hidrológicas e limnológicas

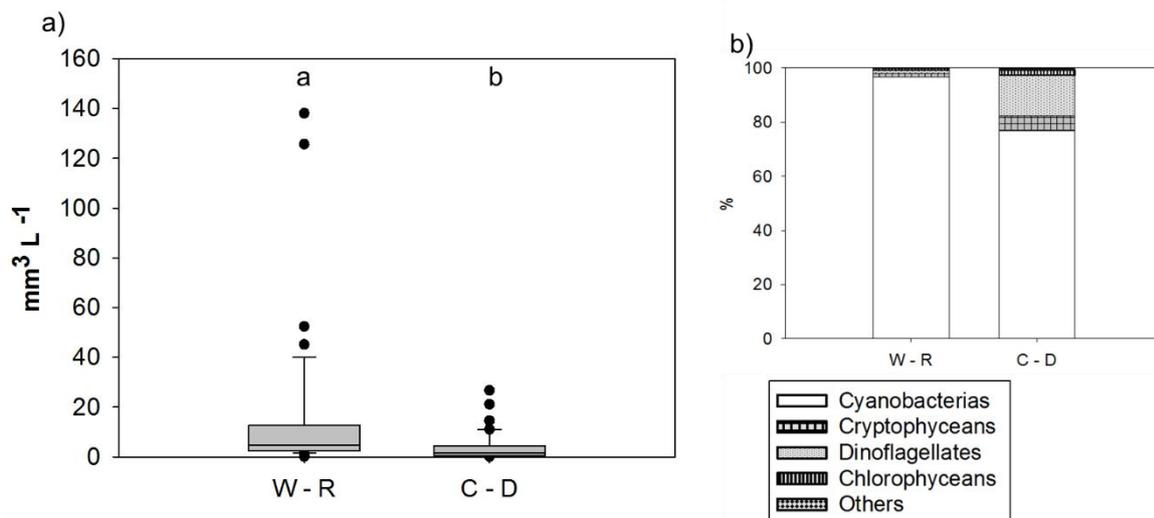
Ao analisar as variáveis ao longo de todo o período de estudos pela variabilidade sazonal, foram verificadas temperaturas da água mais elevadas na estação quente e chuvosa (medianas de 28 °C) do que na fria e seca (medianas de 23 °C;  $p \leq 0,001$ ), Tabela I. Assim como uma coluna d'água apresentando maior estabilidade na estação quente e chuvosa (RWCS = medianas de 118) e um perfil mais homogêneo na fria e seca (medianas de 45;  $p = 0,003$ ), Tabela I. O pH também foi mais elevado na estação quente e chuvosa do que na fria e seca (medianas de 8,5 e 7,4, respectivamente;  $p = 0,004$ ), Tabela. As concentrações de chl-*a* também apresentaram padrão similar, com (medianas de 9,4 µg/L no período quente e chuvoso e de 4,5 µg/L no frio e seco;  $p = 0,020$ ), Tabela I. Por outro lado, a Zeu apresentou um padrão contrário, com maiores profundidades no período frio e seco (medianas de 6,0 metros) e menores no quente e chuvoso (medianas de 3,5 m;  $p \leq 0,001$ ), Tabela I. As demais variáveis (OD, Condutividade elétrica, Nível (cota), Tempo de residência, Fósforo Solúvel Reativo (SRP), Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (DIN), Fósforo Total (TP) e Nitrogênio Total (TN)) não apresentaram diferenças entre as estações sazonais ( $p > 0,05$ ; Tabela I).

**Tabela I:** Mínimo, Máximo, Mediana e Desvio Padrão (SD) das variáveis meteorológicas, químico-físicas, hidrológicas e da concentração de clorofila *a* nas duas diferentes estações sazonais (quente e chuvosa e fria e seca) no reservatório do Funil, Resende-RJ, durante ao longo do período de estudo. Diferenças significativas são apresentadas em negrito.

	Warmer and Rainy			Cold and Dry			<i>p</i> value =
	Range	Median	SD	Range	Median	SD	
Precipitation (m)	60-362	187	83,7	0-104	43	31,8	< <b>0,001</b>
Air temperature (°C)	21-26	24	1,1	17-23	20	2	< <b>0,001</b>
Water temperature (°C)	24-33	28	2,2	21-28	23	2	< <b>0,001</b>
RWCS	3,1 – 270,7	118,3	81,2	12,6 – 260,3	45,3	52,4	<b>0,003</b>
Dissolved oxygen (mg/L)	0,8-18,7	7,7	3,0	1,5-15,2	7,1	3,7	0,966
pH	5,6-11,2	8,5	1,3	6,4-9,9	7,4	1,0	<b>0,004</b>
Z <sub>eu</sub> (m)	0,9-6,6	3,5	1,2	2,2-11,2	6,0	2,4	< <b>0,001</b>
Conductivity (µS/cm)	73-132	95	16,0	69-160	92	25,8	0,927
Level (m)	446-464	455	5,6	448-464	455	4,3	0,943
Residence time (days)	22-71	36	13,2	24-86	36	17,9	0,507
Soluble reactive phosphorus (µg/L)	2,3-75,1	9,7	16,6	3,0-98,3	8,3	23,7	0,678
Dissolved inorganic nitrogen(µg/L)	174,1-3448,8	610	659,7	239,3-4069,5	830,1	926	0,251
Total phosphorus (µg/L)	1,18 -437,9	43,2	74,0	9,5-1481,3	36,3	254	0,165
Total nitrogen (µg/L)	412,3-12004,7	1374,6	2689,1	372-1519,4	1184,9	2168	0,438
Chlorophyll- <i>a</i> (µg/L)	1,5-168	10	30	0,2-127	4,6	25,8	<b>0,02</b>

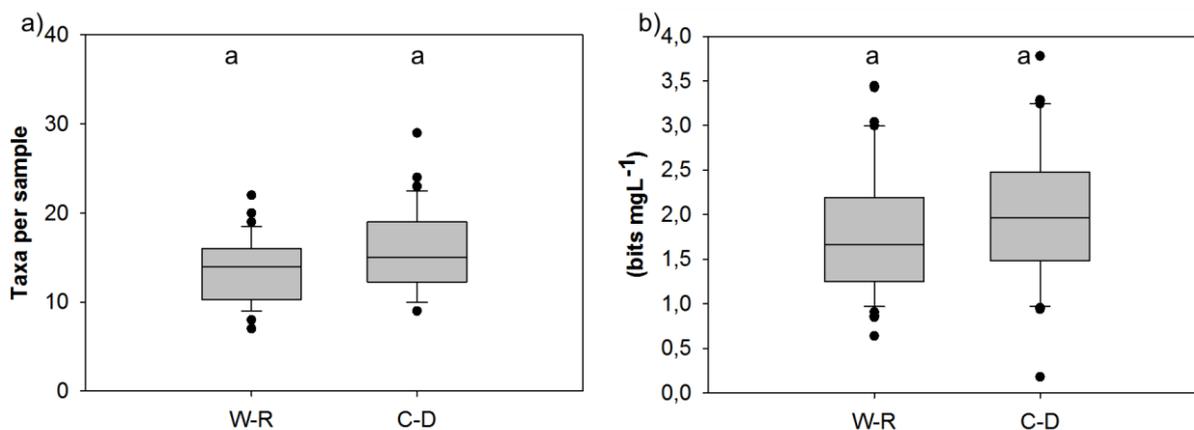
### 3.5.3.2 Fitoplâncton

O biovolume fitoplanctônico foi mais elevado na estação sazonal quente e chuvosa (mediana de 4,7 mm<sup>3</sup>/L) quando comparada a fria e seca (mediana de 1,6;  $p \leq 0,001$ ; Figura 9). Esse biovolume fitoplanctônico do reservatório do Funil foi representado por cianobactérias, sendo observada uma tendência a uma maior dominância desta classe na estação quente e chuvosa (97 %), quando comparada a estação fria e seca (77 %; Figura 9b).



**Figura 9:** a) Biovolume fitoplanctônico ( $\text{mm}^3/\text{L}$ ) nos dois períodos sazonais (W-R = Warmer and Rainy = quente e chuvoso) e (C-D = Cold and Dry = frio e seco) no Reservatório do Funil, Resende, RJ. Dados apresentados em box whisker plot, no qual as linhas horizontais no interior das caixas cinzas indicam a mediana, os limites das caixas respectivamente, 25 e 75%, traços abrangem valores de 10% e 90% da variabilidade dos dados e pontos são dados extremos (Outliers). Letras diferentes sobre as caixas indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ). b) Contribuição relativa dos diferentes grupos taxonômicos para as duas estações sazonais.

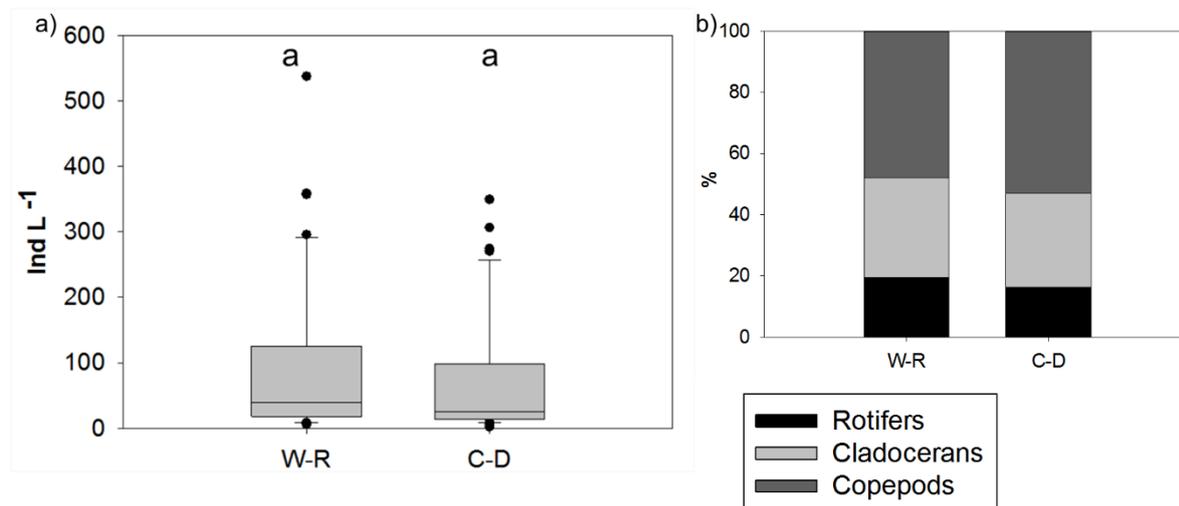
Essa dominância constante de cianobactérias no reservatório do Funil foi refletida em uma riqueza reduzida nas duas estações climáticas analisadas, não sendo observada diferença entre as duas estações ( $p = 0,07$ ; Figura 10a). A diversidade apresentou o mesmo padrão, sendo relativamente reduzida e sem diferença entre as estações ( $p = 0,185$ ; Figura 10b).



**Figura 10:** a) Riqueza (táxons por amostra) e b) Diversidade de espécies (Bits  $\text{mgL}^{-1}$ ) nas duas estações sazonais ao longo do período de estudos no Reservatório do Funil, Resende, RJ, (W-R = Warmer and Rainy – quente e chuvosa; C-D = Cold and Dry – Fria e seca). Dados apresentados em box whisker plot, no qual as linhas horizontais no interior das caixas indicam a mediana, os limites das caixas respectivamente, 25 e 75%, traços abrangem valores de 10% e 90% da variabilidade dos dados e pontos são dados extremos (Outliers). Letras diferentes sobre as caixas indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

### 3.5.3.3 Zooplâncton

A densidade total do zooplâncton não apresentou diferença entre as estações sazonais ( $p = 0,392$ ), sendo observadas densidades medianas de 39 ind/L na estação quente e chuvosa e de 25 ind/L na fria e seca (Figura 11a). A contribuição relativa das classes do zooplâncton foi similar nas duas estações sazonais e, de maneira geral, os copépodos foram os principais representantes da densidade total em ambas as estações (Figura 11b).



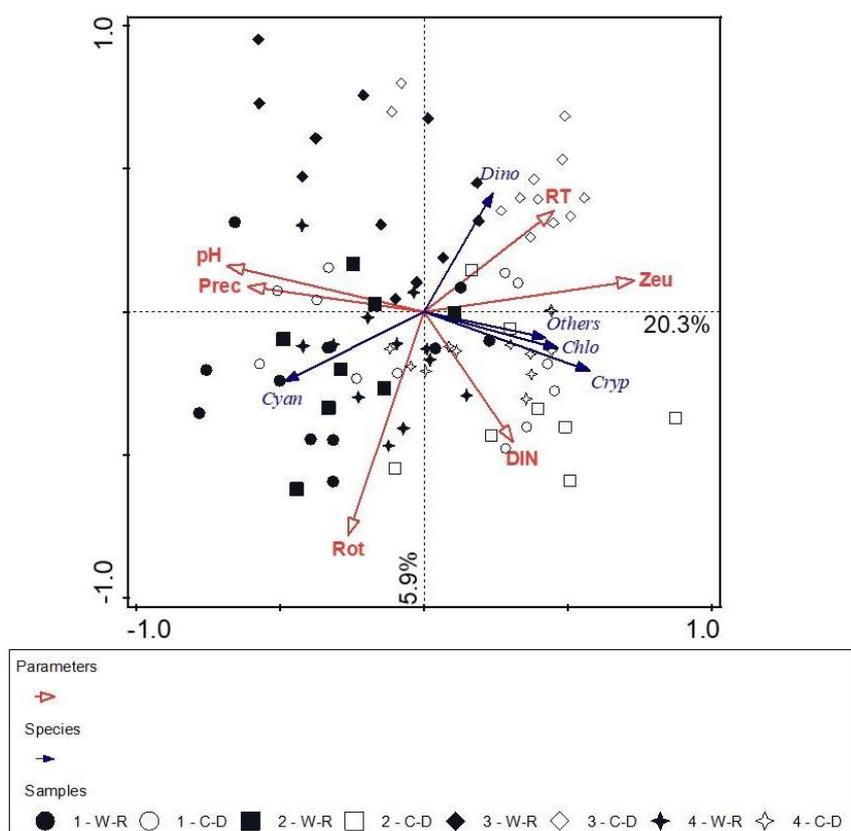
**Figura 11:** a) Densidade zooplancônica total (ind/L) nas duas estações sazonais analisadas no Reservatório do Funil, Resende, RJ (W-R = Warmer and Rainy – quente e chuvosa; C-D = Cold and Dry – fria e seca). Dados apresentados em box whisker plot, no qual as linhas horizontais no interior das caixas cinzas indicam a mediana, os limites das caixas respectivamente, 25 e 75%, traços abrangem valores de 10% e 90% da variabilidade dos dados e pontos são dados extremos (Outliers). Letras diferentes sobre as caixas indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ). b) Contribuição relativa dos diferentes grupos taxonômicos para a densidade total do zooplâncton nas duas estações sazonais.

### 3.5.4 Relações entre variáveis ambientais

A Análise de Redundância Canônica (RDA) com os grupos taxonômicos do fitoplâncton e variáveis ambientais mostrou um valor elevado e significativo para o primeiro ( $F = 19,9$ ;  $p = 0,001$ ) e todos os eixos ( $F = 3,3$ ;  $p = 0,001$ ) de acordo com o teste de Monte Carlo. Os dois primeiros eixos explicaram 26,2% da variabilidade dos dados (eixo 1 = 20,3%; eixo 2 = 5,9%; Figura 12). A seleção progressiva incluiu seis variáveis significativas para explicar os diferentes grupos taxonômicos do fitoplâncton: Zona eufótica (Zeu,  $F = 10,7$ ,  $p = 0,001$ ), abundância de rotíferos (Rot,  $F = 4,5$ ,  $p = 0,005$ ), pH ( $F = 4,8$ ,  $p = 0,005$ ), DIN ( $F = 4,0$ ,  $p = 0,008$ ), Precipitação (Prec,  $F = 2,9$ ,  $p = 0,041$ ) e Tempo de residência (RT,  $F = 2,6$ ,  $p = 0,046$ ). Zeu, pH, precipitação e tempo de residência foram variáveis relacionadas com a ordenação do eixo 1, enquanto a abundância de rotíferos e DIN, do eixo 2. Cianobactérias (Cyan) foram relacionadas às maiores precipitações e valores de pH, enquanto criptofíceas

(Cryp), clorófitas (Chlo) e demais grupos (Others) relacionados às maiores profundidades da zona eufótica. Dinoflagelados (Dino) foram relacionados às menores abundâncias de rotíferos e maiores tempos de residência da água e Zeu (Figura 12).

A RDA, evidenciou a influência da sazonalidade sobre o fitoplâncton, favorecendo o crescimento de cianobactérias na estação climatológica quente e chuvosa. Por outro lado, uma maior contribuição de outros grupos fitoplanctônicos foi observada na estação fria e seca. Outro ponto relevante diz respeito a separação das amostras do período 3, principalmente na estação fria e seca, caracterizadas pela dominância de dinoflagelados, representados por *Ceratium furcoides* e relacionada às maiores profundidades da zona eufótica e tempo de residência da água (Figura 12).



**Figura 12:** RDA – Diagrama de ordenação dos grupos taxonômicos do fitoplâncton, variáveis ambientais e amostras coletadas durante os quatro períodos de estudos no Reservatório do Funil, Resende, RJ. Os dados das duas estações de coleta (FL35 e F150) foram agrupados e tratados como um conjunto único de dados. – Variáveis significativas (DIN = Nitrogênio Inorgânico dissolvido; pH; Zeu = Zona Eufótica; Rot = abundância de Rotíferos). Cyan = cianobactérias; Dino = dinoflagelados; Chlo = clorófitas; Cryp = criptófitas; Others = outros (crisófitas + diatomáceas + zignemafíceas). Símbolos fechados = Estação climática quente e chuvosa (W-R); Símbolos abertos = Estação fria e seca (C-D).

### 3.6 Discussão

Nesse estudo, nossos resultados confirmam em parte as hipóteses sugeridas, entre elas a redução dos níveis de P (total e dissolvido) e do biovolume fitoplanctônico do início dos anos 2000 (2002-2003) para os demais anos amostrados (2011-2012; 2015 e 2018). Além disso, foi também confirmada a persistência da dominância de cianobactérias, com maiores biovolumes observados na estação climática quente-chuvosa (dinâmica sazonal), refletindo assim em uma reduzida diversidade específica. Conforme esperado, o fitoplâncton respondeu principalmente aos recursos e a hidrologia do sistema, ressaltando a importância de períodos prolongados de seca. No entanto, contrário ao esperado, não foram observadas diferenças significativas entre a zona de transição e a próxima à barragem (dinâmica espacial).

As expressivas modificações que ocorreram na bacia de drenagem do reservatório após os estudos iniciais podem responder pela redução nas concentrações de fósforo observadas a partir do período II (2011/2012). Desde 2011, duas pequenas usinas hidrelétricas a montante do reservatório do Funil, iniciaram suas operações (ALUPAR, 2014; Comitê Brasileiro de Barragens, 2011). Além disso, em 2010 começou a funcionar o sistema de tratamento de efluentes em duas cidades do Estado de São Paulo, que lançavam seus esgotos sem tratamento no Rio Paraíba do Sul, dentro dos limites da área de drenagem do reservatório (São Paulo, 2014), refletindo os esforços empenhados na ampliação da rede de coleta e tratamento de esgoto nesse trecho da bacia (CETESB, 2010; 2018). Essas mudanças podem explicar a redução de fósforo total e, principalmente, do fósforo solúvel reativo no Reservatório do Funil, sendo observadas concentrações potencialmente limitantes ao crescimento fitoplanctônico, principalmente nos períodos II, III e IV ( $< 10 \mu\text{g/L}$ ; Sas, 1989; Kolzau et al., 2014), como já havia sido registrado por Rangel et al. (2016) para o período II.

Um comportamento contrário foi observado com o nitrogênio (total e inorgânico dissolvido), que tiveram suas concentrações incrementadas a partir do período II. Esse fato pode estar relacionado à mudança no uso do solo da bacia de drenagem do Rio Paraíba do Sul. Essa região foi predominantemente usada para criação de gado e vem sendo substituída por plantações de cana-de-açúcar nos últimos vinte anos (Lapola et al., 2013; Salemi et al., 2012), que podem estar incrementando as concentrações de nitrogênio no Reservatório do Funil. Entretanto, esse incremento não mostrou significativo efeito sobre o biovolume fitoplanctônico total e de cianobactérias, apesar de estudos apontarem que o incremento de N nos sistemas pode desfavorecer as cianobactérias por serem superiores competidoras

por N (Chorus & Spijkerman, 2020). Isso pode ser explicado por concentrações relativamente elevadas durante os quatro períodos de estudos, inclusive no período I, onde as concentrações foram pelo menos quatro vezes maiores do que a considerada limitante ao crescimento fitoplanctônico (DIN <100 µg/L; Reynolds, 1997; Kolzau et al., 2014).

A influência da bacia de drenagem com a entrada de nutrientes pelos rios e a dinâmica do influxo dos rios, pode determinar uma distribuição heterogênea de variáveis ambientais e do fitoplâncton (Vidal et al., 2012). A ausência de diferenças significativas entre os pontos de transição e próximo à barragem no Reservatório do Funil pode estar associada a variação na localização dos diferentes compartimentos do sistema, em especial da zona de transição (Pacheco et al., 2015). Alguns estudos que levaram em conta um único ciclo anual, com diferentes pontos de amostragens em cada compartimento do reservatório, registraram diferenças entre esses compartimentos (Soares et al., 2008, 2012; Rangel et al., 2016). No presente estudo, levando em conta quatro diferentes ciclos anuais, o estabelecimento prévio da estação de coleta FL 35, pode não ter sido efetivo para representar a zona de transição do reservatório, já que essa pode sofrer alterações em sua localização devido, principalmente, ao tempo de residência, influenciado pela operação da barragem e pelo influxo do Rio Paraíba do Sul, apresentando diferenças principalmente relacionadas às chuvas (Pacheco et al., 2015).

Além da hidrologia, outro fator que influencia a distribuição de nutrientes e fitoplâncton em reservatórios diz respeito ao padrão térmico da água. No reservatório do Funil, uma maior estabilidade térmica relativa da água foi observada na estação climática quente e chuvosa, conforme observado por Soares et al. (2008) em um único ciclo anual. Entretanto, Pacheco et al. (2015) também observaram estratificação térmica durante o dia, principalmente no período quente e chuvoso, porém com perfil mais homogêneo à noite e, na estação fria e seca, menor estratificação ao longo de todo o dia, ressaltando que o reservatório é um sistema dinâmico devido às mudanças no influxo do rio causadas por diferenças de temperatura rio-reservatório ao longo do ano. No atual estudo com dados de quatro diferentes períodos, chama atenção os valores reduzidos obtidos no período III nas duas estações climáticas, que podem indicar uma circulação mais constante da massa d'água. Nesse período, o biovolume fitoplanctônico foi representado principalmente por cianobactérias e dinoflagelados, sendo esses últimos importantes, principalmente, na estação fria e seca. Além disso, ressalta-se que os dois últimos anos que antecederam o período III (2013 e 2014) e até durante o próprio período (2015) foram marcados por reduzidas precipitações na região sudeste brasileira, com redução do volume d'água em vários

reservatórios (Watanabe et al., 2016; Crossetti et al., 2019), inclusive na bacia do rio Paraíba do Sul (Pacheco et al., 2017; INEA, 2018). Esse fato pode ter contribuído para a dominância de dinoflagelados devido a uma provável ressuspensão de propágulos do sedimento, como observado em um reservatório raso da região sudeste brasileira (Crossetti et al., 2019). Um outro fator que pode ter colaborado com a dominância dos dinoflagelados no Reservatório do Funil durante o período III foi o maior tempo de residência da água. Este grupo foi representado por uma morfoespécie invasora, *Ceratium furcoides*, que foi também registrada em ambientes nas regiões subtropicais e tropicais brasileiras, inclusive em sistemas do semi-árido nordestino e de altitude (Matsumura-Tundisi et al., 2010; Silva et al., 2012; Cavalcante et al., 2016; Moreira et al., 2015; Jati et al., 2014; Crossetti et al., 2019).

Estudos realizados com espécies de *Ceratium* apontam para uma preferência por coluna d'água com temperaturas entre 15 e 25 °C e estratificadas termicamente (Dokulil & Teubner, 2003; Butterwick et al., 2005; Gil et al., 2012). Entretanto, outros estudos apontam para um predomínio desse táxon no inverno, com coluna d'água homogênea termicamente (Pérez-Martínez & Sánchez-Castillo, 2002; Naselli-Flores & Barone, 2003). Além disso, dinoflagelados também podem ser favorecidos pela ressuspensão de células de resistência do sedimento para camadas superficiais e a otimização de recursos como luz e nutrientes (Donagh et al., 2005; Winder & Hunter, 2008). Os dinoflagelados, de um modo geral, apresentam um tempo maior de geração (2,9 e 24 dias; Padisák, 1985) e com isso, perdas de biomassa dessa espécie podem estar relacionadas a lavagem hidráulica. Assim, a maior instabilidade térmica da massa d'água e o maior tempo de residência observados no período III no reservatório do Funil podem ter favorecido o aumento de seu biovolume, principalmente no período mais frio e seco, quando as temperaturas da água também estiveram mais favoráveis ao seu crescimento (mediana = 23,7 °C). Já em temperaturas mais elevadas, com maior estabilidade térmica relativa da água, cianobactérias foram favorecidas e representadas por *Microcystis aeruginosa*. Outra variável que contribuiu para o sucesso de *Ceratium furcoides* na estação fria e seca do reservatório do Funil ressaltada na RDA foi a maior zona eufótica. Dinoflagelados, de um modo geral, são frequentemente encontrados nos estratos superiores da coluna de água, com luz abundante, embora apresentem requerimentos flexíveis com relação a luz (Pollinger, 1988). As concentrações limitantes ao crescimento fitoplanctônico de SRP (< 10µg/L; Sas, 1999; Kolzau et al., 2014) observadas também no período III no reservatório do Funil, parecem não ter influenciado diretamente esse grupo. Espécies de *Ceratium* podem explorar recursos alternativos (mixotrofia), bem como através da migração na coluna d'água, podendo acessar águas mais profundas e enriquecidas por

nutrientes (Reynolds, 2006). No reservatório do Funil, assim como em um reservatório raso da região sudeste brasileira (Crossetti et al., 2019), processos físicos (aumento na profundidade da zona eufótica e menor estabilidade térmica da água), associados a um maior tempo de residência da água, parecem ter sido importantes no estabelecimento de *Ceratium furcoides* no período III do estudo, com elevada contribuição para o biovolume fitoplanctônico total.

Com relação às cianobactérias, a elevada variabilidade nas características ecofisiológicas entre os diferentes morfotipos pode ser determinante em seu estabelecimento e dominância (Litchman et al., 2010; Cayelan et al., 2012). As condições ambientais que favorecem esses organismos incluem altas concentrações de nutrientes inorgânicos essenciais, como nitrogênio e fósforo, elevada temperatura da água e pH alcalino (Briand et al., 2002). Porém, a dominância de cianobactérias pode ocorrer tanto em condições elevadas, quanto em reduzidas concentrações de fósforo (Paerl & Huisman, 2009; O'Neil et al., 2012). Embora algumas espécies de cianobactérias sejam favorecidas na competição por P em condições de baixa concentração (Frangeul et al., 2008; Posselt et al., 2009; Luo et al., 2010), um aumento de P frequentemente leva a um aumento na contribuição das cianobactérias para o biovolume total (Downing et al., 2001; Schindler et al., 2008; Paerl & Otten, 2013). Esse grupo possui um mecanismo de estoque de fosfato, que lhes permite armazenar concentrações suficientes para realizar de 3 a 4 divisões celulares. Sendo assim, uma célula pode se multiplicar em 8 ou 16 células sem necessidade de assimilar mais fosfato, e a biomassa pode ser multiplicada por dez ou mais vezes quando fosfato dissolvido estiver completamente exaurido do meio (Chorus & Mur, 1999). Esse fato provavelmente explica porque no Reservatório do Funil, apesar da possível limitação por SRP ao crescimento fitoplanctônico, biovolumes ainda elevados de cianobactérias foram observados, principalmente das três morfoespécies (*Dolichospermum circinale*, *Raphidiopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa*) formadoras de florações no reservatório de estudo (Soares et al., 2008, 2012, Rangel et al., 2016), bem como em diferentes sistemas brasileiros (Soares et al., 2013).

Uma outra variável que pode explicar a variabilidade do fitoplâncton é o pH, principalmente relacionado às cianobactérias na estação quente e chuvosa. O pH alcalino pode ter favorecido o crescimento de cianobactérias nesse sistema, sendo bem documentada a preferência desses organismos por águas que variam de neutras à alcalinas (Shapiro 1990; Reynolds & Walsby 1975) e de elevadas temperaturas (Reynolds, 1980; Shapiro, 1990; Huszar et al., 2000; Paerl & Huisman, 2008).

Além das cianobactérias (todos os períodos de estudo) e de dinoflagelados (período III), outros grupos fitoplanctônicos, como clorofíceas, criptofíceas e crisofíceas parecem ter sido beneficiados em condições de maior disponibilidade de luz, tempo de residência e concentrações de DIN, apresentando maiores contribuições para a riqueza de táxons e biovolume fitoplanctônico. Ao contrário, o aumento da turbidez provocado pelas florações de cianobactérias tende a suprimir outros grupos de algas, conforme registrado em outros sistemas da região sudeste brasileira (Calijuri & Santos, 1996; Crossetti et al., 2008).

Estudos anteriores, levando em conta um ciclo anual no reservatório do Funil, apontam o regime de mistura, a temperatura da água e a hidrologia como os principais fatores determinantes na variabilidade do biovolume fitoplanctônico (Soares et al., 2009; Rangel et al., 2012, 2016). A maior estabilidade térmica relativa e temperatura da água na estação quente e chuvosa foram apontadas como características determinantes para as florações de cianobactérias no verão. Esse padrão ficou evidenciado no atual estudo, quando analisados quatro diferentes ciclos anuais que também indicaram essa variação sazonal como fator determinante para a dinâmica de florações de cianobactérias no reservatório do Funil. Além dessas variáveis, uma possível influência da herbivoria foi descrita no controle do fitoplâncton do Funil, com densidades relativamente elevadas do zooplâncton e com contribuições semelhantes de rotíferos, cladóceros e copépodos, principalmente na estação mais fria e seca (período I; Soares et al., 2009). No atual estudo foi observada uma redução significativa na densidade do zooplâncton nos dois últimos períodos, apesar da maior contribuição dos copépodos, não tendo sido possível evidenciar uma clara relação da herbivoria sobre o biovolume fitoplanctônico. Na RDA, a abundância de rotíferos foi significativamente relacionada ao fitoplâncton, porém, o tamanho em geral reduzido desses organismos e a densidade observada no Reservatório do Funil, não permitem uma conclusão clara sobre a sua influência sobre a dinâmica fitoplanctônica, apesar do favorecimento de rotíferos por cianobactérias já ter sido documentado na literatura, principalmente nos casos de dominância de *Microcystis* (Branco et al., 2002). Como sugerido em alguns estudos, o tamanho mais reduzido do zooplâncton tende a não exercer pressão tão efetiva nos trópicos (Sarmiento, 2012; Lacerot et al., 2013; Frau et al., 2017). Apesar dessa constatação, torna-se importante avaliar a biomassa do zooplâncton para confirmar a pequena influência desses organismos sobre a dinâmica fitoplanctônica no ambiente de estudo.

Com relação à composição fitoplanctônica, apesar do período 1 ter registrado o maior número total de morfoespécies no Reservatório do Funil, a diversidade e a riqueza de táxons por amostra foram as mais reduzidas entre todos os períodos avaliados. Além disso,

diversidades e riquezas reduzidas foram obtidas ao longo de todo o estudo, corroborando com o registrado para outros sistemas com reduzida diversidade em situação de dominância de cianobactérias (Calijuri & Santos, 1996; Crossetti et al., 2008).

Em síntese, nossos dados confirmam que o Reservatório do Funil é um sistema muito dinâmico e que responde fortemente às condições climáticas da região. Como já apontado no estudo de Pacheco et al. (2015), as diferenças observadas nas duas estações sazonais (quente e chuvosa e fria e seca) influenciam tanto o influxo do rio Paraíba do Sul, como a hidrologia, variáveis físicas e químicas e, conseqüentemente, o fitoplâncton. Essa variação no influxo do rio influencia a delimitação da zona de transição, o que pode ter sido o fator determinante na ausência de variação dos dados analisados da estação de transição e próxima à barragem. Além disso, fica evidenciada a redução da disponibilidade do fósforo e do biovolume fitoplanctônico ao longo do tempo, apesar da persistência na dominância de cianobactérias, influenciando a reduzida diversidade específica no ambiente de estudo. Ressalta-se também que eventos de seca podem levar a modificações na dinâmica fitoplanctônica, como o de seca prolongada na região sudeste brasileira, observada no período III, que pode ter possibilitado a dominância do dinoflagelado *Ceratium furcoides*. Apesar da redução nas concentrações de SRP e aumento nas de DIN observadas nos últimos períodos, a variabilidade do fitoplâncton foi principalmente relacionada a fatores climáticos, que afetam diretamente a disponibilidade de luz (recurso ascendente) e ao tempo de residência da água, com um aumento na contribuição de outros grupos fitoplanctônicos, em especial de clorofíceas, criptofíceas e crisofíceas, apesar da manutenção na dominância de cianobactérias. Com os nossos dados, fica mais uma vez evidenciado que a dominância e as florações de cianobactérias são eventos complexos, muitas vezes favorecidos por diferentes interações ambientais, sendo a sazonalidade um importante fator regulador destes microrganismos, principalmente em sistemas tropicais altamente dinâmicos, como o Reservatório do Funil.

### 3.7 Referências

- Aguilera, A., Berrendero Gómez, E., Kastovsky, J., Echenique, R.O., Salerno, G.L. 2018. The polyphasic analysis of two native *Raphidiopsis* isolates supports the unification of the genera *Raphidiopsis* and *Cylindrospermopsis* (Nostocales, Cyanobacteria). **Phycologia**, 57(2): 147-158.
- ALUPAR, 2014. [http://www.alupar.com/alupar/web/conteudo\\_pti.asp?idioma=0&conta=45&tipo=16960](http://www.alupar.com/alupar/web/conteudo_pti.asp?idioma=0&conta=45&tipo=16960) [WWW Document].
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22: 711–728.

- ANA. Plano de Ações Complementares para a Gestão da Crise Hídrica na Bacia do Rio Paraíba do Sul. 2015. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sof/TransposicaoPBS/PlanodeAcoesComplementaresparaaGestaodaCriseHidricanaPBSJun2015.pdf>. Acesso em: 22 de julho de 2020.
- Attayde, J.L., Hansson, L.-A. 1999. Effects of nutrient recycling by fish and zooplankton communities. **Oecologia**, 121: 47–54.
- Becker V., Cardoso L.S., Huszar V.L.M. 2008. Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. **Aquatic Ecology**, 43: 285–293.
- Becker, V., Huszar, V.L.M., Crossetti, L.O. 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. **Hydrobiologia**, 628: 137-151.
- Beyruth, Z. 2000. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir. **Hydrobiologia**, 424: 51–65.
- Borges, P.A.F., Train, S., Rodrigues, L.C. 2008. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, 607: 63–74.
- Branco, C.W.C., Rocha, M.A., Pinto, G.F.S., Gômará, G.A., Filippo, R. 2002. Limnological features of Funil Reservoir (R.J., Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. **Lakes & Reservoirs Research & Management**, 7: 87–92.
- Briand, J.F., Robillot, C., Quiblier-Lloberas, C., Humbert, J.F., Couté, A., Bernard, C. 2002. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. **Water Research**, 36:3183–3192
- Butterwick, C., Heaney, S.I., Talling, J.F. 2005. Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. **Freshwater Biology**, 50: 291–300.
- Calijuri, M.C., Santos, A.C.A. 1996. Short-term changes in the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil): emphasis to the phytoplankton communities. **Hydrobiologia**, 330 (3): 163-175.
- Caputo, L., Naselli-Flores, L., Ordoñez, J., Armengol, J. 2008. Phytoplankton distribution along trophic gradients within and among reservoirs in Catalonia (Spain). **Freshwater Biology**, 53: 2543–2556.
- Cavalcante, K.P., Cardoso, L.S., Sussella, R., Becker, V. 2016. Towards a comprehension of *Ceratium* (Dinophyceae) invasion in Brazilian freshwaters: autoecology of *C. furcoides* in subtropical reservoirs. **Hydrobiologia**, 771: 265-280.
- Cayelan, C.C., Ibelings, B.W., Hoffmann, E.P., Hamilton, D.P., Brookes, J.D. 2012. Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. **Water Research**, 46: 1394–1407.
- CEIVAP – Relatório de Situação da Bacia do Rio Paraíba do Sul. 2018. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/conteudo/relsituacao2018.pdf>. Acesso em: 20 de julho de 2020.
- CEIVAP. Relatório de situação da bacia do rio Paraíba do Sul. 2019. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/conteudo/relsituacao2019.pdf>. Acesso em: 22 de julho de 2020.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo. 2010. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 20 de julho de 2020.

- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo. 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-%C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-SP-2018.pdf>. Acesso em: 20 de julho de 2020.
- Chellappa, N.T., Chellappa, T., Câmara, F.R.A., Rocha, O., Chellappa, S. 2009. Impacts of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. **Limnologia**, 39: 273–82.
- Chorus, I., Bartram, J., 1999. **Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences. Monitoring and Management**. WHO Report. E&FN Spon, London.
- Chorus, I., Spijkerman, E. 2020. What Colin Reynolds could tell us about nutrient limitation, N:P ratios and eutrophication control. *Hydrobiologia*, published online: 25 august 2020 (doi: 10.1007/s10750-020-04377-w(0123456789().,-volV()0123456789().,-volV)
- Cole, G. 1994. **Textbook of limnology**. 2nd ed. Saint Louis: The C.V. Mosby. 283 p.
- Comitê Brasileiro de Barragens. **A história das barragens no Brasil, Séculos XIX, XX e XXI: cinquenta anos do Comitê Brasileiro de Barragens**. Rio de Janeiro, 2011.
- Crossetti, L.O., Bicudo, D.C., Bicudo, C.E.M., Bini, L.M. 2008. Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process. **Brazilian Journal Biology**, 68 (4, Suppl.): 1061-1067.
- Crossetti, L.O., Bicudo, D.C., Bini, L.M., Dala-Corte, R.B., Ferragut, C., Bicudo, C.E.M. 2019. Phytoplankton species interactions and invasion by *Ceratium furcoides* are influenced by extreme drought and water-hyacinth removal in a shallow tropical reservoir. **Hydrobiologia**, 831: 71-85.
- De Senerpont Domis, L.N., Elser, J.J., Gsell, A.S., Huszar, V.L.M., Ibelings, B.W., Jeppesen E., et al. 2013. Plankton dynamics under different climate conditions in tropical freshwater systems (a reply to the comment by Sarmento, Amado & Descy, 2013). **Freshwater Biology**, 58: 2211–2213.
- Dokulil, M., Teubner, K. 2003. Steady state phytoplankton assemblages during thermal stratification in deep alpine lakes: do they occur? **Hydrobiologia**, 502: 65-72.
- Donagh, M.E.M., Casco, M.A., Claps, M.C. 2005. Colonization of a Neotropical Reservoir (Córdoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (O.F. Müller) Bergh. *Annales de Limnologie-International*. **Journal of Limnology**, 41 (4): 291-299.
- Downing, J.A., Watson, S.B., McCauley, E. 2001. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 58:1905–1908
- Elser, J.J., Bracken, M.E.S., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Ngai, J.T., Seabloom, E.W., Shurin, J.B., Smith, J.E. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, 10: 1135–42.
- Ferrão-Filho, A.S., Soares, M.C., Rocha, M.I.A., Magalhães, V.F., Azevedo, S.M.F.O. 2009. Florações de Cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: Dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton. **Oecologia Brasiliensis**, 13 (2): 346-365.
- Fetahi T., Mengistou, S., Schagerl, M. 2011. Zooplankton community structure and ecology of the tropical-highland Lake Hayq, Ethiopia. **Limnologia**, 41: 389–397.
- Frangoul, L., Quillardet, P., Castets, A.-M., Humbert, J.-F., Matthijs, H.C.P., Cortez, D., Tolonen, A., Zhang, C.-C., Gribaldo, S., Kehr, J.-C., Zilliges, Y., Ziemert, N., Becker, S., Talla, E., Latifi, A., Billault, A., Lepelletier, A., Dittmann, E., Bouchier, C., de Marsac, N.T., 2008. Highly plastic genome of *Microcystis aeruginosa* PCC 7806, a ubiquitous toxic freshwater cyanobacterium. **BMC Genomics**, 9: 274.

- Frau, D., Battauz, Y., Sinistro, R. 2017. Why predation is not a controlling factor of phytoplankton in a Neotropical shallow lake: a morpho-functional perspective. **Hydrobiologia**, 788: 115–130.
- Gemelgo, M., Mucci, J., Navas-Pereira, D., 2009. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). **Brazilian Journal Biology**, 69: 1001–1013.
- Gil, C.B., Restrepo, J.J.R., Boltovskoy, A., Vallejo, A. 2012. Spatial and temporal change characterization of *Ceratium furcoides* (Dinophyta) in the equatorial reservoir Riogrande II, Colombia. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 24 (2): 207-219.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.D., Kirshtel, D., Zohary, T., Pollinger, U. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of phycology**, 35 (2): 403-424.
- Hoek, C., Mann, D., Jahns, H. M. 1995. **Algae: an introduction to phycology**. United Kingdom, Cambridge University Press. 640p.
- Huisman, J., Geoffrey, A.C., Paerl, H.W., Ibelings, B.W., Verspagen, J.M.H., Visser, P.M. 2018. Cyanobacterial blooms. *Reviews*, 16: 471-483.
- Huszar, V.L.M., Silva, L.H.S., Marinho, M., Domingos, P., Sant'Anna, C.L., 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**, 424: 67–77.
- INEA. A precipitação traduzida em índices: o Estado do Rio de Janeiro enfrentando a pior estiagem dos últimos 85 anos. REVISTA INEANA, Ed. Esp, p 56-76. Novembro de 2018. ISSN: 2238-2496. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2018/11/Revista-Ineana-9-Web.pdf> acesso em: 03/08/2020.
- Jati, S.A., Rodrigues, L.C., Bortolini, J.C., Paula, A.C.M., Moresco, G.A., Reis, L.M., Zanco, B.F., Train, S. 2014. First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Dinophyceae) in the Upper Paraná River Floodplain (PR/MS) Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 74 (3): S235-S236.
- Jiang, Y.-J., He, W., Liu, W.-X., Qin, N., Ouyang, H.-L., Wang, Q.-M., Kong, X.-Z., He, Q.-S., Yang, C., Yang, B., Xu, F.-L., 2014. The seasonal and spatial variations of phytoplankton community and their correlation with environmental factors in a large eutrophic Chinese lake (Lake Chaohu). **Ecological Indicators**, 40: 58–67.
- Kolzau, S., Wiedner, C., Rücker, J., Köhler, J., Köhler, A., Dolman, A.M. 2014. Seasonal patterns of nitrogen and phosphorus limitation in four German lakes and the predictability of limitation status from ambient nutrient concentrations. **PLoS ONE**, 9: e96065.
- Komárek, J., Anagnostidis, K. 1999. Cyanoprokaryota I. Teil Chroococcales. In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**, Stuttgart: Gustav Fischer, Jena, 19 (1): 1-548.
- Komárek, J., Anagnostidis, K. 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In: Büdel, B., Krienitz, L., Gärtner, G., Schagerl M. (Eds.). **Subwasserflora von Mitteleuropa**, Stuttgart: Gustav Fisher, Jena, 19 (2): 1-759.
- Komárek, J., Kaštovský, J., Mareš, J., Johansen, J. 2014. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. **Preslia**, 86: 295–335.
- Kosten, S., Huszar, V.L.M., Mazzeo, N., Scheffer, M., Sternberg, L.S.L., Jeppesen, E. 2009. Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrient limitation in shallow lakes. **Ecological Applications**, 9 (7): 1791-1804.
- Kruk, C., Huszar, V.L.M., Peeters, E.T.H.M., Bonilla, S., Costa, L., Lurling, M., Reynolds, C. S., Scheffer, M.A.A. 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater Biology**, 55: 614–627.

- Lacerot, G., Kruk, C., Lüring, M., Scheffer, M. 2013. The role of subtropical zooplankton as grazers of phytoplankton under different predation levels. **Freshwater Biology**, 58: 494–503.
- Lapola, D.M., Martinelli, L.A., Peres, C.A., Ometto, J.P.H.B., Ferreira, M.E., Nobre, C.A., Aguiar, A.P.D., Bustamante, M.M.C., Cardoso, M.F., Costa, M.H., Joly, C.A., Leite, C.C., Moutinho, P., Sampaio, G., Strassburg, B.B.N., Vieira, I.C.G., 2013. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, 4: 27–35.
- Litchman, E., Klausmeier, C.A. 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, 39: 615-639.
- Litchman, E., de Tezanos Pinto, P., Klausmeier, C.A., Thomas, M.K., Yoshiyama, K., 2010. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. **Hydrobiologia**, 653: 15–28.
- Lund, J.W.G.; Kipling, C.; Le Creen, E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiologia**, 11 (2): 143-170.
- Luo, M., Guo, Y.-C., Deng, J.-Y., Wei, H.-P., Zhang, Z.-P., Leng, Y., Men, D., Song, L.-R., Zhang, X.-E., Zhou, Y.-F., 2010. Characterization of a monomeric heat-labile classical alkaline phosphatase from *Anabaena* sp. PCC7120. **Biochemistry**, 75: 655–664.
- Margalef, R. 1983. Limnologia. Barcelona. **Omega**, 1010p.
- Matsumura-Tundisi, T., Tunisi, J.G., Luzia, A.P., Degani, R.M. 2010. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 70: 825-829.
- Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J.G. 20015. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia**, 542 (1): 367-378.
- Moreira, R.A., Rocha, O., Santos, R.M., Laudares-Silva, R., Dias, E.S., Eskinazi-Sant'Anna, E.M. 2015. First record of *Ceratium furcoides* (Dinophyta), an invasive species, in a temporary high-altitude lake in the Iron Quadrangle (MG, Southeast Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 75 (1): 98-103.
- Naselli-Flores, L., Barone, R. 2003. Steady-state assemblages in a Mediterranean hypertrophic reservoir. The role of *Microcystis* eco-morphological variability in maintaining an apparent equilibrium. **Hydrobiologia**, 502: 133-143.
- Nogueira, MG. 2000. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, 431: 115-128.
- Nürnberg, G.K., 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. **Lake and Reservoir Management**, 12: 432–447.
- O’Neil, J. M., T. W. Davis, M. A. Burford & C. J. Gobler, 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. **Harmful Algae**, 14: 313–334.
- Pacheco, F.S., Soares, M.C.S., Assireu, A.T., Curtarelli, M.P., Roland, F., Abril, A., Stech, J.L., Alvalá, P.C., Ometto, J.P. 2015. The effects of river inflow and retention time on the spatial heterogeneity of chlorophyll and water-air CO<sub>2</sub> fluxes in a tropical hydropower reservoir. **Biogeosciences**, 12: 147-162.
- Padisák, J. 1985. Population dynamics of the dinoflagellate *Ceratium hirundinella* in the largest shallow lake of Central Europe, Lake Balaton, Hungary. **Freshwater Biology**, 15: 43-52.

- Padisák, J., Barbosa, F., Koschel, R., Krienitz, L. 2003. Deep layer cyanoprokaryota maxima are constitutional features of lakes: examples from temperate and tropical regions. **Archiv fur Hydrobiologie, Special Issues, Advances in Limnology**, 58: 175–199.
- Paerl, H. W., Huisman, J. 2008. Blooms like it hot. **Science**, 320: 57-58.
- Paerl, H.W., Huisman, J., 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. **Environmental Microbiology Reports**, 1: 27–37.
- Paerl, H.W., Otten, T.G. 2013. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. **Microbial Ecology**, 65: 995–1010.
- Pérez-Martínez, C., Sánchez-Castillo, P. 2002. Winter dominance of *Ceratium hirundinella* in a Southern north-temperate reservoir. **Journal of Plankton Research**, 24: 89-96.
- [NOS] Operador Nacional do Sistema Elétrico. 2014. [Accessed 2014 April 20]. <http://www.ons.org.br>.
- Pollingher, U. 1988. Freshwater armored dinoflagellates: Growth, reproduction, strategies, and population dynamics. In Sandgren, C.D. (ed.). **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press. p. 134-174.
- Posselt, A.J., Burford, M.A., Shaw, G. 2009. Pulses of phosphate promote dominance of the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water reservoir. **Journal of Phycology**, 45: 540–546.
- Rahel, F.J. 1990. The hierarchical nature of community persistence: a problem of scale. **American Naturalist**, 136: 328–44.
- Rangel L.M., Silva L.H.S., Rosa P.G., Roland F., Huszar V.L.M. 2012. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. **Hydrobiologia**, 693: 13–28.
- Rangel, L.M., Soares, M.C., Paiva, R., Silva, L.H.S. 2016. Morphology-based functional groups as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river–reservoir system. **Ecological indicators**, 64: 217-227.
- Reynolds, C.S. 1997. **Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory**. Oldendorf/Luhe: Ecology Institute. 371p.
- Reynolds, C.S. 2006. **The ecology of phytoplankton**. Cambridge University Press. 535p.
- Reynolds, C.S., Maberly, S.C. 2002. A simple method for approximating the supportive capacities and metabolic constraints in lakes and reservoirs. **Freshwater Biology**, 47: 1183–1188.
- Rodgher, S., Espíndola, E.L.G., Rocha, O., Fracácio, R., Pereira, R.H.G., Rodrigues, M.H.S., 2005. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê river (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal Biology**, 65: 697–710.
- Round, F.E., Crawford, R.M., Mann, D.G. 1990. **The Diatoms – Biology and Morphology of the Genera**. Cambridge: Cambridge University Press. 747 p.
- Rychtecký, P., Znachor, P. 2010. Spatial heterogeneity and seasonal succession of phytoplankton along the longitudinal gradient in a eutrophic reservoir. **Hydrobiologia**, 663:175–186.
- Sarmento, H. 2012. New paradigms in tropical limnology: the importance of the microbial food web. **Hydrobiologia**, 686 (1): 1-14.
- Sas, H. 1989. **Lake restoration by nutrient control: expectations, experiences, extrapolations**. St. Augustin: Academia Verlag Richarz.
- Salemi, L.F., Groppo, J.D., Trevisan, R., Marcos de Moraes, J., de Paula Lima, W., Martinelli, L.A., 2012. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. **Journal of Hydrology**, 454-455: 195–202.
- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M., Kasian, S.E.M., 2008. Eutrophication of lakes cannot be

- controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 105: 11254–8.
- Schneck, F., Schwarzbald, A., Rodrigues, S.C., Melo, A.S. 2011. Environmental variability drives phytoplankton assemblage persistence in a subtropical reservoir. **Austral Ecology**, 36: 839–848.
- Shannon, C.E., Weaver, W. 1963. **The mathematical theory of communication**. Urbana: University Illinois Press, 173p.
- Shapiro, J. 1990. Current beliefs regarding dominance by bluegreens: the case for the importance of CO<sub>2</sub> and pH. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, 24:38–54.
- Silva, L.C., Leone, I.C., Santos-Wisniewski, M.J., Peret, A.C., Rocha, O. 2012. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 at tropical reservoir and its relation to environmental variables. **Biota Neotropica**, 12: 1-8.
- Silva, L.H.S., Huszar, V.L.M., Marinho, M.M., Rangel, L.M., Brasil, J., Domingues, C.D., Branco, C.C., Roland, F., 2014. Drivers of phytoplankton, bacterioplankton, and zooplankton carbon biomass in tropical hydroelectric reservoirs. **Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters**, 48: 1–10.
- Smith, Val H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. **Environmental Science and Pollution Research**, 10 (2): 126-139.
- Smith, Val H., Schindler, D.W. 2009. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in ecology & evolution**, 24 (4): 201-207.
- Soares, M.C.S., Marinho, M.M., Huszar, V.L.M., Branco, C.W.C., Azevedo, S.M.F.O. 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, 13 (4): 257-269.
- Soares, M.C.S., Rocha, M.I.D.A., Marinho, M.M., Azevedo, S.M.O.F., Branco, C.W., & Huszar, V. L.M. 2009. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. **Aquatic Microbial Ecology**, 57 (2): 137-149.
- Soares, M.C.S., Marinho, M.M., Azevedo, S.M.O.F., Branco, C.W.C., Huszar, V.L.M. 2012. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. **Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters**, 42 (3): 197-203.
- Soares, M.C.S. Huszar, V.L.M., Miranda, M.N., Mello, M.M., Roland, F., Lürding, M. 2013. Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. **Hydrobiologia**, 717 (1): 1-12.
- Sommer, U., Sommer, F. 2006. Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. **Oecologia**, 147 (2): 183-194.
- Souza, D.G., Bueno, N.C., Bortolini, J.C., Rodrigues, L.C., Bovo-Scomparin, V.M., Franco, G.M.S. 2016. Phytoplankton functional groups in a subtropical Brazilian reservoir: responses to impoundment. **Hydrobiologia**, 779: 47-57.
- Ter braak, C.J.F., Smilauer, P. 2012. **Canoco reference manual and user's guide: software for ordination** (version 5.0). Ithaca (NY): Microcomputer Power.
- Thornton, K.W. 1990. Perspectives on Reservoir Limnology. In: Thornton, K.W., Kimmel, B.L., Paine, F.E. **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives**. Wiley, New York, p. 1–13.

- Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., Abe, D.S. 2008. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. **Brazilian Journal of Biology**, 68 (4): 1079-1098.
- Uehlinger, V. 1964. Études statistique des méthodes de dénombrement planctonique. **Archives des Sciences**, 17: 121-223.
- Utermöhl, H. 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton metodik. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, 9: 1-38.
- Vanni, M.J., Renwick, W.H., Bowling, A.M., Horgan, M.J., Christian, A.D. 2011. Nutrient stoichiometry of linked catchment-lake systems along a gradient of land use. **Freshwater Biology**, 56: 791–811.
- Vidal, J., Marce, R., Serra, T., Colomer, J., Rueda, F., and Casamitjana, X. 2012. Localized algal blooms induced by river inflows in a canyon type reservoir. **Aquatic Science**, 74: 315–327.
- Wang, L., Cai, Q., Tan, L., Kong, L. 2011. Phytoplankton development and ecological status during a cyanobacterial bloom in a tributary bay of the Three Gorges Reservoir, China. **Science of the Total Environment**, 409: 3820–3828.
- Watanabe, F., Rodrigues, T., Bernardo, N., Alcântara, E., Imai, N. 2016. Drought can cause phytoplankton growth intensification in Barra Bonita reservoir. **Modeling Earth Systems and Environment**, 2:134.
- Winder, M., Hunter, D.A. 2008. Temporal organization of phytoplankton communities linked to physical forcing. **Oecologia**, 156: 179-192.

## **4 Capítulo 2**

# **RESPOSTA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA A APLICAÇÃO DA TÉCNICA “FLOCK & LOCK” NO CONTROLE DE FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO TROPICAL PROFUNDO (UHE-FUNIL-RJ)**

## 4.1 Resumo

A eutrofização dos corpos d'água têm gerado impactos ambientais, sociais e econômicos em todo o mundo, principalmente devido a florações de cianobactérias. Para auxiliar na mitigação desses efeitos, técnicas de geoengenharia são apontadas como excelentes ferramentas de remoção de fósforo (P) e cianobactérias. Entretanto, pesquisas que avaliem os efeitos da técnica sobre toda a comunidade fitoplanctônica ainda são reduzidas. Nosso estudo foi realizado em um reservatório de hidrelétrica tropical profundo, eutrofizado e com registros recorrentes de florações de cianobactérias, localizado no estado do Rio de Janeiro. Nosso objetivo foi testar experimentalmente a eficácia da técnica de floculação e sedimentação (“Flock & Lock”) na remoção de fósforo e biomassa de cianobactérias e seus efeitos sobre a comunidade fitoplanctônica. Nossas hipóteses são de que a técnica “Flock & Lock” (i) é eficiente na remoção do P e de cianobactérias, (ii) promove uma reestruturação da comunidade fitoplanctônica, sem a dominância de cianobactérias e com maior contribuição de outros grupos de algas planctônicas ao final do experimento e (iii) a adição de LRS ao LMB não afeta a eficiência da técnica na remoção de cianobactérias da coluna d'água, nem na sua durabilidade de seu efeito. Para isso, foi realizado um experimento em mesocosmos, utilizando combinações de floculante e adsorventes de fósforo, com quatro réplicas de cada tratamento e do controle (apenas com água do reservatório). No tratamento 1 foi utilizada a combinação de cloreto de polialumínio (PAC) e bentonita modificada com Lantânio (LMB) e, no tratamento 2, PAC e LMB acrescido de solo vermelho local (LRS). O experimento teve a duração de 28 dias, no período de elevada biomassa de cianobactérias (verão de 2019). O fósforo e o biovolume fitoplanctônico, representado principalmente por cianobactérias, foram significativamente removidos nas primeiras 24 horas após a aplicação da técnica usando as duas combinações e perdurando até o final do experimento. Apesar da redução do biovolume, foi ainda observada uma grande contribuição de cianobactérias para o biovolume fitoplanctônico total, porém, com tendência a um aumento na contribuição de clorofíceas, flagelados (crisofíceas e criptofíceas) nos tratamentos 1 e 2 e diatomáceas apenas no tratamento 2. Nós concluímos que o uso da técnica “Flock & Lock” é eficiente na remoção de fósforo e biomassa de cianobactérias, favorecendo o incremento da diversidade de espécies em reservatórios profundos, desde que controlado o aporte externo de fósforo. Entre os compostos utilizados, a adição do LRS, material abundante na natureza e rico em ferro e alumínio, pode auxiliar na redução do custo da técnica, viabilizando seu uso na melhoria da

qualidade da água em diferentes sistemas, uma vez que a adição deste lastro ao tratamento com LMB não impactou sua eficácia de remoção, nem durabilidade do efeito.

**Palavras-Chave:** Controle da eutrofização; Técnica “Flock & Lock”; Experimento em mesocosmos.

## 4.2 Abstract

The eutrophication of water bodies has generated environmental, social and economic impacts worldwide, mainly through cyanobacterial blooms. To assist in mitigating these effects, geoengineering techniques are seen as excellent tools for removing phosphorus (P) and cyanobacteria. However, research that evaluates the effects of the technique on the entire phytoplankton community is still small. Our study was carried out in a deep, eutrophic, tropical hydroelectric reservoir with recurrent records of cyanobacterial blooms, located in the state of Rio de Janeiro. Our objective was to experimentally test the effectiveness of the flocculation and sedimentation technique (Flock & Lock) in removing phosphorus and cyanobacteria biomass, and their effects on the phytoplankton community. Our hypotheses are that the Flock and Lock technique (i) is efficient in removing P and cyanobacteria and (ii) promotes the restructuring of the phytoplankton community, without the dominance of cyanobacteria and with a greater contribution from other groups of algae planktonic cells at the end of the experiment and (iii) the addition of LRS to the LMB does not affect the efficiency of the technique in removing cyanobacteria from the water column, neither in durability of their effect. For this, an experiment was carried out in mesocosms, using combinations of flocculant and phosphorous adsorbents. In treatment 1, the combination of polyaluminium chloride (PAC) and bentonite modified with Lanthanum (LMB) was used and, in treatment 2, PAC and LMB, plus local red soil (LRS). Each treatment was carried out in four replicates, as well as the control (only with water from the reservoir) and monitored for 28 days in the period of high cyanobacterial biomass (summer 2019). Phosphorus and phytoplanktonic biovolume, represented mainly by cyanobacteria, were significantly removed ( $p < 0.05$ ) in the first 24 hours after application of the technique using both combinations and lasting until the end of the experiment. Despite the reduction in biovolume, a large contribution of cyanobacteria to the total phytoplanktonic biovolume was observed, with a tendency to an increase in the contribution of chlorophytes, flagellates (chrysophytes and cryptophytes) in treatments 1 and 2 and diatoms only in treatment 2. We conclude that

the use of the Flock & Lock technique is efficient in removing phosphorus and cyanobacteria biomass, favoring the increase of species diversity in deep reservoirs, as long as the external supply of P is controlled. LRS, a material abundant in nature and rich in iron and aluminum, can reduce the cost of the technique, enabling its use in improving water quality in different systems, since the addition of this ballast to the treatment with LMB did not impact its removal efficacy, neither the durability of your effect.

**Keywords:** Eutrophication control; Flock & Lock; experiments in mesocosms.

### 4.3 Introdução

A eutrofização tem sido apontada como um problema crescente em todo o mundo (Smith & Shindler, 2009; Huisman *et al.*, 2018), gerando impactos ambientais, sociais e econômicos devido a deterioração da qualidade da água para seus mais diversos usos (Codd, 2000; Steffensen, 2008). Esse processo de enriquecimento dos corpos d'água por nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, pode ser natural e ocorrer ao longo dos anos. No entanto, com a intensificação do lançamento de esgotos domésticos e industriais sem tratamento adequado e o uso indiscriminado de fertilizantes nas atividades agrícolas têm acelerado esse processo (Carpenter *et al.*, 1998; Schindler *et al.*, 2016; Le Moal *et al.*, 2019) e provocado florações (desenvolvimento massivo) de plantas aquáticas, microalgas e cianobactérias (Chorus & Bartram, 1999; Codd, 2000; Smith, 2003).

Florações de cianobactérias, em especial, têm chamado a atenção das autoridades, dado que frequentemente são associadas a redução da transparência da água, perda da biodiversidade, mortandade de peixes por hipoxia e, em alguns casos, alteração do gosto e odor da água (Chorus & Bartram, 1999; Smith, 2003; Huisman *et al.*, 2018). Além disso, muitas espécies de cianobactérias podem produzir toxinas que causam intoxicações crônicas, agudas e algumas vezes fatais, atingindo o fígado e os sistemas digestivo e nervoso, o que representa a principal ameaça ao uso de lagos e reservatórios como fonte de abastecimento de água para consumo humano, irrigação, pesca e recreação (Carmichael, 2001; Codd *et al.* 2005; Dittmann & Wiegand, 2006). Com o aumento da temperatura global, é esperado que as florações de cianobactérias aumentem em frequência e intensidade, dado que em elevadas temperaturas (> 25°C) estes organismos apresentam maiores taxas de crescimento (Huisman *et al.*, 2018). Além disso, alguns de seus representantes (*ex. Microcystis spp.*) possuem a capacidade de regular a posição na coluna d'água, beneficiando-se de ambientes estratificados (O'NEIL *et al.*, 2012; Paerl & Otten, 2013).

A mitigação dos efeitos da eutrofização é considerada um desafio chave para os gestores da qualidade das águas e o controle do fósforo (P) e das florações de cianobactérias são de extrema importância nesse processo (Carpenter, 2008). O primeiro passo para esse controle é reduzir ao máximo os aportes externos de P para o corpo d'água (Cooke *et al.*, 2005), ao qual pode resultar em mudanças desejadas em alguns lagos (Sas, 1989). No entanto, nos primeiros anos após esse controle, muito frequentemente poucos sinais de recuperação são observados (Marsden, 1989; Jeppesen *et al.*, 1991 Molen & Boers, 1994), em decorrência do do aporte interno de P liberado do estoque do sedimento (Cooke *et al.*, 2005), podendo

levar aemorar anos e até décadas na recuperação do lago (Søndergaard et al., 1999, 2001; Cooke et al., 2005), sendo então necessários métodos auxiliares para acelerar a recuperação e mitigar os efeitos nocivos da eutrofização (Huisman et ., 2018; Lurling & Mucci, 2020).

Nesse sentido, as técnicas de geoengenharia são bastante promissoras, dado que agem no controle das fontes internas de P, auxiliando na rápida recuperação ecológica do ecossistema aquático (Mackay et al., 2014). Essas técnicas basicamente são definidas como atividades de intervenção nos ciclos biogeoquímicos, visando controlar a eutrofização em águas naturais, através da utilização tanto de materiais naturais quanto modificados industrialmente, reduzindo assim o efluxo de P dos sedimentos e, consequentemente, inibindo a formação de florações de cianobactérias na coluna d'água (Lürling et al., 2016). Uma das técnicas já testadas é a de floculação e capeamento do sedimento (Flock & Lock), que combina uma baixa dose de coagulante com adsorvente de P em fase sólida, removendo tanto a fração dissolvida (ortofosfato) quanto a particulada (cianobactérias, outras algas e detritos) da coluna d'água, além de interromper o aporte interno, impedindo a liberação de P do sedimento (Lürling & van Oosterhout, 2013). Essa técnica já foi aplicada com sucesso em dois lagos holandeses (van Oosterhout & Lürling, 2011; Lürling & van Oosterhout, 2013; Waajen et al., 2016). Além desses, um experimento em mesocosmos em um reservatório tropical mesotrófico na China, Peng et al. (2018), identificaram que o uso de solo vermelho modificado com floculantes (cloreto de ferro e quitosana) reduziu as concentrações de nutrientes e removeu a biomassa de cianobactérias e que a dosagem do tratamento diretamente influenciou a taxa e a duração desta remoção. No Brasil, através de experimento em laboratório, Noyma et al. (2016) concluíram que o uso associado de cloreto de polialumínio (PAC) e bentonita modificada com lantânio (LMB) ou solo vermelho local (LRS) foram efetivos na floculação e sedimentação de cianobactérias em um reservatório tropical profundo, no entanto a eficácia do LRS em adsorver P em condições anóxicas parece ser fortemente afetada. Mucci et al. (2018) também evidenciaram que LMB apresenta maior capacidade em adsorver P em relação ao LRS, e ressaltaram o efeito negativo da anoxia sobre capacidade de adsorção de P do LRS. Em um outro experimento realizado em um reservatório raso (Gargalheiras) no semiárido brasileiro foi observado que a aplicação apenas do PAC promoveu uma rápida resposta na melhoria da qualidade da água, reduzindo as concentrações de clorofila-*a* e de P total (Araujo et al., 2016). Nesse estudo foi também observado que a remoção de peixes bentívoros associada a aplicação do PAC potencializou os resultados.

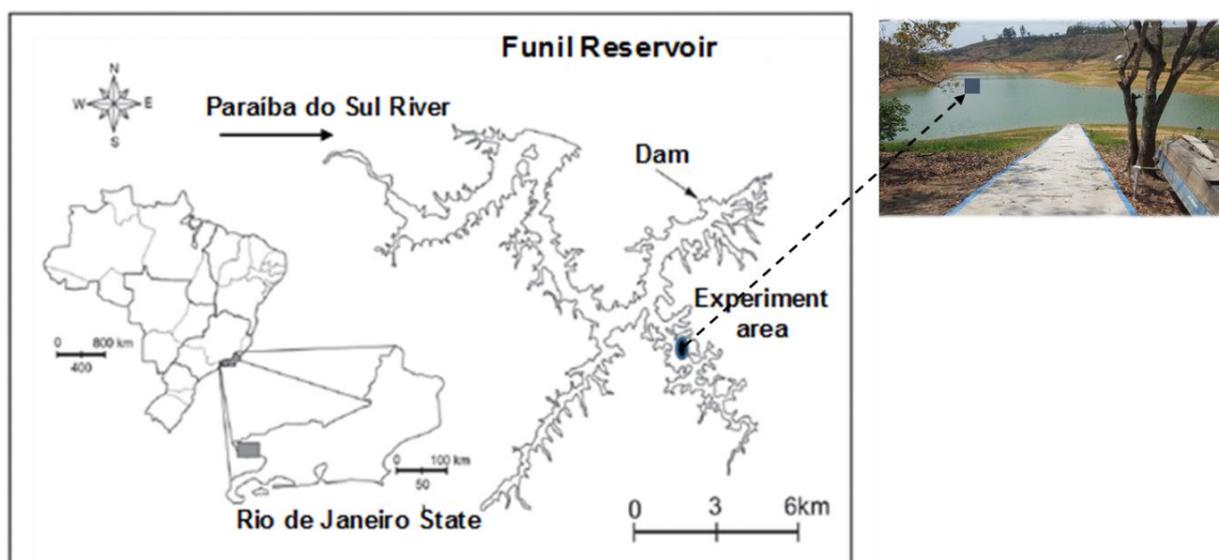
Um ponto importante e pouco avaliado até o momento, diz respeito ao efeito da aplicação da técnica “Flock & Lock” sobre a estrutura e dinâmica das comunidades planctônicas, dada a complexidade da interação entre seus componentes em sistemas aquáticos, principalmente no caso de sistemas dinâmicos tropicais. Os poucos estudos existentes sobre a resposta da comunidade fitoplanctônica indicam um aumento da diversidade do fitoplâncton após aplicação apenas da bentonita modificada com lantânio (Lang et al., 2016). Outro estudo realizado em um reservatório raso nos Estados Unidos foi observado após a aplicação da bentonita modificada com lantânio (LMB), que além da forte redução na disponibilidade de P e de cianobactérias, ocorreu uma maior contribuição de algas verdes e diatomáceas (Bishop et al., 2014). No Brasil, um experimento em mesocosmos em um reservatório da Região metropolitana de Belo Horizonte evidenciou uma redução na abundância do fitoplâncton após a aplicação da LMB (Phoslock®), sendo que ao final de 600 horas após a aplicação, a densidade fitoplanctônica foi incrementada, ocorrendo uma mudança em sua estrutura, com menor contribuição de cianobactérias e um aumento de clorofíceas e euglenofíceas (Yamada-Ferraz et al., 2015). Em um estudo desenvolvido em ambiente eutrófico natural (Lagoa da Pampulha) também no sudeste brasileiro baseado na aplicação diária de LMB ao longo de cerca de dois anos, apontou redução temporária dos níveis de P e de cianobactérias na coluna d’água e aumento da diversidade de espécies, mas os autores ressaltam que a técnica apresentou eficácia de mitigação temporária nesse sistema (Barçante et al., 2020).

Nesse sentido, nós objetivamos testar experimentalmente em mesocosmos, a eficiência da técnica “Flock & Lock” na remoção de P e da biomassa de cianobactérias da coluna d’água, bem como a resposta da comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical profundo, com histórico de florações de cianobactérias. Nossas hipóteses são que (i) a técnica “Flock and Lock” é eficiente na remoção do P e de cianobactérias da coluna d’água e (ii) a técnica promove uma reestruturação da comunidade fitoplanctônica, sem a dominância de cianobactérias e com maior contribuição de outros grupos de algas planctônicas ao final do experimento.

## 4.4 Material e Métodos

### 4.4.1 Área de Estudo

O reservatório do Funil (Figura 1) está localizado no município de Resende, ao sul do estado do Rio de Janeiro, Brasil (22 ° 30'S, 44 ° 45'W, altitude 500 m) e faz parte do complexo hidráulico do rio Paraíba do Sul. As condições climáticas são de verões quentes e úmidos e invernos frios e secos (Cwa no sistema Koppen; Alvares et al., 2013).



**Figura 1:** Localização geográfica do reservatório Funil, Resende, RJ, destacando o local de realização do experimento.

Este ambiente recebe água do rio Paraíba do Sul, que atua como receptor de esgoto da região mais populosa e industrializada do país, influenciando na qualidade da água do reservatório (Soares et al., 2008). Suas operações foram iniciadas em 1969, possuindo uma área de 40 km<sup>2</sup>, volume total de 890 × 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, profundidade máxima de 70 m, podendo variar de acordo com as condições climáticas e o tempo de residência da água (Soares et al., 2009).

O reservatório do Funil é estudado há mais de duas décadas como modelo de reservatório eutrófico (Ferrão-Filho et al., 2009), mas vem apresentando redução nas concentrações de fósforo total (TP) e dissolvido (SRP) nos últimos anos. Apesar desta diminuição, bem como na biomassa fitoplanctônica, as florações de cianobactérias ainda são frequentes, principalmente nos meses de verão (Rangel et al., 2016). Essas florações são representadas sobretudo por *Cylindrospermopsis raciborskii* (atualmente *Raphidiopsis raciborskii*), *Dolichospermum circinale* e *Microcystis aeruginosa*, com dominância

alternada ao longo do ano (Soares et al., 2009) e com registros de microcistinas e saxitoxinas (Ferrão-Filho et al., 2009, Soares et al. al., 2009).

#### 4.4.2 Desenho experimental

O experimento foi realizado na estação sazonal quente e chuvosa (jan-fev/2019), com a instalação de 12 mesocosmos cilíndricos em plástico transparente de 0,3 mm de espessura. Cada mesocosmo apresentava 1 m de diâmetro, comprimento de 12 m e volume aproximado de 74 litros. Aneis de arame (fio 14, revestidos com PVC) foram distribuídos a cada 1,5 m externamente em cada mesocosmo para evitar que os cilindros se fechassem durante o período do experimento. Os mesocosmos eram abertos nas partes superior e inferior, sendo enterrados no sedimento para que ocorrem trocas entre o sedimento e a coluna d'água. Os mesocosmos foram separados em dois pilares dispostos a aproximadamente 5 m de distância um do outro, contendo seis mesocosmos em cada pilar (Figura 2).

A escolha dos tratamentos foi baseada em experimentos de laboratório que demonstram a eficiência da combinação do floculante cloreto de polialumínio (PAC) com a bentonita modificada com lantânio (LMB) e com o solo vermelho (LRS), abundante nas margens do reservatório do Funil na remoção de P e de cianobactérias da coluna d'água (Magalhaes et al., 2016; Noyma et al., 2016; 2017; Miranda et al., 2017; Mucci et al., 2018). A escolha da dose de PAC seguiu o mesmo parâmetro. No caso dos adsorventes de fósforo, a dose foi calculada considerando a fração biodisponível deste nutriente para o sistema, obtida pela soma da quantidade de fósforo presente nos primeiros 10 cm de sedimento = 1,94 g (camada de troca entre o sedimento e a coluna d'água) e a fração encontrada na coluna d'água = 0,33 g, totalizando 2,27 g de P (Paludan & Jensen 1995; Cavalcante et al., 2018), sendo então necessário 203 g de adsorvente de P em fase sólida para o aprisionamento do P no sedimento.

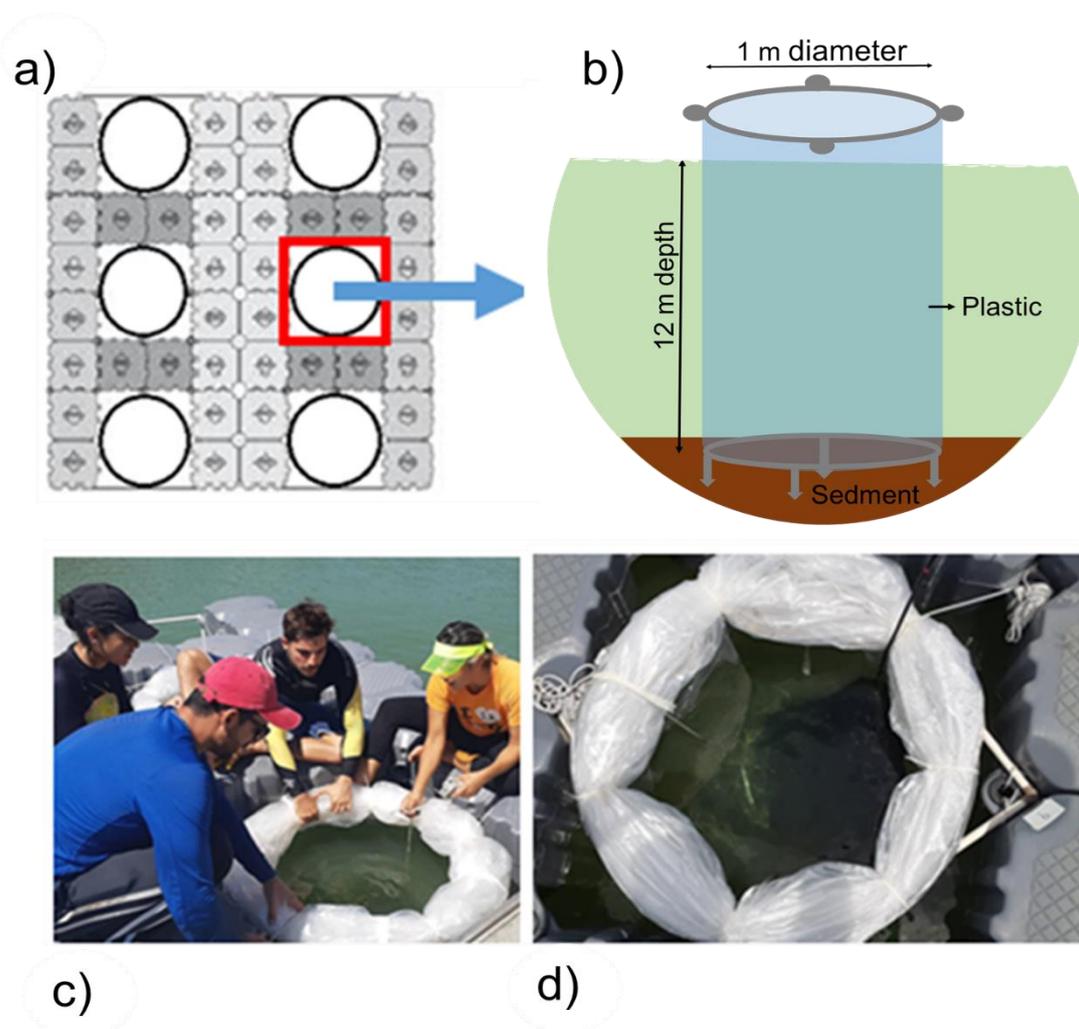
Além do controle (sem nenhum tipo de tratamento), foram aplicados dois diferentes tratamentos, todos em quadruplicata e monitorados por 28 dias (T0 = antes de receber o tratamento; T1 = 24 horas após o tratamento; T7 = 7 dias; T14 = 14 dias; T21 = 21 dias e T28 = 28 dias após o tratamento), totalizando 72 amostras. No tratamento 1 (PAC + LMB) foi aplicado 4 mg Al/L de PAC (AQUA-PAC 18%) obtido da PUREWATER EFFLUENTS (São Paulo, Brasil), associado a 203 g/L de LMB (Phoslock®), obtido da HydroScience

(Porto Alegre, Brasil). No tratamento 2 (PAC + LMB + LRS) foi aplicado 4 mg Al/L de PAC, associado a 101,5 g/L de LMB + 101,5 g/L de (LRS), totalizando assim 203 g/L de adsorventes de P combinados.

#### **4.4.3 Amostragem**

Os dados de temperatura da água, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido foram obtidos com uma sonda de multiparâmetros (YSI, PRODSS) a 1,5 m de profundidade. A profundidade máxima dentro de cada mesocosmo foi estimada com um profundímetro (Hondex PS-7), a transparência da água através da profundidade de extinção do disco de Secchi e a turbidez através de turbidímetro portátil (HANNA– HI98703).

Amostras de água foram coletadas dentro dos mesocosmos com o auxílio de um tubo de pvc de 1,5 m de comprimento por 8,5 cm de diâmetro e homogeneizadas em um recipiente acrílico. Alíquotas foram retiradas para análise dos nutrientes totais (TP e TN) e dissolvidos (SRP e DIN) e do fitoplâncton. Para os nutrientes, as amostras foram resfriadas até análise, enquanto as do fitoplâncton fixadas com solução de Lugol neutro.



**Figura 2:** Representação esquemática da estrutura de instalação dos mesocosmos em cada pier e de cada mesocosmo. **a** = Pier contendo os mesocosmos; **b** = Esquema do mesocosmos preso no sedimento; **c** = Instalação de um mesocosmo em um dos piers; **d** = Detalhe do mesocosmo já instalado.

#### 4.4.4 Análises das amostras e dos dados

Os dados meteorológicos (precipitação e temperatura do ar) foram obtidos no site do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). A zona eufótica foi obtida pela multiplicação da profundidade de extinção do disco de Secchi por 2,7 (Cole, 1994). As frações inorgânicas dissolvidas de P (fósforo solúvel reativo, SRP) e N ( $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{N-NO}_2^-$ ) e as formas totais de P (TP) e N (TN) foram analisadas por espectrofotometria de injeção de fluxo (FIA, Modelo 2500, FIALab, EUA) no Laboratório de Ecologia e Fisiologia do Fitoplâncton (LabAlgas) na UERJ. O nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) foi considerado como a soma de  $\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ .

A densidade das populações fitoplanctônicas (ind mL<sup>-1</sup>) foi estimada pelo método de sedimentação de Utermöhl (1958) em microscópio invertido Zeiss, Axiovert 10. A enumeração de organismos (células, colônias, filamentos) foi realizada em campos aleatórios (Uhelinger, 1964). Sempre que possível os organismos foram enumerados em número suficiente para atingir 100 indivíduos da espécie mais frequente, com erro inferior a 20% ( $p < 0,05$ ; Lund et al., 1958). Quando não foi possível utilizar esse critério (amostras com algas escassas e detrito abundante), foram enumerados indivíduos em tantos campos aleatórios quantos os necessários para a estabilização do número de morfoespécies adicionadas por campo (método da área mínima), a fim de garantir uma representatividade qualitativa mínima das morfoespécies. Para a descrição da comunidade fitoplanctônica, os grandes grupos taxonômicos foram definidos de acordo com os critérios estabelecidos por Hoek et al. (1993), exceto cianobactérias (Komárek & Anagnostidis, 1999, 2005; Komárek et al., 2014) e diatomáceas (Round et al. 1990). O biovolume das populações fitoplanctônicas (mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup>) foi estimado multiplicando a densidade de cada espécie (ind/mL) pelo volume celular médio de cada espécie (µm<sup>3</sup>) utilizando formas geométricas aproximadas (Hillebrand et al., 1999) sempre que possível com base em medidas de pelo menos 20 indivíduos.

A concentração de clorofila-*a* (µg L<sup>-1</sup>) foi determinada através do PHYTO-PAM (Heinz Walz GmbH, Effeltrich, Alemanha) e o Zooplâncton quantificado por microscopia óptica em câmara Sedgewick-Rafter ou câmara aberta sob estereomicroscópio, no Laboratório de Ecologia e Fisiologia do Fitoplâncton (LabAlgas) na UERJ.

#### **4.4.5 Análises Estatísticas**

Para a observação de séries temporais, as variáveis bióticas e abióticas dos diferentes tratamentos (Controle; Tratamento 1 = PAC + LMB e Tratamento 2 = PAC + LMB + LRS) foram avaliadas estatisticamente por análise de variância de medidas repetidas (ANOVA-One Way -  $p < 0,05$ ). Os dados foram transformados  $\text{Log}_{10}(x + 1)$  para atender aos pressupostos da ANOVA, exceto o pH. O teste de Mauchly foi realizado e a correção de Greenhouse-Geisser ou Huynh-Feldt foi aplicada quando não foi observada esfericidade ( $p < 0,05$ ). As diferenças foram obtidas por testes “post-hoc” (Tukey). As análises foram realizadas no IBM SPSS Statistics® Versão 20. A suposição de igualdade inicial (T0) dos

diferentes tratamentos foi determinada pela ANOVA one way ( $p < 0,05$ ) e as diferenças entre T0 e T1 determinadas pelo teste  $t$  pareado no software SigmaPlot 12.5.

## 4.5 Resultados

A precipitação total durante o período experimental foi de 212 mm e a temperatura média do ar de 25 °C. Somente no T14 e T21 foram observadas precipitações durante a coleta de dados (9 e 4 mm, respectivamente - dados não mostrados).

### 4.5.1 Variáveis Limnológicas

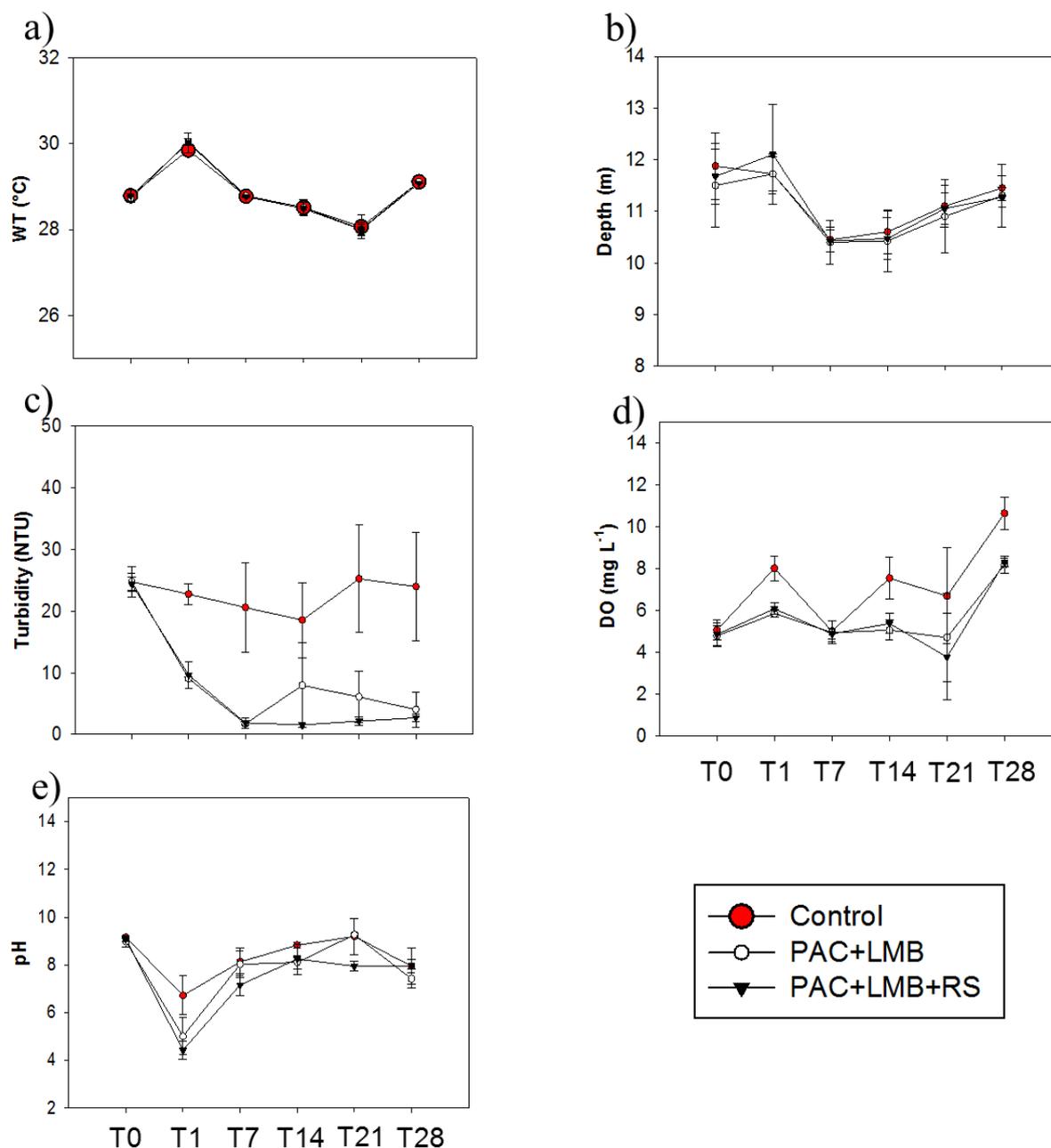
A temperatura da água foi elevada e apresentou diferença significativa ao longo do tempo, variando entre 28 e 30 °C ( $F_{2,53} = 531,835$ ;  $p \leq 0,001$ ; Figura 3a), sem diferença significativa entre os tratamentos e dos mesmos no tempo (Anexo 1). O mesmo padrão foi observado para a profundidade, sendo apenas significativamente diferente ao longo do tempo, variando entre 10 e 12 m ( $F_{1,81} = 59,743$ ;  $p \leq 0,001$ ; Figura 3b).

A turbidez foi significativamente diferente ao longo do tempo ( $F_{4,36} = 13,271$ ;  $p \leq 0,001$ ) e nos tratamentos no tempo ( $F_{8,36} = 4,543$ ;  $p = 0,001$ ; Anexo 1). Entre os tratamentos houve diferença significativa ( $p \leq 0,001$ ) e o teste “post-hoc” indicou que os tratamentos 1 e 2 não apresentaram diferença entre si, mas sim do controle ( $p \leq 0,001$ ; Figura 3c). No início do experimento (T0), a turbidez média observada em todos os tratamentos foi de 24,6 NTU e já nas primeiras 24 horas após a aplicação da técnica (T1) apresentou forte redução nos tratamentos 1 e 2 (médias de 9,1 e 9,6 NTU, respectivamente), enquanto que no controle permaneceu elevada (média de 22,8 NTU). Esses valores se mantiveram aproximados durante todo o experimento, exceto para o tratamento 1 que apresentou um leve incremento em T14 (7,9 NTU), voltando a reduzir até o final do experimento (T28), onde os tratamentos 1 e 2 apresentaram valores médios de 4,1 e 2,6 NTU, respectivamente.

O oxigênio dissolvido foi significativamente diferente ao longo do tempo ( $F_{1,17} = 17,740$ ;  $p \leq 0,001$ ), mas não nos tratamentos no tempo (Anexo 1). Entre os tratamentos houve diferença significativa ( $p = 0,005$ ) e o teste “post-hoc” indicou que os tratamentos 1 e 2 apresentaram concentrações de OD significativamente menores do que o controle ( $p = 0,011$  e  $p = 0,008$ , respectivamente), Figura 3d. Em todos os tratamentos as concentrações médias

de OD no início do experimento (T0) foram próximas de 5 mg L<sup>-1</sup> e no decorrer do experimento essas concentrações foram mantidas aproximadas nos tratamentos 1 e 2, enquanto o controle apresentou maiores concentrações, exceto no T7. Ao final do experimento (T28) as concentrações médias de OD apresentaram incremento, sendo observadas concentrações médias de 8,2 e 8,3 mg L<sup>-1</sup> nos tratamentos 1 e 2, respectivamente, enquanto no controle de 10,8 mg L<sup>-1</sup>.

O pH foi significativamente diferente ao longo do tempo ( $F_{4,36} = 56,573$ ;  $p \leq 0,001$ ), nos tratamentos no tempo ( $F_{8,36} = 17,269$ ;  $p \leq 0,001$ ) e entre os tratamentos ( $p = 0,002$ ). O teste “post-hoc” indicou que esta diferença foi entre os tratamentos 1 e 2 ( $p = 0,002$ ), Figura 3e. No início do experimento (T0), os valores médios de pH em todos os tratamentos foram de 9,1. No T1 (24 horas após a aplicação da técnica), os valores de pH apresentaram redução nos tratamentos 1 (média de 5,0) e 2 (média 4,4). O controle também apresentou redução mesmo sem a adição de tratamentos (média de 6,7). No entanto, esses valores voltaram a subir ainda dentro da semana inicial do experimento (T7), apresentando valores médios de 7,2 no tratamento 1, 8,5 no tratamento 2 e 8,0 no controle. Esses valores se mantiveram aproximados até o final do experimento (T28).

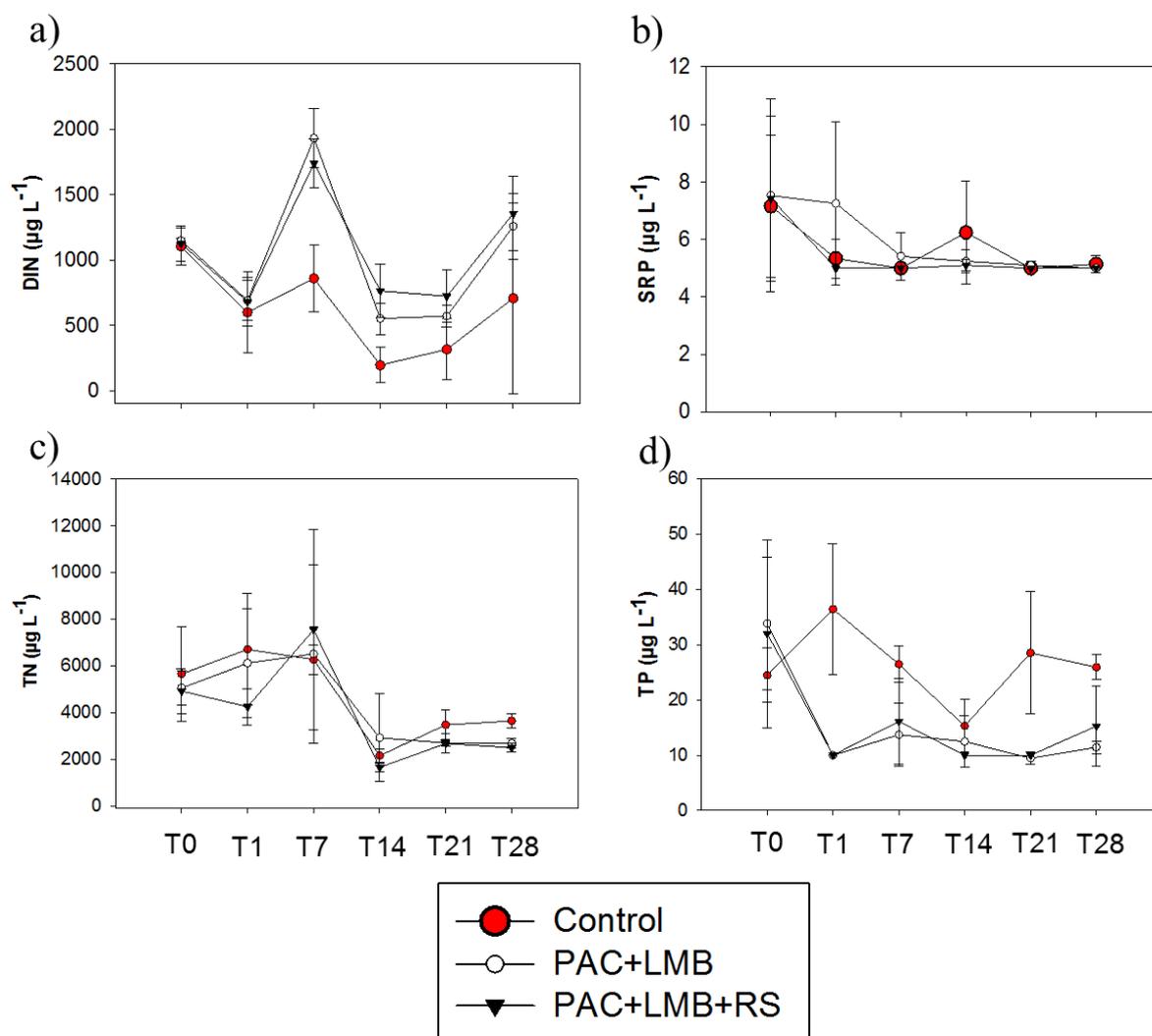


**Figure 3:** Média e desvio-padrão das variáveis hidrológicas, físicas, químicas nos diferentes tratamentos durante o experimento (T0 a T28) realizado no Reservatório do Funil, Resende, RJ. a) Temperatura da água; b) Profundidade dos mesocosmos; c) Turbidez; d) Oxigênio dissolvido; e) pH. Círculos vermelhos = Controle (Control); Círculos brancos = Tratamento 1 (PAC + LMB) e Triângulos invertidos pretos = Tratamento 2 (PAC + LMB + LRS).

Em relação aos nutrientes dissolvidos, foram observadas elevadas concentrações de DIN, que apresentaram diferenças significativas ao longo do tempo ( $F_{1,60} = 42,580$ ;  $p \leq 0,001$ ) e dos tratamentos no tempo ( $F_{3,19} = 17,818$ ;  $p \leq 0,001$ ), mas não entre os tratamentos (Anexo 1), Figura 4a. No início do experimento (T0), as concentrações médias de DIN foram de  $1155,1 \mu\text{g L}^{-1}$  em todos os tratamentos. 24 horas após a aplicação dos tratamentos (T1) as

concentrações de DIN se mantiveram aproximadas em todos os tratamentos e controle (média foi de  $681,8 \mu\text{g L}^{-1}$ ). A partir do T7, os tratamentos 1 e 2 apresentaram tendências a maiores concentrações de DIN em relação ao controle até o final do experimento (T28). Já as concentrações de SRP foram reduzidas e não apresentaram diferenças significativas ao longo do tempo, nem entre os tratamentos e nem nos mesmos no tempo (Anexo 1; Figura 4b). As concentrações médias de SRP em todos os tratamentos (incluindo o controle) no início do experimento (T0) foram de  $7,4 \mu\text{g L}^{-1}$ . Nas primeiras 24 horas após a aplicação da técnica (T1), as concentrações médias de SRP no tratamento 1 foram de  $7,3 \mu\text{g L}^{-1}$  e de  $5,0 \mu\text{g L}^{-1}$  no tratamento 2, enquanto no controle de  $5,3 \mu\text{g L}^{-1}$ . A partir de T7, as concentrações médias de SRP foram mantidas próximas a  $5,0 \mu\text{g L}^{-1}$  em todos os tratamentos até o final do experimento (T28), exceto no controle, que apresentou um leve incremento em T14 ( $6,2 \mu\text{g L}^{-1}$ ), voltando a reduzir em T21 para concentrações similares às observadas nos tratamentos 1 e 2 (concentrações médias de  $5,0 \mu\text{g L}^{-1}$ ).

Quanto aos nutrientes totais, o N foi significativamente diferente ao longo do tempo ( $F_{2,15} = 25,986$ ;  $p = 0,001$ ), mas não nos tratamentos no tempo (Anexo 1). Entre os tratamentos ocorreu diferença significativa ( $p = 0,033$ ) e o teste “post-hoc” indicou que as concentrações de N no tratamento 1 foram maiores do que as do tratamento 2 ( $p = 0,027$ ) e semelhantes as do controle (Figura 4c). No início do experimento as concentrações médias de TN foram de  $5210,8 \mu\text{g L}^{-1}$  em todos os tratamentos (incluindo o controle). No T1 essas concentrações foram de  $6112,4 \mu\text{g L}^{-1}$  no tratamento 1,  $4245,0 \mu\text{g L}^{-1}$  no tratamento 2 e  $6705,6 \mu\text{g L}^{-1}$  no controle. Em T28 (final do experimento), as concentrações médias de TN foram de  $2681,6 \mu\text{g L}^{-1}$  no tratamento 1,  $2499,6 \mu\text{g L}^{-1}$  no tratamento 2 e de  $3645,8 \mu\text{g L}^{-1}$  no controle. O fósforo total (TP) foi significativamente diferente ao longo do tempo ( $F_{4,36} = 3,361$ ;  $p = 0,019$ ), nos tratamentos no tempo ( $F_{8,36} = 3,033$ ;  $p = 0,010$ ) e entre tratamentos ( $p \leq 0,001$ ). O teste “post-hoc” indicou que os tratamentos 1 e 2 não apresentaram diferença significativa entre si (Anexo 1; Figura 4d) e menores concentrações do que o controle ( $p \leq 0,001$ ). As concentrações médias de TP em T0 foram de  $30,1 \mu\text{g L}^{-1}$  em todos os tratamentos e, 24 horas após a aplicação da técnica (T1), ocorreram quedas acentuadas do fósforo total da coluna d'água nos tratamentos 1 e 2 (concentrações médias de  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ ), enquanto que no controle as elevadas concentrações iniciais foram mantidas (média de  $36,5 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Ao longo do experimento essas concentrações se mantiveram aproximadas em todos os tratamentos e em T28, final do experimento as concentrações médias observadas nos tratamentos 1 e 2 foram de  $11,5$  e  $14,0 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente e de  $25,9 \mu\text{g L}^{-1}$  no controle.

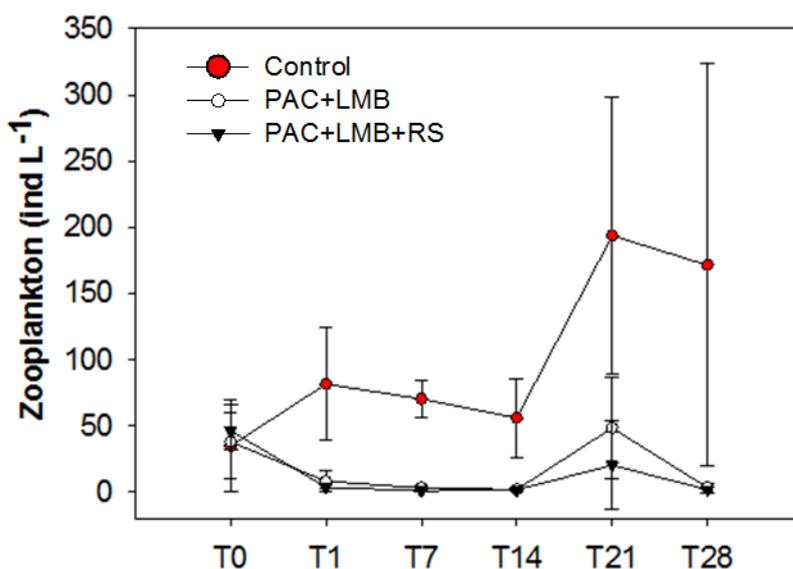


**Figure 4:** Média e desvio-padrão dos nutrientes nos diferentes tratamentos durante o experimento (T0 a T28) realizado no Reservatório do Funil, Resende, RJ. a) Nitrogênio Inorgânico dissolvido; b) Fósforo Solúvel Reativo; c) Nitrogênio Total; d) Fósforo Total. Círculos vermelhos = Controle (Control); Círculos brancos = Tratamento 1 (PAC + LMB) e Triângulos invertidos pretos = Tratamento 2 (PAC + LMB + LRS).

#### 4.5.2 Zooplâncton

A densidade zooplanctônica foi significativamente diferente ao longo do tempo ( $F_{4,36} = 6,059$ ;  $p = 0,001$ ), mas não nos tratamentos no tempo (Anexo 1). Entre os tratamentos houve diferença significativa ( $p \leq 0,001$ ) e o teste “post-hoc” indicou que os tratamentos 1 e 2 foram diferentes do controle ( $p \leq 0,001$ ; Figura 5). A abundância média do zooplâncton observada no início do experimento (T0) foi de  $40 \text{ ind L}^{-1}$  em todos os tratamentos (incluindo o controle). Logo nas primeiras 24 horas da aplicação da técnica (T1), foi observada uma

acentuada redução dessa abundância zooplanctônica nos tratamentos 1 e 2 (médias de 8 e 4 ind L<sup>-1</sup>, respectivamente), enquanto no controle a abundância média apresentou incremento (82 ind L<sup>-1</sup>). De maneira geral, ao longo do experimento todos os tratamentos (incluindo o controle) mantiveram esses valores aproximados, exceto em T21, onde apresentaram um leve incremento da abundância zooplanctônica nos tratamentos 1 e 2 (médias de 48 e 20 ind L<sup>-1</sup>, respectivamente), enquanto o controle um incremento mais acentuado (202 ind L<sup>-1</sup>). Em T28 esses valores sofreram redução novamente, principalmente nos tratamentos 1 e 2 (médias de 3 e 2 ind L<sup>-1</sup>, respectivamente), controle (médias 171 ind L<sup>-1</sup>).

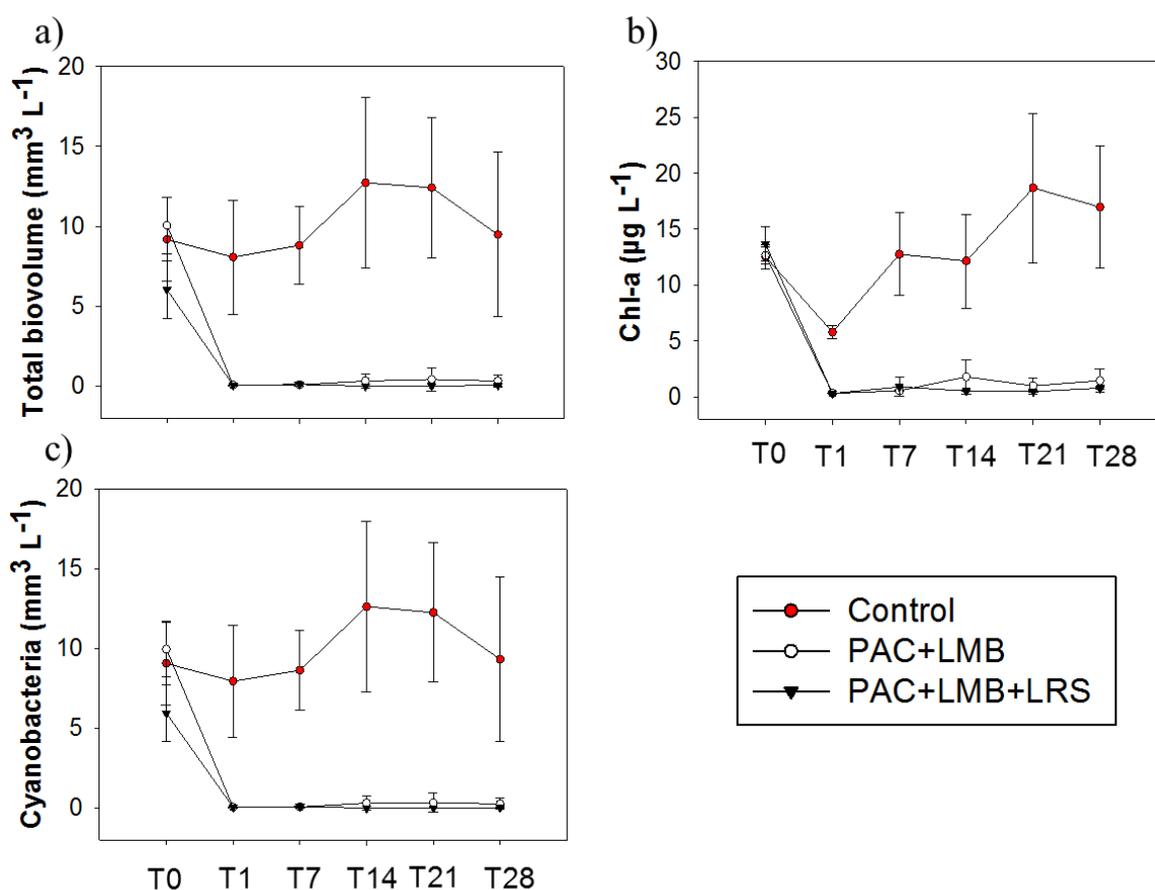


**Figure 5:** Média e desvio-padrão da abundância zooplanctônica nos diferentes tratamentos durante o experimento (T0 a T28) realizado no Reservatório do Funil, Resende, RJ. Círculos vermelhos = Controle (Control); Círculos brancos = Tratamento 1 (PAC + LMB) e Triângulos invertidos pretos = Tratamento 2 (PAC + LMB + LRS).

### 4.5.3 Fitoplâncton

O biovolume total do fitoplâncton sofreu forte redução nas primeiras 24 horas após a aplicação da técnica nos tratamentos 1 e 2, permanecendo reduzido até o final do experimento. Não foi observada diferença significativa ao longo do tempo, nem dos tratamentos no tempo (Anexo 1). Entre os tratamentos houve diferença significativa ( $p \leq 0,001$ ) e o teste “post-hoc” indicou que os tratamentos 1 e 2 apresentaram biovolumes reduzidos em relação ao controle ( $p \leq 0,001$ ) a partir de T1. Entre os tratamentos 1 e 2 não foram observadas diferenças significativas (Anexo 1; Figura 6a). O biovolume total do

fitoplâncton não foi significativamente diferente nos tratamentos ( $p= 0,070$ ) no início do experimento (T0), sendo observados biovolumes médios de  $10,062 \text{ mm}^3/\text{L}$  (tratamento 1),  $6,039 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  (tratamento 2) e  $9,185 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no controle. Quando analisados T0 (antes da aplicação da técnica) e T1 (24 horas após a aplicação da técnica), esse biovolume sofreu forte remoção no tratamento 1 ( $p \leq 0,001$ ) e tratamento 2 ( $p = 0,029$ ), mas não no controle ( $p > 0,05$ ). No T1, o biovolume fitoplanctônico médio no tratamento 1 foi de  $0,063 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  e no tratamento 2 de  $0,064 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ , enquanto no controle a média foi de  $8,067 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ . Esses valores mantiveram-se aproximados até o final do experimento (T28), onde foram observados biovolumes médios de  $0,328 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no tratamento 1,  $0,06 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no tratamento 2 e de  $9,476 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no controle.



**Figura 6:** Média e desvio-padrão a) biovolume total, b) concentrações de clorofila-*a* e de c) cianobactérias nos diferentes tratamentos durante o experimento (T0 a T28) realizado no Reservatório do Funil, Resende, RJ. Círculos vermelhos = Controle (Control); Círculos brancos = Tratamento 1 (PAC + LMB) e Triângulos invertidos pretos = Tratamento 2 (PAC + LMB + LRS); Others = euglenofíceas + dinoflagelados + zignemafíceas.

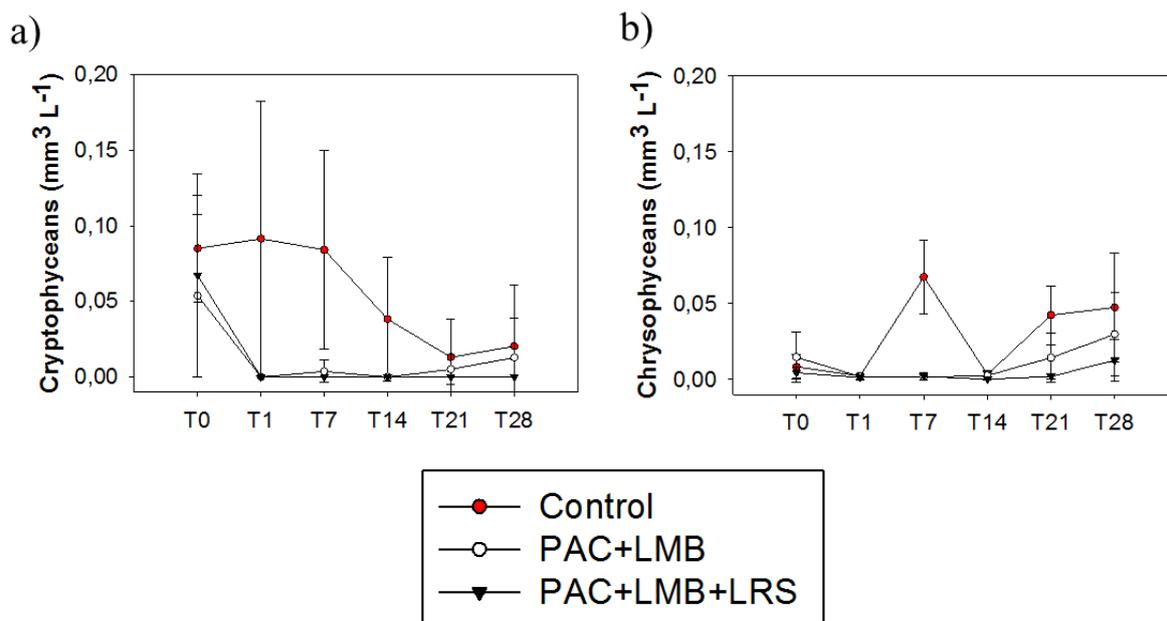
Esse padrão se refletiu nas concentrações de clorofila-*a*, que apresentaram diferença significativa ao longo do tempo ( $F_{4,36} = 11,216$ ;  $p \leq 0,001$ ), nos tratamentos no tempo ( $F_{8,36} = 3,028$ ;  $p = 0,010$ ) e entre tratamentos ( $p \leq 0,001$ ). O teste “post-hoc” indicou que os tratamentos 1 e 2 não apresentaram diferença entre si ( $p > 0,05$ ), mas sim em relação ao controle ( $p \leq 0,001$ ), Figura 6b. As concentrações médias de chl-*a* em T0 nos tratamentos, incluindo o controle foram de  $13 \mu\text{g L}^{-1}$ . 24 horas após a aplicação da técnica (T1) os tratamentos 1 e 2 apresentaram acentuada remoção de chl-*a*, sendo observadas concentrações médias de  $0,3 \mu\text{g L}^{-1}$  nos tratamentos 1 e 2, enquanto no controle de  $5,8 \mu\text{g L}^{-1}$ . No decorrer do experimento, as concentrações de chl-*a* mantiveram-se reduzidas nos tratamentos 1 e 2, sendo observado um leve incremento no T14 do tratamento 1 ( $1,8 \mu\text{g L}^{-1}$ ), com ligeira redução novamente em T21. O controle apresentou uma tendência ao incremento ao longo do tempo, atingindo um pico em T21 ( $18,7 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Ao final do experimento (T28), as concentrações médias de chl-*a* foram de  $1,5 \mu\text{g L}^{-1}$  (tratamento 1),  $0,8 \mu\text{g L}^{-1}$  (tratamento 2) e  $17,0 \mu\text{g L}^{-1}$  (controle).

Com relação aos diferentes grupos fitoplanctônicos, as cianobactérias sofreram forte redução nas primeiras 24 horas após a aplicação da técnica nos tratamentos 1 e 2, permanecendo reduzido até o final do experimento. Não foram observadas diferenças significativas ao longo do tempo, nem nos tratamentos no tempo (Anexo 1). Entre os tratamentos ocorreu diferença significativa ( $p \leq 0,001$ ) e o teste “post-hoc” indicou que os tratamentos 1 e 2 não foram diferentes entre si ( $p > 0,05$ ), mas sim em relação ao controle ( $p \leq 0,001$ ), figura 6c. Em T0, o biovolume médio de cianobactérias foi de  $9,976 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no tratamento 1,  $5,951 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no tratamento 2 e de  $9,069 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no controle. No T1 houve acentuada redução desse biovolume de cianobactérias nos tratamentos 1 ( $0,058 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ ) e 2 ( $0,056 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ ), enquanto no controle manteve-se elevado ( $7,956 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ ). Seguindo o padrão do biovolume total e da chl-*a*, esses valores foram mantidos durante todo o experimento, sendo observados ao final do experimento (T28), biovolumes médios de  $0,271 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no tratamento 1,  $0,037 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no tratamento 2 e de  $9,336 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no controle.

O fitoplâncton eucarioto apresentou biovolume reduzido em todos os tratamentos (incluindo o controle) do início ao fim do experimento (T0 a T28). Dentre os flagelados, as criptofíceas que apesar do reduzido biovolume inicial (T0 = valores médios de  $0,068 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ ) também foram removidas em T1 (24h após a aplicação da técnica) para zero nos tratamentos 1 e 2, enquanto no controle se manteve com valores aproximados aos de T0 (Figura 7a). Esse biovolume se manteve aproximado nos tratamentos 1 e 2 até o final do experimento, exceto a partir de T21, onde o tratamento 1 demonstrou leve tendência ao

incremento acompanhado pelo controle, que foi precedido de redução gradual do biovolume desde T7. Em T28, o biovolume médio observado de criptofíceas foi de  $0,013 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no tratamento 1, zero no tratamento 2 e  $0,020 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no controle. A ANOVA de medidas repetidas indicou que não houve diferença significativa ao longo do tempo, nem nos tratamentos no tempo (Anexo 1). Houve diferença significativa entre os tratamentos ( $p = 0,004$ ) e o teste “post-hoc” indicou que os tratamentos 1 ( $p = 0,011$ ) e 2 ( $p = 0,006$ ) apresentaram menores biovolumes em comparação ao controle (Anexo 1).

As crisofíceas apresentaram biovolumes iniciais ainda mais reduzidos ( $T_0 =$  média de  $0,008 \text{ mm}^3/\text{L}$ ). Em T1 o biovolume médio em todos os tratamentos, incluindo o controle foram ainda mais reduzidos, figura 7b. Os tratamentos 1 e 2 mantiveram esse padrão até o T14, onde foram observadas tendências ao incremento até o T28 (final do experimento). O controle apresentou maior flutuação do biovolume a partir de T1, sendo observado um pico em T7 seguido de novo decréscimo e da mesma maneira que os tratamentos 1 e 2, tendência ao incremento a partir de T14. Em T28 os biovolumes médios de crisofíceas foram de  $0,030 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no tratamento 1, de  $0,013 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no tratamento 2 e de  $0,047 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no controle. Foram observadas diferenças significativas ao longo do tempo ( $F_{1,76} = 10,526$ ;  $p = 0,002$ ), nos tratamentos no tempo ( $F_{3,51} = 5,333$ ;  $p = 0,008$ ), e entre os tratamentos ( $p = 0,003$ ). O teste “post-hoc” indicou que os tratamentos 1 ( $p = 0,012$ ) e 2 ( $p = 0,003$ ) apresentaram menor biovolume em relação ao controle (Anexo 1). Durante o experimento o controle apresentou um incremento em T7 ( $0,068 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ ), com nova redução em T14. De maneira geral, a partir de T21, todos os tratamentos demonstraram tendência ao incremento dos biovolumes médios.



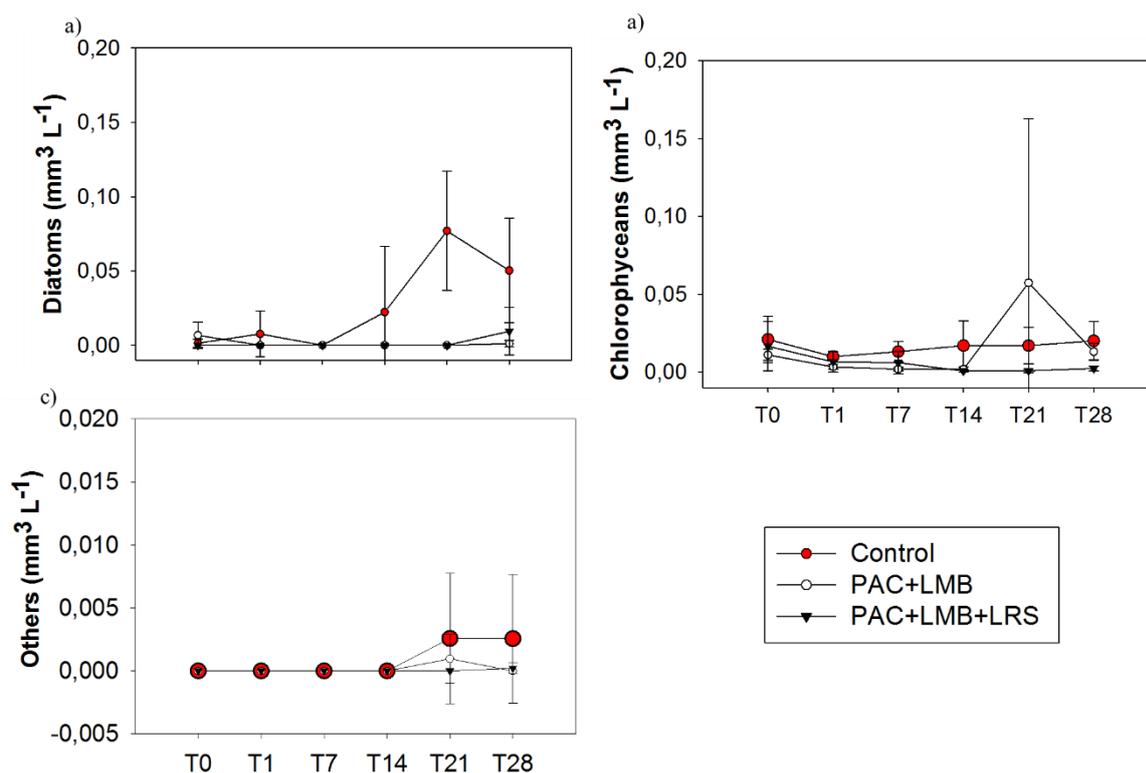
**Figura 7:** Média e desvio-padrão do fitoplâncton flagelado nos diferentes tratamentos durante o experimento (T0 a T28) realizado no Reservatório do Funil, Resende, RJ. **a)** criptofíceas; **b)** crisofíceas. Círculos vermelhos = Controle (Control); Círculos brancos = Tratamento 1 (PAC + LMB) e Triângulos invertidos pretos = Tratamento 2 (PAC + LMB + LRS); Others = euglenofíceas + dinoflagelados + zignemafíceas.

Diatomáceas, clorofíceas e outros grupos (euglenofíceas, dinoflagelados e zignemafíceas) apresentaram biovolumes bastante reduzidos e com pouca expressividade no início do experimento. Em T0, o biovolume médio de diatomáceas nos tratamentos, variou de 0 (tratamento 2) a  $0,007 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1}$  (tratamento 1), com média de  $0,003 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1}$ . Em T1 ambos os tratamentos apresentaram biovolume 0, enquanto no controle um biovolume médio de  $0,008 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1}$ . Durante o experimento, os tratamentos 1 e 2 apresentaram o mesmo padrão, enquanto o controle apresentou leve incremento no biovolume médio de T14 a T21, com ligeira redução em T28, sendo observados valores médios de  $0,001$  e  $0,009 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1}$  nos tratamentos 1 e 2, respectivamente e de  $0,05 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1}$  no controle (figura 8a). Foram observadas diferenças significativas ao longo do tempo ( $F_{2,36} = 4,380$ ;  $p = 0,021$ ) e nos tratamentos no tempo ( $F_{4,73} = 3,757$ ;  $p = 0,015$ ). Entre os tratamentos também ocorreu diferença significativa ( $p = 0,001$ ) e o teste “post-hoc” indicou que os tratamentos 1 e 2 foram semelhantes entre si ( $p > 0,005$ ; Anexo 1) e com menores biovolumes, quando comparados ao controle ( $p = 0,001$  e  $p = 0,002$ , respectivamente).

As clorofíceas não apresentaram diferença significativa ao longo do tempo, nem nos tratamentos no tempo, nem entre os tratamentos (Anexo 1; Figura 8b). Em T0, o biovolume

médio de clorófitas foi de  $0,016 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  em todos os tratamentos, incluindo o controle. A partir de T1, os valores se mantiveram aproximados a essa média durante todo o experimento, exceto em T21, onde o tratamento 1 apresentou um leve incremento, chegando a atingir um biovolume médio de  $0,057 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ . No entanto, em T28 esse biovolume voltou a apresentar redução, sendo observados biovolumes médios de  $0,013 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  no tratamento 1, enquanto no tratamento 2 o biovolume médio foi de  $0,002 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$  e no controle de  $0,020 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ .

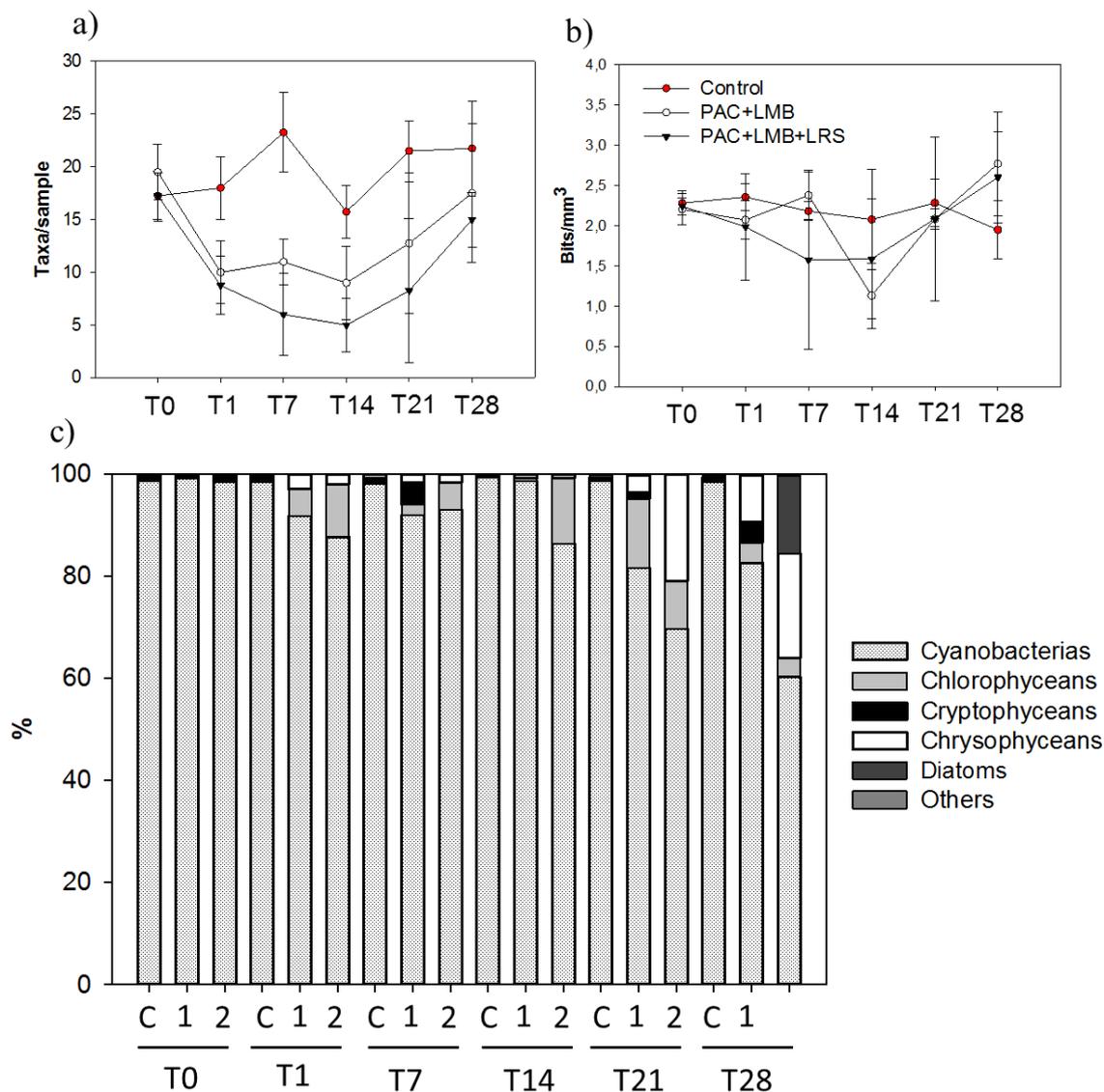
Os demais grupos fitoplactônicos (euglenófitas, dinoflagelados e zignemafíceas) presentes no Reservatório do Funil, foram reunidos e denominados como outros. Esse grupo apresentou biovolumes reduzidos, sem diferença significativa ao longo do tempo, nem nos tratamentos no tempo e nem entre os tratamentos (Anexo 1; Figura 8c). O biovolume médio desse grupo variou entre zero (T0 e T1 nos tratamentos, incluindo o controle) e  $0,003 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ , no controle no T28.



**Figura 8:** Média e desvio-padrão das **a)** diatomáceas, **b)** clorófitas e **c)** outros grupos (Others = euglenófitas + dinoflagelados + zignemafíceas) nos diferentes tratamentos durante o experimento (T0 a T28) realizado no Reservatório do Funil, Resende, RJ. Círculos vermelhos = Controle (Control); Círculos brancos = Tratamento 1 (PAC + LMB) e Triângulos invertidos pretos = Tratamento 2 (PAC + LMB + LRS).

A riqueza de táxons apresentou diferença significativa ao longo do tempo ( $F_{4,36} = 7,224$ ;  $p \leq 0,001$ ), mas não nos tratamentos no tempo (Anexo 1). Entre os tratamentos houve diferença significativa ( $p \leq 0,001$ ) e o teste “post-hoc” indicou que os tratamentos 1 e 2 foram similares entre si (Anexo 1) e com uma riqueza significativamente menor ( $p = 0,002$  e  $p \leq 0,001$ , respectivamente) em relação ao controle. Em T0 a riqueza média de táxons nos tratamentos, incluindo o controle foi de 18 táxons/amostra. Em T1 (24 horas após a aplicação da técnica) os tratamentos 1 e 2 apresentaram redução da riqueza (10 e 9 táxons/amostra, respectivamente), enquanto o controle manteve valores aproximados a média de T0 (18 táxons/amostra). De maneira geral, a riqueza de táxons mostrou uma tendência ao aumento a partir de T14 em todos os tratamentos, incluindo o controle e em T28, a riqueza média observada foi de 18 táxons/amostra no tratamento 1, 15 no tratamento 2 e 22 no controle, figura 9a.

A diversidade de espécies foi significativamente diferente ao longo do tempo ( $F_{4,36} = 4,155$ ;  $p = 0,007$ ), mas sem diferença nos tratamentos no tempo e entre tratamentos (Anexo 1; Figura 9b). Em T0, a diversidade média em ambos os tratamentos e controle foi de 2,3 bits  $\text{mm}^{-3}$ , figura 9b. A partir de T1 todos os tratamentos mantiveram valores médios aproximados, exceto em T14, onde o tratamento 1 apresentou os menores valores para a diversidade (1,1 bits  $\text{mm}^{-3}$ ). Ao final do experimento (T28), os tratamentos 1 e 2 apresentaram uma maior diversidade (2,8 e 2,6 bits  $\text{mm}^{-3}$ , respectivamente), quando comparados ao controle (1.9 bits  $\text{mm}^{-3}$ ).



**Figura 9:** Média e desvio-padrão da **a)** Riqueza de táxons, **b)** Diversidade de espécies e **c)** contribuição relativa das classes fitoplanctônicas nos diferentes tratamentos durante o experimento (T0 a T28) realizado no Reservatório do Funil, Resende, RJ. Círculos vermelhos = C = Controle (Control); Círculos brancos = Tratamento 1 = 1 (PAC + LMB) e Triângulos invertidos pretos = Tratamento 2 = 2 (PAC + LMB + LRS).

Com relação a contribuição dos diferentes grupos do fitoplâncton para o biovolume total, foi observado que as cianobactérias continuaram dominando o biovolume fitoplanctônico mesmo após a aplicação da técnica (Figura 9c), representadas principalmente por *Raphidiopsis raciborskii* (*Cylindrospermopsis raciborskii*) e pelo complexo *Microcystis* spp. (dados não mostrados). No início do experimento, antes da aplicação da técnica (T0), essas cianobactérias juntamente com *Dolichospermum circinalis* representavam 99% do biovolume total fitoplanctônico em todos os tratamentos. Ao final do experimento (T28)

foi observada redução nos tratamentos 1 e 2 (83 e 60%, respectivamente), indicando um aumento na contribuição de outros grupos do fitoplâncton, enquanto no controle a elevada contribuição de cianobactérias (99%) continuou a ser observada. Essa tendência a maiores contribuições de outros grupos ocorreu a partir de T21, principalmente para clorofíceas, flagelados (crisofíceas e criptofíceas) nos tratamentos 1 e 2 e diatomáceas no tratamento 2 (Figura 9c).

## 4.6 Discussão

Nosso experimento em mesocosmos confirmou a eficiência da técnica “flock & lock” na remoção do fósforo e de cianobactérias da coluna d’água do reservatório do Funil, conforme nossa primeira hipótese. Essa remoção ocorreu com a aplicação de baixa dose de cloreto de polialumínio (PAC), quando combinado somente com a bentonita modificada com lantânio (LMB- Phoslock®), e quanto combinado com LMB e solo vermelho local (LRS) associados. No entanto, nossa segunda hipótese de reestruturação da comunidade fitoplanctônica, sem a dominância de cianobactérias e com maior contribuição de outros grupos de algas planctônicas ao final do experimento não pôde ser confirmada, uma vez que após a aplicação dos tratamentos o biovolume fitoplanctônico se manteve reduzido até o final do experimento e ainda dominado por cianobactérias. Além disso, foram observadas apenas leves tendências do aumento relativo da contribuição dos diferentes grupos taxonômicos nesses tratamentos, podendo ser verificado um aumento da diversidade somente ao final do experimento (T28). Esse resultado não só contrasta com o esperado, mas também gera outros questionamentos como por exemplo se a comunidade fitoplanctônica necessitaria de mais tempo para se reestruturar, ou mesmo se o crescimento fitoplanctônico estaria sendo limitado por P (SRP <10 µg /L, Sas, 1989; Kolzau et al., 2014).

No início do experimento (T0) a maior parte do fósforo presente na coluna d’água estava na forma particulada, ou seja, dentro das células de cianobactérias, como observado em outros estudos (Oosterhout and Lurling 2013; Copetti et al., 2016). Nesse sentido, a acentuada redução da biomassa de cianobactérias foi refletida na redução das concentrações do fósforo total também observada já nas primeiras 24 horas após a aplicação da técnica (T1), tendo atingido valores mínimos ainda na primeira semana (T7). Esse resultado corrobora com estudos anteriores onde foi observada a elevada capacidade de remoção de cianobactérias e de fósforo a partir da aplicação da técnica “flock & lock” tanto em

microcosmos (Noyma et al., 2016; Magalhães et al., 2017), quanto em ambientes naturais (van Oosterhout & Lürling, 2011; Lürling & van Oosterhout, 2013; Waajen et al., 2016).

Diversas técnicas de geoengenharia podem ser empregadas para controle do P e mitigação dos efeitos da eutrofização (Lurling et al., 2016), sendo que estudos em mesocosmos utilizando a técnica “flock & lock” ainda são escassos, principalmente no Brasil. De maneira geral, sabe-se que a aplicação em separado tanto do PAC, como da Bentonita modificada com lantânio (LMB) são eficientes na remoção do fósforo da coluna d’água, tanto em mesocosmos (Yamada-ferraz et al., 2015; Araujo et al., 2016), quanto em ambientes naturais (Jančula & Maršálek, 2012; Bishop et al., 2014; Bishop & Richardson, 2018; Kasprzak et al., 2018). Entretanto, a eficácia no uso desses produtos parece ser aumentada quando aplicados em combinação, já que juntos conseguem efetivamente flocular, sedimentar e bloquear junto ao sedimento também as células de cianobactérias que flutuam (presença de aerótopos) e que são consideradas fontes de fósforo na coluna d’água em eventos de florações (van Oosterhout & Lurling, 2011; Lurling et al., 2016; Miranda et al., 2017; Noyma et al., 2017; Sadeghi et al., 2019).

Ao remover as frações de fósforo incorporadas a biomassa de cianobactérias, a disponibilidade desse nutriente na coluna d’água tende a diminuir (Lürling & van Oosterhout, 2013), podendo levar as concentrações de fósforo solúvel reativo (SRP) a níveis limitantes ao crescimento do fitoplâncton ( $<10 \mu\text{g/L}$  -  $0,1-0,2 \mu\text{mol}$ ; Sas, 1989; Kolzau et al., 2014). Durante nosso experimento, após a aplicação da técnica, os valores de SRP foram mantidos em níveis aproximados à metade dessa concentração (limite de detecção do aparelho de medição) e os de fósforo total à concentrações médias próximas a  $10 \mu\text{g/L}$ . Nesse sentido, é razoável pensar que a comunidade fitoplanctônica tenha sido fortemente influenciada pela reduzida disponibilidade deste nutriente nos mesocosmos que receberam os tratamentos, até o final do período de estudo. Com relação ao DIN, as concentrações foram sempre elevadas, não sendo limitantes ao crescimento fitoplanctônico ( $> 100 \mu\text{g/L}$ , Reynolds, 1997; Kolzau et al., 2014).

Um dos problemas apontados no uso de compostos a base de Al é a redução do pH, que em valores abaixo de 5,5-6,0 libera a forma trivalente ( $\text{Al}^{3+}$ ) do alumínio que é tóxico para a biota aquática (Gibbs & Hickey, 2018). A redução do pH observada na superfície, 24 horas após a aplicação da técnica (T1) nos tratamentos 1 (PAC + LMB) e 2 (PAC + LMB+ LRS) mesmo que em baixas doses de PAC ( $4 \text{ mg/L}$ ), pode estar associada a essa dificuldade imediata de homogeneização do produto na coluna d’água no interior dos mesocosmos, já que medições realizadas com sonda no meio da coluna d’água dos mesocosmos e próximas

ao fundo indicaram valores mais elevados de pH, tendendo a neutralidade em direção ao fundo (dados não mostrados), o que foi observado em toda a coluna d'água ainda dentro da mesma semana do experimento (T7). Estudos indicam que com o aumento da dose de PAC ( $\geq 8$  mg/L) o pH tende a diminuir (Miranda et al., 2017; Noyma et al., 2017; Kasprzak et al., 2018), o que sugere que a dose de 4mg/L aplicada no Funil não justificaria a redução no pH. Nesse sentido, ainda assim é aconselhável a aplicação de uma substância que tampona o pH para evitar eventuais problemas com sua redução (Van Oosterhout & Lürling, 2011; Gibbs & Hickey, 2018). Cabe ressaltar que após observada essa redução do pH foram realizados testes de laboratório nas mesmas concentrações de PAC com água do reservatório do Funil e as amostras foram analisadas ao microscópio, não tendo sido evidenciadas alterações morfológicas das morfoespécies fitoplanctônicas presentes no reservatório de estudo.

No início do experimento em mesocosmos no reservatório do Funil, 99% do biovolume total representado por cianobactérias filamentosas e coloniais, tais como *Raphidiopsis raciborskii* (*Cylindrospermopsis raciborskii*), *Dolichospermum circinale* e complexo *Microcystis* spp. (grupo formado por células isoladas e coloniais de representantes do gênero), foi removido nas primeiras 24 horas após a aplicação da técnica. Para *Raphidiopsis raciborskii*, estudos em laboratório utilizando a aplicação de PAC + LMB, evidenciaram uma efetiva remoção e inibição do crescimento de três diferentes cepas (Araujo et al., 2018). O uso apenas de PAC, independente do lastro utilizado, foi também eficiente na remoção deste táxon em experimentos de laboratório usando água de um sistema artificial apresentando, entretanto, melhor resultado quando acrescido de um lastro (adsorvente de fósforo), sedimentando rapidamente cianobactérias que flutuam (Miranda et al., 2017). Em experimento em mesocosmos utilizando a técnica “flock & sink” (floculação e sedimentação de cianobactérias) com água do nosso ambiente de estudos (reservatório do Funil) foi demonstrado que a aplicação de baixa dose de PAC combinada com LMB ou com LRS foi eficiente na floculação e sedimentação de cianobactérias, incluindo *Microcystis aeruginosa*, *Dolichospermum circinale* e *Raphidiopsis raciborskii* (Noyma et al., 2016). Em outro experimento de “flock & sink” realizado com água de uma lagoa costeira salobra hipereutrófica também foi demonstrado que a aplicação de baixa dose de coagulante (PAC) em associação com o adsorvente de fósforo (LRS) floculou e sedimentou eficientemente as cianobactérias *Microcystis aeruginosa* (colonial) e *Planktothrix agardhii* (filamentosa), ambas formadoras de densas florações (Magalhães et al., 2016). Lucena Silva et al. (2019) também através de experimento de “flock & sink” com água de um reservatório eutrófico no Semiárido brasileiro, avaliaram variados floculantes e adsorventes de fósforo em fase sólida e

demonstraram que espécies filamentosas de cianobactérias, entre elas *Raphidiopsis raciborskii*, *Geitlerinema amphibium*, *Planktothrix agardhii* e *Pseudanabaena catenata* foram eficientemente removidas com a aplicação do PAC sozinho ou combinado com LMB, sem a liberação de toxinas para a meio.

Além da remoção do fósforo e de cianobactérias da coluna d'água, a técnica “flock & lock” também apresentou efeitos duradouros, uma vez que a biomassa de cianobactérias se manteve reduzida até o final do experimento. Esses resultados corroboram com os encontrados por Lürling & van Oosterhout (2013), em um lago natural na Holanda, onde conseguiram modificar o estado trófico do sistema, passando este de hiper/eutrófico para oligo/mesotrófico ao reduzirem as concentrações de fósforo e de cianobactérias filamentosas da massa d'água por um longo período (2008 a 2013). Resultados semelhantes foram evidenciados em outro lago natural (De Kuil, nos países baixos), que apresentava dominância de cianobactérias coloniais e filamentosas e que após aplicada a técnica foi verificada a redução de clor-*a* e do fósforo entre 2009 e 2014 (Waajen et al., 2015).

Argilas modificadas, dentre elas a LMB (Phoslock®) tem sido largamente utilizada para o controle do P e dos efeitos da eutrofização (Lurling et al., 2016). Esse material apresenta uma capacidade de adsorção de P mais elevada em relação a materiais naturais (Gibbs et al., 2010; Noyma et al., 2016), mas seu elevado valor tende a ser um fator limitante, o que tem gerado interesse crescente no desenvolvimento de alternativas mais baratas (Mucci et al., 2018). O LRS (solo vermelho local), uma argila natural rica em ferro (Fe) e predominante no tipo de solo das margens do ambiente de estudos, já foi apontou boa performance na adsorção de fósforo (Noyma et al., 2016), entretanto sua susceptibilidade ao efeito redox em condições anóxicas tem sido questionada (Mucci et al., 2018). Em nosso experimento, a combinação de LMB com o LRS parece não ter afetado negativamente a eficácia da técnica “flock & lock”, uma vez que tanto no tratamento 1 (PAC + LMB), quanto no tratamento 2 (PAC + LMB + LRS), a biomassa de cianobactérias foi removida com eficiência e mantendo-se com valores reduzidos e semelhantes durante todo o período do experimento ( $p > 0,05$ ).

Estudos que avaliaram a resposta da comunidade fitoplanctônica à aplicação das técnicas de geoengenharia são extremamente escassos e o que se sabe até o momento é que a aplicação somente de LMB tende a favorecer uma maior contribuição de outros grupos do fitoplâncton, dentre eles diatomáceas, crisofíceas e clorofíceas (Yamanda-ferraz et al., 2015;

Bishop et al., 2014; Bishop & Richardson, 2018). Em nosso experimento, a rápida redução de cianobactérias, que no início do experimento correspondia a 99% da biomassa do fitoplâncton, manteve-se reduzida nos tratamentos 1 e 2 durante todo o período experimental (~ 30 dias) e, no final, a maior contribuição de outros grupos do fitoplâncton foi refletida na maior diversidade. Uma explicação para isso pode estar associada a redução da turbidez em consequência da remoção das células de cianobactérias (Oosterhout & Lürling, 2011), que tende a aumentar a disponibilidade de luz subaquática, possibilitando assim a abertura de novos nichos para aqueles grupos em estágios iniciais de colonização (Brasil & Huszar, 2011; Lang et al., 2016).

Os biovolumes pouco expressivos das clorofíceas, diatomáceas e outros grupos no início do experimento (T0) não permitiram conclusões mais robustas sobre o efeito da técnica sobre essas classes, sendo apenas possível observar que o aumento das clorofíceas próximo ao final do experimento (T21), foi representado por um morfotipo de rápido crescimento (Reynolds et al., 2002). No entanto, a maior abundância do zooplâncton também em T21 pode ter sido a causa da acentuada redução dessa alga ao final do experimento (T28), já que essa clorofícea apresenta um tamanho adequado ao consumo pelo zooplâncton e portanto, elevada susceptibilidade à herbivoria (Reynolds et., 2002; Colina et al., 2016; Kruk & Segura, 2012).

Dentre os flagelados, as criptofíceas, que apesar da remoção sofrida 24 horas após a aplicação da técnica em ambos os tratamentos 1 e 2, também apresentaram esse padrão de tendência à maiores contribuições para o biovolume total fitoplanctônico, conforme observado para a classe das crisofíceas ao final do experimento, principalmente no tratamento 1. Essa tendência ao incremento pode estar relacionada a capacidade desses organismos de obter fontes alternativas de nutrientes (Hammer et al., 2002; Litchman et al., 2007; Kruk & Segura, 2012), já que o fitoplâncton esteve limitado por fósforo durante todo o experimento.

Em síntese, estudos em mesocosmos são de extrema importância, visto que conseguem resultados mais próximos às condições naturais do sistema avaliado. No experimento no reservatório do Funil, o uso da técnica “flock & lock” se mostrou eficiente na remoção de fósforo e biomassa de cianobactérias da coluna d’água ao longo de todo o experimento. Essa remoção levou ao aumento da disponibilidade de luz subaquática, que pode ter favorecido o incremento da contribuição de outros grupos fitoplanctônicos e da diversidade de espécies mais ao final do experimento. Além disso, entre os compostos utilizados, as vantagens do PAC está em sua elevada capacidade de floculação e remoção do fósforo da coluna d’água, sob ampla faixa de pH, com menor custo para a coagulação de

partículas em suspensão na massa d'água. Com relação a LMB (Phoslock®), além de também eficiente em uma ampla faixa de pH, atua bem tanto em condições aeróbicas, quanto anaeróbicas, não apresentando toxicidade a biota aquática. Cabe destacar também que LRS, uma argila natural rica em ferro e alumínio, tem como principal vantagem, ser um material abundante na natureza, podendo ser retirado muitas vezes de bancos próximos às margens dos sistemas aquáticos. Nossos resultados indicam que a aplicação combinada do PAC somente com LMB (tratamento 1) é eficiente na remoção de P e de cianobactérias da coluna d'água e a adição de LRS na combinação do tratamento 2 não influenciou essa capacidade de remoção, podendo ser uma alternativa para a redução do custo do tratamento e melhoria da qualidade da água do reservatório do Funil. Cabe ressaltar que um dos principais pressupostos para o sucesso na aplicação desta técnica é a redução das fontes externas de fósforo, que aliada a uma análise sistêmica do ambiente tende a gerar uma melhor compreensão da dinâmica do fósforo e das forças que governam a biota presente. Cada ambiente possui características únicas que os define e governa e isso tende a ser de grande importância na escolha da melhor técnica para mitigar os efeitos da eutrofização.

#### 4.7 Referências

- Araújo, F., Becker, V., Attayde, J.L. 2016. Shallow lake restoration and water quality management by the combined effects of polyaluminium chloride addition and benthivorous fish removal: a field mesocosm experiment. **Hydrobiologia**, 778 (1): 243-252.
- Araújo, F., Van Oosterhout, F., Becker, V., Attayde, J.L., Lürling, M. 2018. Effects of polyaluminum chloride and lanthanum-modified bentonite on the growth rates of three *Cylindrospermopsis raciborskii* strains. **PLoS one**, 13 (4).
- Bartram, J., Chorus, I. 1999. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. CRC Press.
- Bishop, W. M., McNabb, T., Cormican, I., Willis, B. E., Hyde, S. 2014. Operational evaluation of Phoslock phosphorus locking technology in Laguna Niguel Lake, California. **Water, Air, & Soil Pollution**, 225 (7): 2018.
- Bishop, West M.; Richardson, Robert J. 2018. Influence of Phoslock® on legacy phosphorus, nutrient ratios, and algal assemblage composition in hypereutrophic water resources. **Environmental science and pollution research**, 25 (5): 4544-4557.
- Carmichael, W. W. 2001. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: “The CyanoHABs”. **Human and ecological risk assessment: An International Journal**, 7 (5): 1393-1407.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological applications**, 8 (3): 559-568.

- Carpenter, S. R. 2008. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 105 (32): 11039-11040.
- Cavalcante, H., Araújo, F., Noyma, N. P., Becker, V. 2018. Phosphorus fractionation in sediments of tropical semiarid reservoirs. **Science of the Total Environment**, 619: 1022-1029.
- Codd, G.A. 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological engineering**, 16 (1): 51-60.
- Codd, G.A., Morrison, L.F., Metcalf, J.S. 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. **Toxicology and applied pharmacology**, 203 (3): 264-272.
- Cole, G. 1994. Textbook of limnology. 2<sup>nd</sup> ed., Saint Louis: The C.V. Mosby. 283 pp.
- Colina, M., Calliari, D., Carballo, C., Kruk, C. 2016. A trait-based approach to summarize zooplankton–phytoplankton interactions in freshwaters. **Hydrobiologia**, 767 (1): 221-233.
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A., Nichols, S.A. 2005. **Restoration and Management of Lakes and Reservoirs**. 3<sup>rd</sup> ed., Boca Raton: CRC Press.
- Dias, J.B., Huszar, V.L.M. 2011. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, 15 (4): 799-834.
- Dittmann, E., Wiegand, C. 2006. Cyanobacterial toxins—occurrence, biosynthesis and impact on human affairs. **Molecular nutrition & food research**, 50 (1): 7-17.
- Ferrão-Filho, A.S., Soares, M.C., Rocha, M.I.A., Magalhães, V.F., Azevedo, S.M.F.O. 2009. Florações de Cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: Dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton. **Oecologia Brasiliensis**, 13 (2): 346-365.
- Gibbs, M.M., Hickey, C.W. 2018. Flocculants and Sediment Capping for Phosphorus Management. In **Lake Restoration Handbook**, Springer, Cham., 207-265.
- Hammer, A., Schumann, R., Schubert, H. 2002. Light and temperature acclimation of *Rhodomonas salina* (Cryptophyceae): photosynthetic performance. **Aquatic Microbial Ecology**, 29 (3): 287-296.
- Hillebrand, H., Dürselen, C. D., Kirschtel, D., Pollinger, U., Zohary, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, 35 (2): 403-424.
- Hoek, C., Mann, D., Jahns, H. M. 1995. **Algae: an introduction to phycology**. United Kingdom, Cambridge University Press, 640p.
- Huisman, J., Codd, G.A., Paerl, H.W., Ibelings, B.W., Verspagen, J.M., Visser, P.M. 2018. Cyanobacterial blooms. **Nature Reviews Microbiology**, 16 (8): 471.
- Jančula, D., Maršálek, B. 2012. Seven years from the first application of polyaluminium chloride in the Czech Republic—effects on phytoplankton communities in three water bodies. **Chemistry and Ecology**, 28 (6): 535-544.
- Jeppesen, E., Kristensen, P., Jensen, J. P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Lauridsen, T. 1991. Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow, eutrophic Danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. **Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia**, 48 (1): 127-148.
- Kasprzak, P., Gonsiorczyk, T., Grossart, H. P., Hupfer, M., Koschel, R., Petzoldt, T., Wauer, G. 2018. Restoration of a eutrophic hard-water lake by applying an optimised dosage of poly-aluminium chloride (PAC). **Limnologia**, 70: 33-48.
- Kolzau, S., Wiedner, C., Rücker, J., Köhler, J., Köhler, A., Dolman, A.M. 2014. Seasonal patterns of nitrogen and phosphorus limitation in four German lakes and the predictability of limitation status from ambient nutrient concentrations. **PLoS ONE**, 9: e96065.

- Komárek, J., Anagnostidis, K. 2005. Cyanoprocarvota. 2. Teil Oscillatoriales. In: Büdel, B., Krienitz, L., Gärtner, G., Schagerl M. (Eds.). **Subwasserflora von Mitteleuropa**, Stuttgart: Gustav Fisher, Jena, 19 (2): 1-759.
- Komárek, J., Kaštovský, J., Mareš, J., Johansen, J. 2014. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. **Preslia**, 86: 295–335.
- Kruk, C., Segura, A.M. 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. **Hydrobiologia**, 191–202.
- Lang, P., Meis, S., Prochazkova, L., Carvalho, L., Mackay, E.B., Woods, H.J., Spears, B.M. 2016. Phytoplankton community responses in a shallow lake following lanthanum-bentonite application. **Water research**, 97: 55-68.
- Le Moal, M., Gascuel-Oudou, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Étrillard, C., Levain, A., Pinay, G. 2019. Eutrophication: A new wine in an old bottle? **Science of the Total Environment**, 651: 1-11.
- Litchman, E., Klausmeier, C.A., Schofield, O.M., Falkowski, P.G. 2007. The role of functional traits and trade-offs in structuring phytoplankton communities: scaling from cellular to ecosystem level. **Ecology Letters**, 10 (12): 1170–1181.
- Lund, J.W.G., Kipling, C., Le Creen, E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiologia**, 11 (2): 143-170.
- Lürling, M., Van Oosterhout, F. 2013. Case study on the efficacy of a lanthanum-enriched clay (Phoslock®) in controlling eutrophication in Lake Het Groene Eiland (The Netherlands). **Hydrobiologia**, 710 (1): 253-263.
- Lürling, M., Mackay, E., Reitzel, K., Spears, B.M. 2016. Editorial – A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. **Water research**, 97: 1-10.
- Mackay, E.B., Maberly, S.C., Pan, G., Reitzel, K., Bruere, A., Corker, N., Huser, B. 2014. Geoengineering in lakes: welcome attraction or fatal distraction? **Inland Waters**, 4 (4): 349-356.
- Magalhães, L., Noyma, N.P., Furtado, L.L., Mucci, M.N.T., van Oosterhout, F., Huszar, V.L.M., Marinho, M.M., Lürling, M. 2017. Efficacy of coagulants and ballast compounds in removal of cyanobacteria (*Microcystis*) from water of the tropical lagoon Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brazil). **Estuaries and coasts**, 40 (1): 121-133.
- Marsden, M.W. 1989. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. **Freshwater biology**, 21 (2): 139-162.
- Miranda, M., Noyma, N., Pacheco, F.S., Magalhães, L., Pinto, E., Santos, S., Marinho, M.M. 2017. The efficiency of combined coagulant and ballast to remove harmful cyanobacterial blooms in a tropical shallow system. **Harmful algae**, 65: 27-39.
- Molen, D.T., Boers, P.C.M. 1994. Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. In: **Nutrient Dynamics and Biological Structure in Shallow Freshwater and Brackish Lakes**. Springer, Dordrecht, 379-389.
- Noyma, N.P., Magalhaes, L., Furtado, L.L., Mucci, M., van Oosterhout, F., Huszar, V.L.M., Lürling, M. 2016. Controlling cyanobacterial blooms through effective flocculation and sedimentation with combined use of flocculants and phosphorus adsorbing natural soil and modified clay. **Water research**, 97: 26-38.
- Noyma, N.P., Magalhães, L., Miranda, M., Mucci, M., van Oosterhout, F., Huszar, V.L.M., Lürling, M. 2017. Coagulant plus ballast technique provides a rapid mitigation of cyanobacterial nuisance. **PloS one**, 12 (6).

- Oliveira, J.N.P. 2017. **Aplicação da geoengenharia como ferramenta para controle de florações de algas e da fertilização interna de fósforo em um ecossistema aquático eutrofizado**. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. 126p. Tese
- O'neil, J.M., Davis, T.W., Burford, M.A., & Gobler, C.J. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. **Harmful algae**, 14: 313-334.
- Paerl, H.W., Otten, T.G. 2013. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. **Microbial ecology**, 65 (4): 995-1010.
- Paludan, C., Jensen, H. S. 1995. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediment: significance of humic acids. **Wetlands**, 15 (4): 365-373.
- Peng, L., Lei, L., Xiao, L., Han, B. 2019. Cyanobacterial removal by a red soil-based flocculant and its effect on zooplankton: an experiment with deep enclosures in a tropical reservoir in China. **Environmental Science and Pollution Research**, 26 (30): 30663-30674.
- Rangel, L.M., Silva, L.H.S., Rosa, P., Roland, F., & Huszar, V. L.M. 2012. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. **Hydrobiologia**, 693 (1): 13-28.
- Rangel, L.M., Soares, M.C.S., Paiva, R., & Silva, L.H.S. 2016. Morphology-based functional groups as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river-reservoir system. **Ecological Indicators**, 64: 217-227.
- Reynolds, C.S. 1997. **Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory**. Oldendorf/Luhe: Ecology Institute. 371p.
- Reynolds, C.S., Irish, A.E. 1997. Modelling phytoplankton dynamics in lakes and reservoirs: the problem of in-situ growth rates. **Hydrobiologia**, 349 (1): 5-17.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of plankton research**, 24 (5): 417-428.
- Round, F. E., Crawford, R. M., Mann, D. G. 1990. **The Diatoms – Biology and Morphology of the Genera**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 747.
- Sadeghi, S., Hua, G., Min, K., Johnson, T. J., Gibbons, W. 2019. Synergistic effects of polyaluminum chloride and Phoslock on phosphate and cyanobacteria removal in eutrophic lake water. **AWWA Water Science**, 1 (5): e1157.
- Sas, H. 1989. **Lake restoration by nutrient control: expectations, experiences, extrapolations**. St. Augustin: Academia Verlag Richarz.
- Schindler, D.W., Carpenter, S.R., Chapra, S.C., Hecky, R.E., Orihel, D.M. 2016. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. **Environmental Science & Technology**, 50 (17): 8923-8929.
- Smith, Val H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. **Environmental Science and Pollution Research**, 10 (2): 126-139.
- Smith, Val H., Schindler, D.W. 2009. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in ecology & evolution**, 24 (4): 201-207.
- Soares, M.C.S., Marinho, M.M., Huszar, V.L.M., Branco, C.W., Azevedo, S.M.O.F. 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, 13 (4): 257-269.
- Soares, M.C.S., Rocha, M.I.D.A., Marinho, M.M., Azevedo, S.M.O.F., Branco, C.W., Huszar, V.L.M. 2009. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. **Aquatic Microbial Ecology**, 57 (2): 137-149.

- Sommer, U. 1988. Growth and survival strategies of planktonic diatoms. In: Sandgren, C.D. **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge University Press, 227-260.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P., Jeppesen, E. 1999. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. In: **Shallow Lakes 98**. Springer, Dordrecht, 145-152.
- Søndergaard, M.; Jensen, P.J.; Jeppesen, E. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. **The Scientific World Journal**, 1: 427-442.
- Steffensen, D.A. 2008. Economic cost of cyanobacterial blooms. In: Hudnell, H.K. (ed.). **Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs**. Springer, New York, NY, p. 855-865.
- Uehlinger, V. 1964. Études statistique des méthodes de dénombrement planctonique. **Archives des Sciences**, 17: 121-223.
- Utermöhl, H. 1958. 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**, 9 (1): 1-38.
- Van Oosterhout, F., Lürling, M. 2011. Effects of the novel 'Flock & Lock' lake restoration technique on Daphnia in Lake Rauwbraken (The Netherlands). **Journal of Plankton Research**, 33 (2): 255-263.
- Van Oosterhout, F., Lürling, M. 2013. The effect of phosphorus binding clay (Phoslock®) in mitigating cyanobacterial nuisance: a laboratory study on the effects on water quality variables and plankton. **Hydrobiologia**, 710 (1): 265-277.
- Waajen, G., van Oosterhout, F., Douglas, G., Lürling, M. 2016. Management of eutrophication in Lake De Kuil (The Netherlands) using combined flocculant–Lanthanum modified bentonite treatment. **Water research**, 97: 83-95.
- Wang, L., Liang, T. 2014. Effects of exogenous rare earth elements on phosphorus adsorption and desorption in different types of soils. **Chemosphere**, 103: 148-155.
- Yamada-Ferraz, T.M., Sueitt, A.P.E., Oliveira, A.F., Botta, C.M., Fadini, P.S., Nascimento, M.R., Mozeto, A.A. 2015. Assessment of Phoslock® application in a tropical eutrophic reservoir: an integrated evaluation from laboratory to field experiments. **Environmental technology & innovation**, 4: 194-205.

## 4.8 Anexo

**Anexo 1:** Resultados da análise de medidas repetidas das diferentes variáveis físicas, químicas e biológicas analisadas durante o experimento de mesocosmos realizado no reservatório do Funil, Resende, RJ. Efeitos: Tempo = variação da variável no tempo; Tempo x variável = Variação entre os tratamentos no tempo; Variável = Variação entre os tratamentos. Valores significativos em negrito ( $p \leq 0,05$ ).

Variáveis	Efeitos	Esfericidade	Grau de liberdade	Estatística- F	Valor de p
Temperatura da água	Tempo		2,53	531,84	<b>0,001</b>
	Tempo x TH <sub>2</sub> O		5,06	0,953	0,487
	TH <sub>2</sub> O		2,00	0,116	0,891
Profundidade	Tempo		1,81	59,74	<b>0,001</b>
	Tempo x Prof.		3,61	0,631	0,691
	Prof.		2,00	0,112	0,895
Turbidez	Tempo	0,103	4,36	13,27	<b>0,001</b>
	Tempo x Turb.	0,103	8,36	4,54	<b>0,001</b>
	Turbidez	0,103	2,00	50,88	<b>0,001</b>
Oxigênio Dissolvido	Tempo		1,17	17,74	<b>0,001</b>
	Tempo x OD		2,34	1,06	0,399
	OD		2,00	10,14	<b>0,050</b>
pH	Tempo	0,273	4,36	56,57	<b>0,001</b>
	Tempo x pH		8,36	17,27	<b>0,001</b>
	pH		2,00	13,04	<b>0,002</b>
DIN (nitrogênio inorgânico dissolvido)	Tempo		1,6	42,58	<b>0,001</b>
	Tempo x DIN		3,19	17,82	<b>0,001</b>
	DIN		2,00	2,97	0,102
SRP (fósforo solúvel reativo)	Tempo		1,85	1,91	0,180
	Tempo x SRP		3,7	1,70	0,200
	SRP		2,00	2,16	0,171
TN (nitrogênio total)	Tempo		2,15	25,99	<b>0,001</b>
	Tempo x TN		4,3	0,915	0,507
	TN		2,00	5,13	<b>0,033</b>
TP (fósforo total)	Tempo	0,309	4,36	3,36	<b>0,019</b>
	Tempo x TP		8,36	3,03	<b>0,010</b>
	TP		2,00	62,60	<b>0,001</b>
Zooplâncton total	Tempo	0,084	4,36	6,06	<b>0,001</b>
	Tempo x ZooT		8,36	0,918	0,513
	ZooT		2,00	67,48	<b>0,001</b>
Biovolume total	Tempo		1,96	1,23	0,315
	Tempo x Biov		3,91	0,91	0,479
	Biov		2,00	209,74	<b>0,001</b>
Cianobactérias	Tempo		1,93	1,24	0,312
	Tempo x cian cian		3,88	0,882	0,492
	cian		2,00	218,29	<b>0,001</b>
Criptofíceas	Tempo		1,36	1,43	0,266
	Tempo x crip crip		2,71	1,87	0,190
	crip		2,00	10,68	<b>0,004</b>
Crisofíceas	Tempo		1,76	10,53	<b>0,002</b>
	Tempo x cris cris		3,51	5,33	<b>0,008</b>
	cris		2,00	12,45	<b>0,003</b>

## Anexo 1: continuação

Variáveis	Efeitos	Esfericidade	Grau de liberdade	Estatística- F	Valor de <i>p</i>
Diatomáceas	Tempo		2,36	4,38	<b>0,021</b>
	Tempo x diat		4,73	3,76	<b>0,015</b>
	diat		2,00	17,35	<b>0,001</b>
Clorofíceas	Tempo		1,12	0,969	0,359
	Tempo x clor		2,24	1,04	0,398
	clor		2,00	1,32	0,315
Outros	Tempo		1,12	1,41	0,267
	Tempo x outros		2,23	0,793	0,492
	outros		2,00	0,769	0,492
clorofill- <i>a</i>	Tempo	0,06	4,36	11,22	<b>0,001</b>
	Tempo x Chl- <i>a</i>		8,36	3,03	<b>0,010</b>
	Among		2,00	192,43	<b>0,001</b>
Riqueza de espécies	Tempo	0,13	4,36	7,22	<b>0,001</b>
	Tempo x Riq		8,36	1,21	0,321
	Riq		2,00	27,64	<b>0,001</b>
Diversidade	Tempo	0,22	4,36	4,16	<b>0,007</b>
	Tempo x Div		8,36	2,19	0,052
	Div		2,00	0,352	0,713

## 5 Conclusões Gerais

1. Diante das diferentes escalas analisadas no capítulo 1 concluímos que na escala espacial não foi observada diferença entre o ponto correspondente a zona de transição e o referente a zona lacustre (próximo a barragem) ao longo dos quatro períodos de estudos. Sendo assim, os dois pontos foram tratados como um conjunto de dados. Essa ausência de diferença entre pontos amostrais pode estar relacionada ao influxo constante do rio Paraíba do Sul, orientado pelo regime de chuvas e operação da barragem, que influencia a dinâmica do sistema. Além disso, por ser parte integrante do sistema hidráulico do rio Paraíba do Sul, o reservatório do Funil faz parte de conjunto de reservatórios que operam de maneira orquestrada para atender ao longo do ano a demanda hídrica dos múltiplos usos da bacia e essa manipulação da barragem, tende a exercer modificações na localização da área de transição no reservatório pelo controle do volume e o tempo de residência do sistema.
2. Na escala temporal que compreende quatro períodos de estudos foi evidenciada redução da disponibilidade de fósforo no sistema associadas a ampliação do sistema de coleta e tratamento de esgoto em 2010/2011 em cidades paulistas situadas a montante do reservatório do Funil, além da construção de duas PCHs também a montante. Essas modificações conferiram melhoria na qualidade da água nesse trecho do rio Paraíba do Sul, que se refletiu na redução do biovolume fitoplanctônico, mas que ainda apresenta ou dominância persistente de cianobactérias, representadas sobretudo por *Raphidiopsis raciborskii* (*Cylindrospermopsis raciborskii*), *Dolichospermum circinale* e *Microcystis aeruginosa*.
3. A seca prolongada observada no período III, tanto no ano monitorado (2015), como nos anos anteriores (2013 e 2014) na região sudeste brasileira, podem ter gerado modificações na dinâmica fitoplanctônica do reservatório do Funil, favorecendo a dominância do dinoflagelado *Ceratium furcoides*, principalmente na estação climática fria e seca, que é caracterizada por temperaturas mais amenas, coluna d'água mais homogênea e maior tempo de residência da água, além de menores contribuições das cianobactérias para o biovolume total.

4. Na escala sazonal concluímos que as estações climáticas exercem forte influência na dinâmica fitoplanctônica do Reservatório do Funil, sendo observados biovolumes mais elevados na estação mais quente e chuvosa, representado por cianobactérias que tendem a ser beneficiadas pelas maiores temperaturas do verão. Em contrapartida, o aumento da disponibilidade de luz (Zeu), do tempo de residência e menores precipitações observados na estação climática fria e seca influenciam em uma contribuição mais efetiva de outros grupos fitoplanctônicos, que não o das cianobactérias, como: clorofíceas, criptofíceas e crisofíceas.
5. Com relação ao zooplâncton, os dados de abundância não apontam para um efetivo controle exercido sobre o fitoplanctôn, corroborando com o descrito em diferentes estudos sobre o tamanho reduzido do zooplâncton nas regiões tropicais e a tendência a uma menor pressão efetiva sobre o fitoplâncton. Entretanto, torna-se necessário avaliar essa influência através de dados de biomassa zooplanctônica para confirmar essa reduzida pressão herbívora sobre o fitoplâncton.
6. Estudos que abordem os diferentes fatores que podem influenciar a dinâmica da comunidade fitoplanctônica, principalmente em se tratando das cianobactérias são de extrema importância por auxiliarem numa melhor compreensão dos mecanismos desencadeadores de florações que são eventos complexos e tendem a ser favorecidos por diferentes interações ambientais, principalmente em sistemas tropicais altamente dinâmicos, como o Reservatório do Funil. Nesse sentido, monitoramentos de longo prazo podem auxiliar não só no entendimento de padrões sazonais, mas também de padrões interanuais e os fatores que orientam esses padrões para que medidas de mitigação, que visem a melhoria da qualidade da água, possam ser orientadas a atacar a raiz do problema, melhorando assim os processos de gestão dos recursos hídricos e evitando o desperdício de recursos com ferramentas paliativas.
7. Com relação ao capítulo 2, considerando que a maior parte do fósforo presente na coluna d'água do reservatório do Funil encontra-se particulado (incorporado as células de cianobactérias), nosso experimento em mesocosmos utilizando a técnica "flock & lock" foi eficiente na remoção do fósforo e da biomassa de cianobactérias da coluna água.

8. Tanto os níveis de fósforo, quanto do biovolume fitoplanctônico foram mantidos reduzidos até o final do experimento, indicando eficiência também na duração da técnica.
9. Apesar da manutenção da dominância de cianobactérias, ao final do experimento foi observada uma tendência a um aumento nas contribuições de outros grupos do fitoplâncton e consequente aumento na diversidade de espécies.
10. Dentre os produtos utilizados no experimento, tanto a aplicação somente do floculante (PAC) associado a bentonita modificada com lantânio (LMB), quanto a de PAC associado a doses iguais de LMB e do solo vermelho natural (LRS) das margens do reservatório do Funil, apresentaram ótima capacidade de remoção de P e de cianobactérias da coluna d'água por aproximadamente 1 mês. Por ser um solo natural, o LRS apresenta limitações na adsorção de P que parecem ter sido superadas pela adição de LMB. Esse resultado é importante, uma vez que por ser um material abundante na natureza a adição do LRS ao tratamento pode reduzir pela metade a quantidade de LMB (Phoslock®) utilizado, reduzindo os custos com o tratamento de mitigação, mas mantendo a eficiência da técnica

## 6 Perspectivas

- 1- Por fazer parte de um complexo de reservatórios distribuídos em cascatas que operam de maneira sinérgica, é sugerido que se busque parcerias de estudos que contemplem o monitoramento ecológico nos demais reservatórios da bacia do Rio Paraíba do Sul, para que dados mais abrangentes sejam gerados e possibilitem assim um melhor entendimento sobre os fatores que governam a dinâmica ecológica destes ambientes interligados e de extrema importância para um dos polos mais industrializados e populosos do país. Estudos com essa consistência são excelentes ferramentas que auxiliam na tomada de decisão para uma gestão integrada dos recursos hídricos e melhoria da qualidade da água em todos os reservatórios pertencentes no complexo hidráulico do rio Paraíba do Sul, incluindo o do Funil.
  
- 2- Do ponto de vista ecológico, dada a complexidade das redes tróficas de ambientes aquáticos tropicais, estudos que consigam abordar os demais componentes desta interação são de grande importância, visto que possibilitam uma avaliação mais completa da dinâmica do sistema. No caso do Reservatório do Funil, há grande necessidade da inclusão das demais comunidades planctônicas e dos peixes em estudos futuros de monitoramento.
  
- 3- Com o marco do saneamento e a consequente expansão da rede de coleta e tratamento de esgotos, é esperada uma melhoria na qualidade da água do rio Paraíba do Sul devido a menor carga de nutrientes oriundas de fontes pontuais na bacia, o que certamente será refletido na melhoria da qualidade da água do reservatório do Funil. Nesse sentido é de extrema importância que o ambiente continue sendo monitorado para que se consiga melhor compreender os impactos dessa melhoria sobre a qualidade da água do reservatório do Funil, assim como a resposta ecológica desse ambiente .
  
- 4- Da mesma forma, sugerimos que sejam realizados estudos dos efeitos da aplicação da técnica “Flock & Lock” sobre os demais componentes planctônicos e da comunidade piscívora, não somente no Reservatório do Funil, mas também em variados ambientes tropicais, já que cada organismo pode responder de maneira diferenciada às ações mitigatórias.

## 7 Referências gerais

- ALUPAR, 2014.  
[http://www.alupar.com/alupar/web/conteudo\\_pti.asp?idioma=0&conta=45&tipo=16960](http://www.alupar.com/alupar/web/conteudo_pti.asp?idioma=0&conta=45&tipo=16960)  
 [WWW Document].
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22: 711–728.
- Agasild, H., Zingel, P., Tõnno, I., Haberman, J., Nõges, T. 2007. Contribution of different zooplankton groups in grazing on phytoplankton in shallow eutrophic Lake Võrtsjärv (Estonia). *Hydrobiologia*, 584:167–177.
- Armengol, J., García, J.C., Comerma, M., Romero, M., Dolz, J., Roura, M., B.-P. Han, B.-P., Vidal, A., Simék, K. 1999. Longitudinal processes in canyon type reservoirs: the case of Sau (NE. Spain). In Tundisi, J. G., Straškraba, M. (eds). **Theoretical Reservoir Ecology and Its Applications**. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Paulo: 313–345.
- Attayde, J.L. & Hansson, L.-A. 2001. The relative importance of fish predation and excretion effects on planktonic communities. *Limnology and Oceanography*, 46 (5): 1001-1012.
- Becker V., Cardoso L.S., Huszar V.L.M. 2008. Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. **Aquatic Ecology**, 43: 285–293.
- Becker, V., Huszar, V.L.M., Crossetti, L.O. 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. **Hydrobiologia**, 628: 137-151.
- Bishop, W. M., McNabb, T., Cormican, I., Willis, B. E., Hyde, S. 2014. Operational evaluation of Phoslock phosphorus locking technology in Laguna Niguel Lake, California. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225 (7): 2018.
- Caputo, L., Naselli-Flores, L., Ordoñez, J., Armengol, J. 2008. Phytoplankton distribution along trophic gradients within and among reservoirs in Catalonia (Spain). **Freshwater Biology**, 53: 2543–2556.
- Carmichael, W. W. 2001. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: “The CyanoHABs”. Human and ecological risk assessment: **An International Journal**, 7 (5): 1393-1407.
- Chorus, I., Bartram, J. 1999. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to public health significance, monitoring and management**. London: WHO. Chapman & Hall. 416 pp.
- Codd, G.A. 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological engineering**, 16 (1): 51-60.
- Codd, G.A., Morrison, L.F., Metcalf, J.S. 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. **Toxicology and applied pharmacology**, 203 (3): 264-272.
- Comitê Brasileiro de Barragens. A história das barragens no Brasil, Séculos XIX, XX e XXI: cinquenta anos do Comitê Brasileiro de Barragens. Rio de Janeiro, 2011.
- Conley, D.J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C., Gene E. Likens, G.E. 2009. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. **Science**, 323: 1014-1015.
- Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S. A., Nichols, S. A. 2005. **Restoration and Management of Lakes and Reservoirs**. Taylor & Francis/CRC Press, Boca Raton, 616 p.

- De Senerpont Domis, L.N., Elser, J.J., Gsell, A.S., Huszar, V.L.M., Ibelings, B.W., Jeppesen E., et al. 2013. Plankton dynamics under different climate conditions in tropical freshwater systems (a reply to the comment by Sarmento, Amado & Descy, 2013). **Freshwater Biology**, 58: 2211–2213.
- Dittmann, E., Wiegand, C. 2006. Cyanobacterial toxins—occurrence, biosynthesis and impact on human affairs. **Molecular nutrition & food research**, 50 (1): 7-17.
- Doubek, J.P., Carey, C.C., Lavender, M., Winegardner, A.K., Beaulieu, M., Kelly, P.T. 2019. Calanoid copepod zooplankton density is positively associated with water residence time across the continental United States. **PLoS ONE** 14(1): e0209567.
- Elser, J.J., Bracken, M.E.S., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Ngai, J.T., Seabloom, E.W., Shurin, J.B., Smith, J.E. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, 10: 1135–42.
- Ferrão-Filho, A.S., Soares, M.C., Rocha, M.I.A., Magalhães, V.F., Azevedo, S.M.F.O. 2009. Florações de Cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: Dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton. **Oecologia Brasiliensis**, 13 (2): 346-365.
- Fetahi T., Mengistou, S., Schagerl, M. 2011. Zooplankton community structure and ecology of the tropical-highland Lake Hayq, Ethiopia. **Limnologia**, 41: 389–397.
- Frau, D., Battauz, Y., Sinistro, R. 2017. Why predation is not a controlling factor of phytoplankton in a Neotropical shallow lake: a morpho-functional perspective. **Hydrobiologia**, 788: 115–130.
- Gibbs, M.M.; Hickey, C.W.; Özkundakci, D. 2011. Sustainability assessment and comparison of efficacy of four P-inactivation agents for managing internal phosphorus loads in lakes: sediment incubations. **Hydrobiologia**, 658 (1): 253-275.
- Huisman, J., Geoffrey, A.C., Paerl, H.W., Ibelings, B.W., Verspagen, J.M.H., Visser, P.M. 2018. Cyanobacterial blooms. *Reviews*, 16: 471-483.
- Huser, B.J., Egemose, S., Harper, H., Hupfer, M., Jensen, H., Pilgrim, K.M., Reitzel, K., Rydin, E., Futter, M. 2016. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. **Water research**, 97: 122-132.
- Huszar, V.L.M., Caraco, N.F., Roland, F. & Cole, J.J. 2006. Nutrient–chlorophyll relationships in tropical–subtropical lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry**, 79: 239–250.
- Kimmel B.L., Lind O.T., Paulson L.J. 1990. Reservoir primary production. In: Thorton, K.W., Kimmel, B.L., Paine, F.E. (eds). **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives**. Wiley, New York, p. 133–193.
- Kosten, S., Huszar, V.L.M., Mazzeo, N., Scheffer, M., Sternberg, L.S.L., Jeppesen, E. 2009. Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrient limitation in shallow lakes. **Ecological Applications**, 9 (7): 1791-1804.
- Kruk, C., Segura, A.M., Peeters, E.T.H., Huszar, V.L.M., Costa, L.S., Kosten, S., G., Lacerot, G., Scheffer, M. 2012. Phytoplankton species predictability increases towards warmer regions. **Limnology & Oceanography** 57: 1126–1135.
- Lacerot, G., Kruk, C., Lürding, M., Scheffer, M. 2013. The role of subtropical zooplankton as grazers of phytoplankton under different predation levels. **Freshwater Biology**, 58: 494–503.
- Lang, P., Meis, S., Procházková, L., Carvalho, L., Mackay, E.B., Woods, H.J., Pottie, J., Milne, I., Taylor, C., Maberly, S.C., Spears, B.M. 2016. Phytoplankton community responses in a shallow lake following lanthanum-bentonite application. **Water research**, 97: 55-68.

- Le Moal, M., Gascuel-Oudou, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Étrillard, C., Levain, A., Pinay, G. 2019. Eutrophication: A new wine in an old bottle? **Science of the Total Environment**, 651: 1-11.
- Litchman, E., Klausmeier, C.A. 2008. Trait-based community ecology of phytoplankton. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, 39: 615-639.
- Lürling, M., Van Oosterhout, F. 2013. Case study on the efficacy of a lanthanum-enriched clay (Phoslock®) in controlling eutrophication in Lake Het Groene Eiland (The Netherlands). **Hydrobiologia**, 710 (1): 253-263.
- Lürling, M., Mackay, E., Reitzel, K., Spears, B.M. 2016. Editorial—A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. **Water Research**, 97:1-10.
- Magalhães, L., Noyma, N.P., Furtado, L.L., Mucci, M.N.T., van Oosterhout, F., Huszar, V.L.M., Marinho, M.M., Lurling, M. 2017. Efficacy of coagulants and ballast compounds in removal of cyanobacteria (*Microcystis*) from water of the tropical lagoon Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brazil). **Estuaries and coasts**, 40 (1): 121-133.
- Margalef, R. 1983. Limnologia. Barcelona. **Omega**, 1010 p.
- Moss, B., S. Kosten, M. Meerhoff, R. W. Battarbee, E. Jeppesen, N. Mazzeo, K. Havens, G. Lacerot, Z. Liu, L. Meester, H. Paerl & M. Scheffer, 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. **Inland Waters**, 1: 101–105.
- Naselli-Flores, L., R. Barone, 1997. Importance of water level fluctuation on population dynamics of cladocera in a hypertrophic reservoir (Lake Arancio, south-west Sicily, Italy). **Hydrobiologia**, 360: 223–232.
- Nogueira, MG. 2000. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, 431: 115-128.
- Noyma, N. P., de Magalhaes, L., Furtado, L. L., Mucci, M., van Oosterhout, F., Huszar, V. L., Lürling, M. 2016. Controlling cyanobacterial blooms through effective flocculation and sedimentation with combined use of flocculants and phosphorus adsorbing natural soil and modified clay. *Water research*, 97: 26-38.
- Oliveira, J.N.P. 2017. **Aplicação da geoengenharia como ferramenta para controle de florações de algas e da fertilização interna de fósforo em um ecossistema aquático eutrofizado**. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. Tese. 126p.
- O’Neil, J. M., T. W. Davis, M. A. Burford & C. J. Gobler, 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. **Harmful Algae**, 14: 313–334.
- Pacheco, F.S., Soares, M.C.S., Assireu, A.T., Curtarelli, M.P., Roland, F., Abril, A., Stech, J.L., Alvalá, P.C., Ometto, J.P. 2015. The effects of river inflow and retention time on the spatial heterogeneity of chlorophyll and water-air CO<sub>2</sub> fluxes in a tropical hydropower reservoir. **Biogeosciences**, 12: 147-162.
- Paerl, H. W., Huisman, J. 2008. Blooms like it hot. **Science**, 320: 57-58.
- Pan, G., Dai, L., Li, L., He, L., Li, H., Bi, L., Gulati, R.G. 2012. Reducing the recruitment of sedimented algae and nutrient release into the overlying water using modified soil/sand flocculation-capping in eutrophic lakes. **Environmental science & technology**, 46 (9): 5077-5084.
- Rangel, L. Silva, L.H.S. Arcifa, M.S. Peticarrari, A. 2009. Driving forces of the diel distribution of phytoplankton functional groups in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, Southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 69 (1): 75-85.
- Rangel L.M., Silva L.H.S., Rosa P.G., Roland F., Huszar V.L.M. 2012. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. **Hydrobiologia**, 693: 13–28.

- Rangel, L.M., Soares, M.C., Paiva, R., Silva, L.H.S. 2016. Morphology-based functional groups as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river–reservoir system. **Ecological indicators**, 64: 217-227.
- Reitzel, K., Hansen, J., Andersen, F., Hansen, K.S., Jensen, H.S. 2005. Lake restoration by dosing aluminum relative to mobile phosphorus in the sediment. **Environmental science & technology**, 39 (11): 4134-4140.
- Reynolds, C.S. 1997. **Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory**. Oldendorf/Luhe: Ecology Institute. 371p.
- Reynolds, C.S. 2006. **The ecology of phytoplankton**. Cambridge University Press. 535p.
- Rocha, M.I.A., Branco, C.W.C., Sampaio, G.F., Gômará, G.A., De Filippo R. 2002. Spatial and temporal variation of limnological features, *Microcystis aeruginosa* and zooplankton in a eutrophic reservoir (Funil Reservoir, Rio de Janeiro). **Acta Limnologica Brasiliense**, 14: 73–86.
- Sarmiento, H. 2012. New paradigms in tropical limnology: the importance of the microbial food web. **Hydrobiologia**, 686 (1): 1-14.
- Sas, H. 1989. **Lake restoration by nutrient control: expectations, experiences, extrapolations**. St. Augustin: Academia Verlag Richarz.
- Sinistro, R., Sánchez, M.L., Marinone, M.C., Izaguirre, I. 2007. Experimental study of the zooplankton impact on the trophic structure of phytoplankton and the microbial assemblages in a temperate wetland (Argentina). **Limnologia – Ecology and Management of Inland Waters**, 37: 88-99.
- Silva, L.H.S., Huszar, V.L.M., Marinho, M.M., Rangel, L.M., Brasil, J., Domingues, C.D., Branco, C.C., Roland, F., 2014. Drivers of phytoplankton, bacterioplankton, and zooplankton carbon biomass in tropical hydroelectric reservoirs. **Limnologia – Ecology and Management of Inland Waters**, 48: 1–10.
- Smith, Val H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. **Environmental Science and Pollution Research**, 10 (2): 126-139.
- Smith, Val H., Schindler, D.W. 2009. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in ecology & evolution**, 24 (4): 201-207.
- Soares, M.C.S., Marinho, M.M., Huszar, V.L.M., Branco, C.W.C., Azevedo, S.M.F.O. 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, 13 (4): 257-269.
- Soares, M.C.S., Rocha, M.I.A., Marinho, M.M. 2009. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. **Aquatic Microbial Ecology**, 57 (2): 137-149.
- Soares, M.C.S., Marinho, M.M., Azevedo, S.M.O.F., Branco, C.W.C., Huszar, V.L.M. 2012. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. **Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters**, 42 (3): 197-203.
- Sommer, U., Sommer, F. 2006. Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top–down controls on freshwater and marine phytoplankton. **Oecologia**, 147 (2): 183-194.
- Spears, B.M., Meis, S., Anderson, A., Kellou, M. 2013. Comparison of phosphorus (P) removal properties of materials proposed for the control of sediment p release in UK lakes. **Science of the Total Environment**, 442: 103-110.
- Steffensen, D.A. 2008. Economic cost of cyanobacterial blooms. In: Hudnell, H.K. (ed.). **Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs**. Springer, New York, NY, p. 855-865.

- Straškraba M. 1999. Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: Tundisi, T.G., Straškraba, M. (eds). **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. International Institute of Ecology, Brazilian Academy and Backhuys Publishers, p. 385-410.
- Thornton, K.W. 1990. Perspectives on Reservoir Limnology. In: Thornton, K.W., Kimmel, B.L., Paine, F.E. **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives**. Wiley, New York, p. 1-13.
- Waajen, G., van Oosterhout, F., Douglas, G., Lürling, M. 2016. Management of eutrophication in Lake De Kuil (The Netherlands) using combined flocculant-Lanthanum modified bentonite treatment. **Water research**, 97: 83-95.
- Welch, E.B., Cooke, G.D. 2005. Internal phosphorus loading in shallow lakes: importance and control. **Lake and reservoir management**, 21 (2): 209-217.
- Yamada-Ferraz, T.M., Sueitt, A.P.E., Oliveira, A.F., Botta, C.M.R., Fadini, P.S., Nascimento, M.R.L. Faria, B.M., Mozeto, A.A. 2015. Assessment of Phoslock® application in a tropical eutrophic reservoir: an integrated evaluation from laboratory to field experiments. **Environmental technology & innovation**, 4: 194-205.
- Zamparas, M., Drosos, M., Deligiannakis, Y., Zacharias, I. 2013. A novel bentonite-humic acid composite material Bephos™ for removal of phosphate and ammonium from eutrophic waters. **Chemical Engineering Journal**, 225: 43-51.
- Znachor, P., Visocká, V., Nedoma, J., Rychtecký, P. 2013. Spatial heterogeneity of diatom silicification and growth in a eutrophic reservoir. **Freshwater Biology**, 58: 1889-1902.