



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto De Biologia Roberto Alcantara Gomes Gomes

Ana Carolina Coelho Prestes

**Efeitos da técnica de coagulação-sedimentação para mitigação de
florações de cianobactérias sobre as comunidades
zooplanctônica e zoobentônica do Reservatório do Funil (RJ,
Brasil)**

Rio de Janeiro

2020

Ana Carolina Coelho Prestes

**Efeitos da técnica de coagulação-sedimentação para mitigação de florações de
cianobactérias sobre as comunidades zooplanctônica e zoobentônica do
Reservatório do Funil (RJ, Brasil)**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Marcelo Manzi Marinho

Coorientadora: Natália Pessoa Noyma

Rio de Janeiro

2020

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

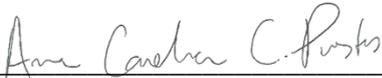
P936 Prestes, Ana Carolina Coelho.
Efeitos da técnica de coagulação-sedimentação para mitigação de florações de cianobactérias sobre as comunidades zooplanctônica e zobentônica do Reservatório do Funil (RJ, Brasil) / Ana Carolina Coelho Prestes – 2020.
92 f.: il.

Orientador: Marcelo Manzi Marinho.
Coorientadora: Natália Pessoa Noyma.
Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Cianobactéria - Teses. 2. Eutrofização - Teses I. Marinho, Marcelo Manzi. II. Noyma, Natália Pessoa. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. IV. Título.

CDU 582.232

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte


Assinatura

25 de março de 2024
Data

Ana Carolina Coelho Prestes

Efeitos da técnica de coagulação-sedimentação para mitigação de florações de cianobactérias sobre as comunidades zooplanctônica e zoobentônica do Reservatório do Funil (RJ, Brasil)

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovado em 5 de novembro de 2020.

Orientadores:

Prof. Dr. Marcelo Manzi Marinho
Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Dra. Natália Pessoa Noyma
Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Banca examinadora:

Dra. Betina Kozlowsky Suzuki
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro – UNIRIO

Dra. Clarice Casa Nova dos Santos
Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ

Prof. Dr. José Carlos Pelielo de Mattos
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Rio de Janeiro

2020

DEDICATÓRIA

À minha família e amigos pelo incentivo e pelo apoio constante.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e ao meu irmão por serem e estarem. Eu só cheguei onde estou devido ao amor, apoio incondicional e incentivo de vocês em toda a minha vida. Sem vocês nada disso seria possível.

Aos meus amigos Anna Carolina Mello, Beatriz Moreira Ferreira, Cynthia Emmerich, Daniela Disnard e Nico Santana por também estarem sempre presente. Não importa o tempo que passemos afastados, a nossa amizade não mudará.

Agradeço também aos meus orientadores Prof. Dr. Marcelo Manzi Marinho e Dra. Natália Pessoa Noyma. Infelizmente, tivemos perdas irreparáveis devido à pandemia e, graças à compreensão, incentivo e apoio de vocês esse trabalho foi finalizado. Vocês contribuem muito para o meu crescimento e não têm ideia do quão importante são para mim, pessoal e profissionalmente. Agradeço imensamente pela confiança e oportunidade.

Gostaria de agradecer também ao LabAlgas. Os dias no microscópio contando amostras infinitas não seriam os mesmos sem vocês. Obrigada por todas as piadas, risadas, comemorações e espumantes abertos. O LabAlgas é uma importante parte da minha vida, muito obrigada, novamente. Um agradecimento especial à Vivian Leite, cujo apoio foi imprescindível durante essa jornada.

Um grande agradecimento a toda equipe do Laboratório de Ficologia do Museu Nacional/UFRJ por toda ajuda na realização desse experimento. A troca de experiências e vivências em todas as fases do experimento foi essencial para mim. Um agradecimento especial ao Davi Barreto que, com suas piadas e comentários, fazia os dias de coleta serem mais leves. Obrigada por estar sempre disposto a ajudar.

A HydroScience e Pan-Americana por fornecerem o Phoslock® e o PAC, materiais essenciais para a realização dos experimentos.

A CAPES e a ANA (Agência Nacional de Águas) pelo apoio financeiro ao projeto “Monitoramento e Controle de florações de cianobactérias em sistemas aquáticos tropicais: CIANO-Control”.

Agradeço também à equipe de funcionários do Clube Náutico do Reservatório do Funil, principalmente ao Chiquinho e ao Seu Brás por toda ajuda na realização desse experimento e à sua disponibilidade.

Obrigada a todos.

RESUMO

PRESTES, Ana Carolina Coelho. *Efeitos da técnica de coagulação-sedimentação para mitigação de florações de cianobactérias sobre as comunidades zooplanctônica e zoobentônica do Reservatório do Funil (RJ, Brasil)*. 2020. 92 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

Eutrofização é o principal problema de qualidade da água em ecossistemas aquáticos e frequentemente resulta em florações nocivas de cianobactérias. Para a mitigação das florações de cianobactérias é crucial o controle da disponibilidade de fósforo (P), reduzindo seus aportes externos e internos. Uma das técnicas de controle do aporte interno de P que vem sendo utilizada com sucesso em estudos de campo e laboratório, combina a aplicação de coagulantes e adsorventes de P em fase sólida, promovendo, através da floculação e sedimentação (*Floc&Lock*), a remoção da fração dissolvida (fosfato) e particulada (cianobactérias) de P da coluna d'água, além de interromper a liberação de P do sedimento. Porém, poucos trabalhos têm avaliado os efeitos colaterais aos organismos não-alvo e as interferências em outros níveis tróficos. O objetivo deste estudo é identificar e avaliar os possíveis efeitos colaterais não intencionais da técnica *Floc&Lock* sobre comunidades zooplanctônica e zoobentônica de um reservatório. Foi realizado um experimento em mesocosmos, testando o efeito de combinações de coagulante (cloreto de polialumínio – PAC) e adsorventes de P em fase sólida (argila modificada com lantânio – LMB e solo vermelho – RS) sobre a densidade zooplanctônica e zoobentônica ao longo do experimento. Além disso, variáveis limnológicas foram monitoradas ao longo do experimento. Foi observada alteração no pH logo após a aplicação da técnica, porém seus valores retornaram à valores próximos aos iniciais após sete dias. Foi observada redução da biomassa de cianobactérias, porém não houve uma variação dos valores de P-dissolvido, podendo indicar que o fósforo estava na sua forma particulada. O fósforo total sofreu redução significativa em ambos os tratamentos. O nitrogênio inorgânico dissolvido não foi reduzido, porém o nitrogênio total sofreu uma redução sete dias após o início do experimento, devido à remoção do nitrogênio incorporado na biomassa do fitoplâncton e zooplâncton da coluna d'água. Observou-se codominância de copépodos e rotíferos na comunidade zooplanctônica, com a presença de cladóceros antes da aplicação dos tratamentos e, ao decorrer do experimento, foi verificada uma dominância dos copépodos e redução dos rotíferos. Foi verificada redução da densidade da comunidade nos tratamentos foi de cerca de 78% em PAC+LMB e 92% em PAC+LMB+RS, quando comparado ao tempo inicial (Ti) e um dia após a aplicação (T1). Rotíferos, copépodos e cladóceros obtiveram diferenças significantes entre o controle e ambos os tratamentos. Apesar dessa queda significativa na densidade zooplanctônica, organismos dos três grandes grupos estavam presentes ao final o experimento. Em relação à comunidade zoobentônica, foram encontrados apenas três indivíduos da família Tubificidae (Ti) e seis Chironomidae (T28). Os resultados demonstram que houve redução da densidade de zooplâncton após a aplicação da técnica, com uma posterior recuperação dessa comunidade. Os resultados não foram capazes de indicar efeitos sobre o zoobentos do reservatório.

Palavras-Chave: controle da eutrofização; mitigação de cianobactérias; *Floc&Lock*; efeitos colaterais; zooplâncton e zoobentos

ABSTRACT

PRESTES, Ana Carolina Coelho. *Effects of Coagulation-Sedimentation Techniques for Mitigation of Cyanobacterial Blooms on the Zooplanktonic and Zoobenthic Communities of Funil Reservoir (RJ, Brasil)*. 2020. 92 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

Eutrophication is the major water quality problems in aquatic ecosystems and results in harmful cyanobacteria blooms. Controlling cyanobacterial blooms is crucial to control the availability of phosphorus (P), reducing its external and internal inputs. One technique to control the internal P that has been successfully used in laboratory and field experiments is the combined use of metal coagulants and solid-phase P adsorbents through flocculation and sedimentation (Floc&Lock), which removes the dissolved (phosphate) and particulate (cyanobacteria) P-fraction from the water column and prevents P-release from sediment to water column. However, mitigation studies should be associated with assessments of side effects to non-target organisms to clarify possible interference at other trophic levels. The objective of this study is to identify and evaluate the possible unintended side effects of the Floc&Lock technique on zooplanktonic and zoobenthic communities of a reservoir. A mesocosms experiment was carried out to test different coagulant (Poly-Aluminium Chloride – PAC) and adsorbent combinations of P in solid phase (Lanthanum modified Bentonite clay). The zooplankton and zoobenthic density were evaluated at the beginning and at the end of the experiment. There was no great variation in P-dissolved values, what may indicate that the phosphorus was in its particulated form. Besides this, limnological variables were also monitored through the experiment. A change in pH was observed soon after the application of the technique, but its values returned to values close to the initial ones after seven days. Cyanobacterial biomass was reduced, but there was no variation on dissolved P values, what may indicate that the phosphorus was in a particulate form. Total phosphorus was significantly reduced in both treatments. Dissolved inorganic nitrogen was not reduced, but total nitrogen suffered a reduction seven days after the experiment begun, it could have happened due to the remotion of the nitrogen that was incorporated by the phytoplankton and zooplankton biomass in the water column. Rotifers and copepods codominance was observed in the zooplankton community, with cladocerans also present before the treatment's application and, during the experiment, it was seen a dominance of copepods and reduction of the rotifers' density. A reduction of the zooplanktonic community was observed, nearly 78% in PAC+LMB and 91% in PAC+LMB+RS, when comparing the initial time (Ti) with a day after the application of the technique (T1). Rotifers, copepods and cladocerans had significantly differences among control and both treatments samples. Besides this reduction at the zooplanktonic density, the three groups were present at the end of the experiment. Regarding the zoobenthic community, there were found only three Tubificidae and six Chironomidae family organisms were found in Ti an T28, respectively. The results showed that there was a density reduction of zooplankton organisms after the technique was applied, with a subsequent recovery of this community. The results were not able to indicate if there were an effect on the natural zoobenthic community from the reservoir.

Keywords: eutrophication control; cyanobacterial mitigation; Floc&Lock; side effects; zooplankton and zoobenthos

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Desenho esquemático da técnica <i>Floc& Lock</i>	26
Figura 2 – Fotos representando os organismos não-alvo da comunidade zooplanctônica.....	32
Figura 3 – Fotos ilustrativas de macroinvertebrados bentônicos.....	34
Figura 4 – Reservatório do Funil.....	38
Figura 5 – Experimento em mesocosmos.....	39
Figura 6 – Esquema de um mesocosmos.....	40
Figura 7 – Desenho experimental da aplicação dos materiais.....	41
Figura 8 – Píers montados e mesocosmos instalados no Reservatório do Funil...	42

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 –	Variáveis limnológicas nos mesocosmos do Reservatório do Funil..	45
Gráfico 2 –	Valores de pH.....	47
Gráfico 3 –	Concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) e nitrogênio total (TN).....	50
Gráfico 4 –	Concentrações de fósforo solúvel reativo (SRP) e fósforo total (TP).....	51
Gráfico 5 –	Concentrações de alumínio dissolvido (Al).....	53
Gráfico 6 –	Concentração de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) em cada tratamento.....	56
Gráfico 7 –	Concentração de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) por grupo em cada tratamento.....	58
Gráfico 8 –	Densidade da comunidade zooplanctônica.....	61
Gráfico 9 –	Densidade dos grandes grupos da comunidade zooplânctonica (Ind L^{-1}).....	63
Gráfico 10 –	Densidade dos gêneros da comunidade zooplancônica (Ind L^{-1}).....	64
Gráfico 11 –	Densidade média de macroinvertebrados na coluna d'água (Ind L^{-1}).....	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resumo dos resultados da análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas para as variáveis limnológicas: temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), profundidade do Secchi, turbidez (NTU) e pH tanto no topo como no fundo dos mesocosmos.....	48
Tabela 2 – Resumo dos resultados da análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas para os nutrientes dissolvidos (SRP, DIN e Al) no topo e no fundo dos mesocosmos.....	54
Tabela 3 – Resumo dos resultados da análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas para os nutrientes totais (TP e TN) no topo e no fundo dos mesocosmos.....	55
Tabela 4 – Resumo dos resultados da análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas para a concentração de clorofila-a total e por grupo do fitoplâncton (cianobactérias e algas eucariontes) no topo e no fundo dos mesocosmos.....	59
Tabela 5 – Densidade média (ind L^{-1}) por táxon encontrado em cada tratamento.....	65

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

PAC	Cloreto de Polialumínio
LMB	Bentonita Modificada com Lantânio
RS	Solo vermelho local
P	Fósforo
OD	Oxigênio Dissolvido
DIN	Nitrogênio Inorgânico Dissolvido
TN	Nitrogênio Total
SRP	Fósforo Sólúvel Reativo
TP	Fósforo Total

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	20
1	EUTROFIZAÇÃO	21
1.1	Fósforo	22
1.2	Mitigação de Florações de Cianobactérias	23
1.3	Avaliação de efeitos colaterais não desejados	27
1.4	Organismos Não-Alvos	28
1.4.1	<u>Comunidade Zooplanctônica</u>	29
1.4.1.1	Rotíferos.....	29
1.4.1.2	Cladóceros.....	30
1.4.1.3	Copépodos.....	30
1.4.2	<u>Comunidade Zoobentônica: Macroinvertebrados Bentônicos</u>	32
2	HIPÓTESE	35
3	OBJETIVOS	36
3.1	Objetivo geral	36
3.2	Objetivos específicos	36
4	MATERIAL E MÉTODOS	37
4.1	Área de Estudo: Reservatório do Funil	37
4.2	Experimento em Mesocosmos	38
4.3	Análise estatística	43
5	RESULTADOS	45
5.1	Variáveis limnológicas	45
5.2	Nutrientes	49
5.3	Biomassa fitoplanctônica	55
5.4	Comunidade zooplanctônica	60
5.5	Comunidade zoobentônica	66
6	DISCUSSÃO	68
6.1	Efeitos sobre o ambiente físico-químico	69
6.2	Efeitos sobre a comunidade fitoplanctônica	71
6.3	Efeitos sobre a comunidade zooplanctônica	73
6.4	Efeitos sobre a comunidade zoobentônica	75

CONCLUSÃO	78
REFERÊNCIAS	79

INTRODUÇÃO

A água é fundamental à vida de todos os organismos vivos no planeta Terra. O fornecimento de água doce e potável é primordial para o desenvolvimento econômico, para a boa qualidade de vida dos seres humanos e para a sustentabilidade dos ciclos biogeoquímicos no planeta (TUNDISI, 2003). A água é responsável por nutrir florestas, por manter a agricultura e pela biodiversidade nos sistemas terrestres e aquáticos. Dessa maneira, os recursos hídricos superficiais e subterrâneos são considerados recursos estratégicos para a manutenção da vida (TUNDISI, 2003).

As práticas das civilizações humanas têm acarretado mudanças globais, causando severas modificações em ecossistemas do mundo inteiro (WALTHER *et al.*, 2002). Os sistemas aquáticos como lagos, lagoas e reservatórios, têm sofrido rápidas transformações pelo acelerado processo de eutrofização artificial, além dos efeitos causados pelas mudanças climáticas, como o aumento de temperatura (CARPENTER *et al.*, 1992; PAERL & HUSMAM, 2008).

1 EUTROFIZAÇÃO

As várias atividades humanas proporcionam diferentes ameaças e problemas para a disponibilidade de água, causando riscos elevados, como, por exemplo, deterioração da sua qualidade, diminuição da biodiversidade, alteração dos ciclos biogeoquímicos (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Os sistemas aquáticos possuem mecanismos de controle que conseguem minimizar os impactos naturais, porém à medida que esses impactos aumentam e se diversificam, mais complexas e difíceis se tornam as soluções dos problemas a eles relacionados (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Um dos principais impactos e problemas na qualidade da água de lagos, represas e rios é a eutrofização. Este fenômeno se caracteriza pelo aumento da concentração de nutrientes, especialmente o nitrogênio e o fósforo, nos ecossistemas aquáticos, ocasionando um enriquecimento artificial desses sistemas que, por sua vez, podem adquirir uma coloração turva e, devido à presença de altas concentrações de matéria orgânica, apresentar níveis baixíssimos de oxigênio dissolvido na água (ESTEVES, 2011; SMITH, TILMAN, NEKOLA, 1999). Esse processo, que pode ocorrer de forma natural, demorada e contínua, é consequência de um aumento progressivo e lento da entrada de matéria orgânica, sua subsequente sedimentação e decomposição que, por sua vez, é fonte de nitrogênio e fósforo para o ambiente. Essa entrada natural de nutrientes no sistema é causada, principalmente, pela ação do vento e erosão por chuvas. Contudo, o processo de eutrofização pode ocorrer de forma artificial, provocada pelo ser humano, tendo como consequência a deterioração da qualidade da água. Esta última ocorre uma vez que rios e lagos costumam ser o destino final de sistemas de tratamento de esgoto, fazendo com que elevada concentração de matéria orgânica vinda desses sistemas seja despejada em suas águas (CARPENTER *et al.*, 1998; LÜRLING *et al.*, 2016). Outra importante fonte de nutrientes vem da água usada para irrigação em fazendas, com o uso de adubos e pesticidas. Além disso, muitas substâncias, como sulfatos e nitratos, ficam dissolvidas na água, e acumulam-se no corpo d'água mais próximo (ESTEVES, 2011).

A eutrofização artificial, ainda, promove mudanças na qualidade das águas como, por exemplo, anoxia da coluna d'água, provocando, assim, a morte de

espécies animais, mau cheiro, prejuízos à sociedade e meio-ambiente como o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias e o aumento do custo para o seu tratamento. As florações de cianobactérias são caracterizadas pelo intenso crescimento desses microorganismos devido ao enriquecimento da água em nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo). Essas florações podem formar uma densa camada de células com vários centímetros na superfície da água, cujas consequências podem afetar a saúde do ser humano e de outros animais, além de gerar mudanças qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, e alterar as condições químicas e físicas do meio (SMITH, TILMAN, NEKOLA, 1999; FARIA, 1993; ESTEVES, 2011).

A ocorrência de florações de cianobactérias em corpos hídricos limita a utilização destes como áreas de lazer e consumo, visto que esses organismos podem produzir toxinas (MOLICA & AZEVEDO, 2009). Algumas dessas toxinas podem causar intoxicações crônicas ou agudas, podendo ser fatais, atingindo o fígado e os sistemas digestivo e nervoso de mamíferos (CARMICHAEL, 2001; CODD *et al.* 2005; DITTMANN & WIEGAND, 2006, MOLICA & AZEVEDO, 2009). Casos de intoxicação por cianotoxinas já foram reportados em alguns animais (FAASSEN *et al.*, 2012; LÜRLING & FAASSEN, 2012) e em seres humanos, como ocorrido na cidade de Caruaru (Brasil), onde pacientes de uma clínica de hemodiálise receberam água contaminada com hepatoxinas e desenvolveram hepatotoxicoses (JOCHIMSEN *et al.*, 1998). A partir disso, pode-se dizer que florações de cianobactérias possuem severos impactos econômicos e na saúde pública (STEFFENSEN, 2008).

A eutrofização então é, sem dúvida, o problema mais comum que afeta a biodiversidade e o funcionamento de corpos aquáticos atualmente (ESTEVES *et al.*, 2008). As consequências negativas do enriquecimento de nutrientes a partir do aporte de fósforo e nitrogênio são diversas e conhecidas por ocorrer em todo o mundo (VITOUSEK *et al.*, 1997; CARPENTER *et al.*, 1998). Tais impactos afetam drasticamente a composição da estrutura trófica e a organização da comunidade aquática (JEPPESEN *et al.*, 2000).

1.1 Fósforo

O fósforo é um elemento indispensável ao crescimento do fitoplâncton, pois faz parte da composição de importantes compostos celulares diretamente ligados à produção de energia da célula, como por exemplo o ATP, e também compõe ácidos nucleicos, fosfolipídeos, nucleotídeos e fosfoproteínas (ESTEVES, 2011). Dessa forma, o fósforo é o nutriente limitante mais importante para a produção primária (SCHINDLER, 1974). Além disso, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial dos ecossistemas aquáticos continentais (ESTEVES, 1998).

Tal nutriente pode entrar em corpos d'água em sua forma particulada, a qual pode ser diretamente estocada no sedimento, ou em sua forma dissolvida, a qual pode ser incorporada à matéria orgânica através dos produtores primários e, eventualmente, é sedimentado (SØNDERGAARD, JENSEN & JEPPESEN, 2001). Ao sedimentar, o fósforo se torna parte constituinte de processos químicos e biológicos e é depositado no sedimento, podendo, posteriormente, retornar à coluna d'água. Entre esses estágios, o fósforo pode ser transformado diversas vezes e incorporado à diferentes compostos orgânicos e inorgânicos (SØNDERGAARD, JENSEN & JEPPESEN, 2001).

O aporte excessivo de fósforo configura uma vantagem para o fitoplâncton e isso resulta em situações negativas para a biodiversidade e qualidade geral da água, uma vez que ocorre o aumento da turbidez, cianobactérias produtoras de toxinas podem se desenvolver, macrófitas submersas desaparecem e o controle feito pelo zooplâncton diminui (SØNDERGAARD, JENSEN & JEPPESEN, 2001). Portanto, ao reduzir o aporte externo de fósforo, espera-se uma diminuição proporcional das florações fitoplanctônicas e de outras consequências do processo de eutrofização (SCHINDLER, 1974).

O aporte interno de fósforo também é um grande problema em sistemas de água doce (SØNDERGAARD, JENSEN & JEPPESEN, 2001). E a razão para controlar este nutriente se baseia no fato de que ele é um elemento essencial que pode facilmente limitar o crescimento do fitoplâncton (GOLTERMAN, 1975).

1.2 Mitigação de Florações de Cianobactérias

Atualmente, o controle da eutrofização e mitigação das florações nocivas de cianobactérias são considerados desafios-chave para o gerenciamento da qualidade da água. Nesse contexto, o controle da disponibilidade de fósforo (P) é crucial (CARPENTER, 2008) e deve visar à redução acentuada tanto de aportes externos quanto do estoque interno de P (COOKE *et al.*, 2005; SØNDERGAARD *et al.*, 1999). Embora outros autores considerem o nitrogênio como um nutriente que também contribui para a eutrofização (FISHER *et al.*, 1995; ELSER *et al.*, 2007; SCHINDLER *et al.*, 2008), o controle da disponibilidade de fósforo (P) é essencial (CARPENTER, 2008), já que este nutriente é limitante para o crescimento de cianobactérias e muitas espécies de cianobactérias tóxicas são capazes de fixar nitrogênio atmosférico (N₂) através da conversão deste para a forma de nitrogênio biodisponível, amônia (NH₄), para dessa forma utilizá-lo quando este está escasso na coluna da água (SMITH, 1983). Por isso, o primeiro passo para o controle da eutrofização é a redução direta dos aportes de fósforo no ambiente (COOKE *et al.*, 2005; HILT *et al.*, 2006).

A redução das cargas externas de fósforo é capaz de provocar significativas melhorias na qualidade da água, mas, muitas vezes, os lagos mostram quase nenhum sinal de recuperação em resposta à redução da carga externa de nutrientes (MARSDEN, 1989; JEPPESEN *et al.*, 1991; VAN DER MOLEN & BOERS, 1994). E essa lenta resposta pode ser explicada pela elevada carga interna de fósforo (P) que permanece no sedimento após anos de aportes externos (SØNDERGAARD *et al.*, 1999; COOKE *et al.*, 2005; O'CONNELL *et al.*, 2020). A liberação do fósforo pelo sedimento é capaz de atrasar por décadas a recuperação do sistema (SØNDERGAARD *et al.*, 1999; COOKE *et al.*, 2005). Portanto, em sistemas eutróficos é necessária não somente a redução do aporte externo de fósforo, mas também a redução da carga interna de P (SØNDERGAARD *et al.*, 1999), principalmente a liberada pelo sedimento.

O estoque interno de P está presente tanto na coluna d'água quanto no sedimento e pode ser controlado por diversos métodos de remoção de P. Estes métodos incluem a tradicional aplicação de coagulantes a base de alumínio ou de ferro (COOKE *et al.* 1993, 2005) e, mais recentemente, a cobertura do sedimento com adsorventes de P em fase sólida, os quais são principalmente argilas

modificadas (LÜRLING & VAN OOSTERHOUT, 2013a; SPEARS *et al.* 2013a).

Técnicas capazes de sequestrar o fósforo ao invés de removê-lo do sedimento enriquecido (ex. dragagens) são menos custosas (COOKE *et al.*, 2005). Além disso, em períodos de florações de cianobactérias, a maior parte do fósforo presente na coluna d'água está na forma particulada (dentro das células) e técnicas que lisem diretamente as células das cianobactérias, liberando, assim, nutrientes e toxinas são menos indicadas (LÜRLING & VAN OOSTERHOUT, 2013a). Dessa maneira, substâncias capazes de adsorver o fósforo e aprisioná-lo no sedimento, sem que haja dano nas células, são as mais indicadas para o combate às florações. Dentre essas substâncias, podem ser utilizados sais de alumínio, cálcio e ferro (COOKE *et al.*, 1993; COOKE *et al.*, 2005), argilas (VERSPAGEN *et al.*, 2006) e argilas modificadas (GIBBS *et al.*, 2011; ZAMPARAS *et al.*, 2012; LÜRLING & VAN OOSTERHOUT, 2013a).

Para o controle da eutrofização e mitigação de florações de cianobactérias, foi proposta a técnica de floculação da biomassa e inativação do P do sedimento (*Floc&Lock*). Esta técnica combina a aplicação de baixa dose de coagulante (comumente cloreto de polialumínio – PAC) com adsorvente de fósforo em fase sólida visando remover tanto a fração dissolvida (ortofosfato - P inorgânico e orgânico) quanto particulada de fósforo (cianobactérias, outras algas, detritos) da coluna d'água. Além disso, interrompe o aporte interno impedindo permanentemente a liberação de P do sedimento para a coluna d'água (LÜRLING & VAN OOSTERHOUT, 2013a).

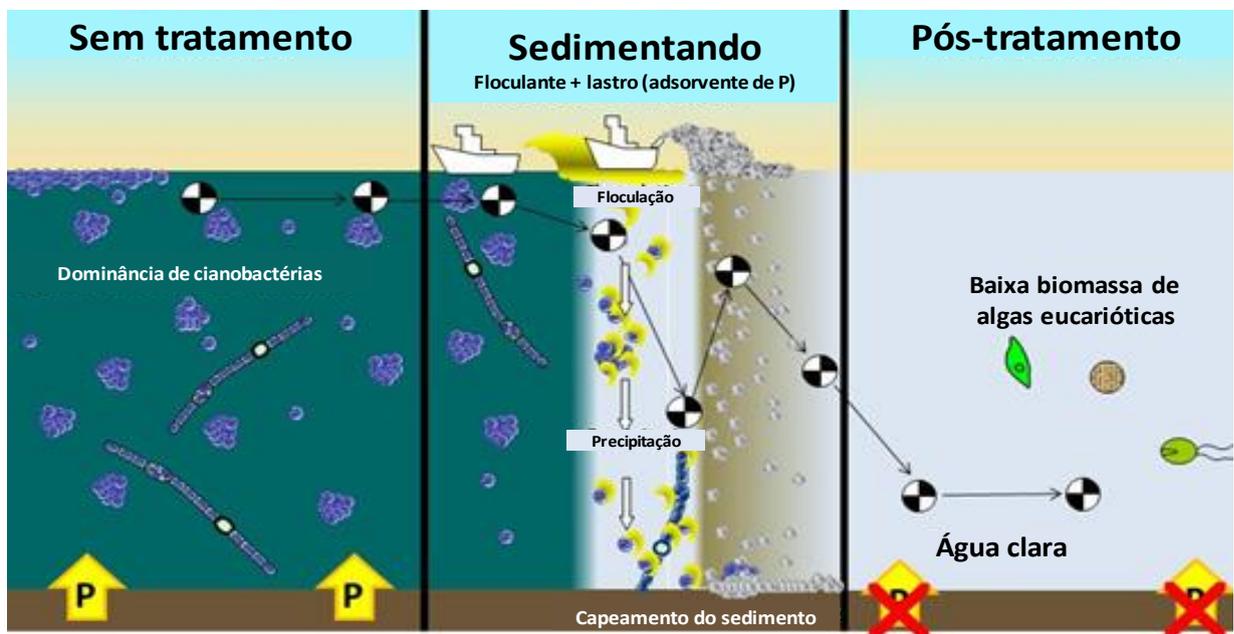
Essa técnica foi aplicada em dois lagos holandeses (VAN OOSTERHOUT & LÜRLING, 2011, LÜRLING & VAN OOSTERHOUT 2013a; WAAJEN *et al.*, 2016), mas também tanto a bentonita modificada com lantânio (LMB), como o PAC já foram aplicados isoladamente. No caso, o LMB já foi aplicado em diversos lagos ao redor do mundo que têm sofrido com os efeitos da eutrofização. Essas aplicações ocorreram em países como Alemanha, Reino Unido e Holanda (DOUGLAS *et al.*, 2004; LÜRLING *et al.*, 2016; NÜRNBERG & LAZERTE, 2016; EPE, FINSTERLE & YASSERI, 2017), e no caso do PAC, a aplicação foi realizada em cinco reservatórios na República Tcheca (JANČULA & MARŠÁLEK, 2012), além de ser amplamente utilizado nos processos de tratamento de água (WANG *et al.*, 2004).

No Brasil, estudos recentes realizados em laboratório (NOYMA, *et al.*, 2016, 2017; DE MAGALHÃES, *et al.*, 2017) utilizando cloreto de polialumínio combinado

ao LMB e ao solo vermelho do próprio reservatório (LRS ou RS), o qual também possui capacidade de adsorção de fósforo, demonstraram que populações naturais de cianobactérias podem ser floculadas e sedimentadas eficientemente (*Floc&Sink*). Dessa forma, esta técnica parece promissora para mitigação de florações de cianobactérias em sistemas eutróficos tropicais, como o Reservatório do Funil (RJ).

Em sistemas profundos, como no caso do Reservatório do Funil, as florações de cianobactérias são removidas das camadas superiores da coluna d'água, sedimentadas e gradualmente degradadas por consórcios microbianos presentes no sedimento. São esperadas, então, mudanças na comunidade microbiana do sedimento, redução de condições de anoxia aumentando os processos aeróbicos, mudança de uma comunidade de invertebrados tolerantes a anoxia para uma comunidade de invertebrados aeróbicos e o restabelecimento de algas eucarióticas, melhorando significativamente a qualidade da água (Figura 1).

Figura 1 - Desenho esquemático da técnica *Floc&Lock*.



Legenda: Tratamento combinado de coagulante e adsorvente de P (combinação de baixa dose de coagulante e argila local) em um lago profundo com baixo aporte externo de fósforo. É esperado que a remoção das cianobactérias e das partículas em suspensão promova a redução da turbidez e re-estabelecimento de algas eucarióticas, prolongando a fase de águas claras.

Fonte: LÜRLING *et al.*, 2020.

Assim, a coagulação e adsorção levam à remoção de partículas suspensas na água e à remoção de cianobactérias. Apesar destes métodos serem eficientes para a remoção de cianobactérias, é importante compreender as consequências dos efeitos desses materiais sobre os organismos não-alvos, como comunidades zoobentônicas e zooplancônicas, já que estudos relacionados a esses efeitos ainda são escassos (OBERHOLSTER *et al.*,2009; YAMADA-FERRAZ *et al.*, 2015; COPETTI *et al.*, 2016; WAAJEN *et al.*, 2017).

1.3 Avaliação de efeitos colaterais não desejados

O interesse por aplicar técnicas de mitigação de cianobactérias vêm crescendo ao longo dos anos devido a sua importância em recuperar ecossistemas aquáticos impactados, além de ser uma maneira prática, rápida e menos agressiva ao ambiente (PAN *et al.*, 2006). Na avaliação das opções de gerenciamento para restauração de lagos impactados, é essencial que qualquer efeito colateral não desejado seja considerado (SPEARS *et al.*, 2013a).

A ecotoxicologia é a ciência que estuda os efeitos de diferentes concentrações de substâncias naturais ou sintéticas, as quais os organismos-teste (populações e comunidades, animais ou vegetais, terrestres ou aquáticos) (COSTA *et al.*, 2008) são submetidos e os efeitos tóxicos produzidos por aquelas substâncias são observados e quantificados (RIBO, 1997; RONCO *et al.*,2004; DONRFELD, 2002).

Os estudos de ecotoxicologia representam uma ferramenta de monitoramento ambiental, baseado em ensaios com organismos, a fim de revelar efeitos agudos ou crônicos produzidos por substâncias químicas (KNIE & LOPES, 2004). Ao final do período de exposição, a resposta do organismo-teste é observada em relação a um determinado efeito adverso como mortalidade, no crescimento, reprodução, citotoxicidade, alterações nas taxas de desenvolvimento, e comparada com os resultados do controle (ABESSA & SOUSA,2006).

Para a escolha do organismo-teste geralmente usam-se alguns critérios para a seleção, como a abundância e disponibilidade da espécie, significativa representação ecológica, cosmopolitismo, conhecimento da sua biologia, fisiologia e hábitos alimentares, uniformidade de suas populações, sensibilidade constante, ser

uma espécie nativa para melhor representatividade dos ecossistemas (RAND & PETROCELLI, 1985). Várias espécies vêm sendo empregadas em testes de toxicidade, dentre os principais grupos de organismos destacam-se: microalgas, microcrustáceos, equinoides, poliquetas, oligoquetas, peixes e bactérias, representando os mais diversos ecossistemas e níveis tróficos (KNIE & LOPES, 2004). É necessário que os testes ecotoxicológicos sejam realizados com espécies locais, priorizando espécies que sejam representativas do ecossistema que está sendo estudado.

Testes de toxicidade com sedimentos têm sido bastante utilizados para avaliação e controle de sedimentos e monitoramento de locais contaminados com descargas tóxicas (ABESSA & SOUSA, 2006). Muitos organismos-teste são utilizados na avaliação de toxicidade de sedimentos, entre eles estão os macroinvertebrados bentônicos, como por exemplo larvas de insetos da família Chironomidae (ordem Diptera), já que são importantes na transformação de organismos vivos e biomassa morta em alimento para outros consumidores (DONRFELD, 2002; RAND *et al.*, 1995).

Em alguns dos poucos estudos ecotoxicológicos já realizados com organismos não-alvos, no caso, o zooplâncton, foram vistos efeitos, como por exemplo, a redução densidade da comunidade zooplanctônica devido à redução de alimento, uma vez que o fitoplâncton é floculado (JANČULA *et al.*, 2011), entupimento do aparelho filtrador do zooplâncton pelo coagulante e aprisionamento dos indivíduos aos flocos formados (FURTADO, 2017; VAN OOSTERHOUT & LÜRLING, 2011), além de efeito tóxico direto devido a mudança de características da água após o tratamento (JANČULA *et al.* 2011).

Então, considerando a utilização do método *Floc&Lock* como uma ferramenta de controle da eutrofização e mitigação de cianobactérias, ainda que seja uma técnica menos agressiva, é importante compreender as consequências dos efeitos colaterais desses materiais sob os organismos não-alvos, como comunidades zoobentônicas e zooplanctônicas locais, já que estudos relacionados a esses efeitos ainda são escassos (COPETTI *et al.*, 2016).

1.4 Organismos Não-Alvos

1.4.1 Comunidade Zooplanctônica

Zooplâncton é o termo genérico para um grupo de organismos heterotróficos, que engloba desde protozoários a microscrustáceos, sendo que a característica comum entre os diferentes grupos é ter como *habitat* a coluna d'água. Esta comunidade possui grande importância na ciclagem de nutrientes e fluxo de energia nos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011). Os principais grupos representativos dessa comunidade são os protozoários, rotíferos, cladóceros e copépodos (Figura 2).

1.4.1.1 Rotíferos

Rotífera é um filo de animais microscópicos pertencentes ao grupo dos blastocelomados. Esse grupo (Figura 2 D e F) possui muitas espécies cosmopolitas devido a sua grande capacidade de dispersão e de se adaptar às mudanças ambientais (RODRIGUEZ & MATSUMURA-TUNDISI, 2000; ESTEVES, 2011). Possuem pequeno tamanho, aparelho mastigatório adaptável e grande plasticidade fenotípica (SEGERS, 2008; ESTEVES, 2011). Estes organismos realizam partenogênese e não requerem uma fase sexual para a reprodução (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Possuem diferentes hábitos alimentares variando de bacterívoros, herbívoros, carnívoros (canibais) a onívoros. Possuem a capacidade de selecionar o tipo de alimento e conseguem diferenciar partículas alimentares de partículas não-nutritivas ou tóxicas (NOGRADY *et al.*, 1993).

Várias espécies de rotíferos são utilizadas como indicadores de eutrofização artificial (PEJLER, 1965; PINTO-COELHO *et al.*, 2005), sendo as espécies *Brachionus calyciflorus* e *Brachionus angularis* associadas às condições eutróficas (ATTAYDE & BOZELLI, 1998; BRANCO *et al.*, 2002), *Brachionus plicatilis* às águas salobras (BRANCO *et al.*, 2007) e *Kellicottia bostoniensis* associadas às maiores níveis de trofia com altas concentrações de nitrogênio e fósforo total (ESTEVES, 2011)

1.4.1.2 Cladóceros

Os cladóceros pertencem à Classe Branchiopoda dos crustáceos. Eles apresentam pequeno tamanho, rápido desenvolvimento, sem fase larval (Figura 2 B, E) (ESTEVES, 2011).

Os principais grupos são filtradores generalistas e não conseguem selecionar os alimentos, e por isso ingerem grandes quantidades de células algais de uma só vez (BROOKS, 1959). Possuem algas, detritos e bactéria como principais fontes de alimento. Diversas espécies são utilizadas em testes ecotoxicológicos devido a sua sensibilidade à presença de compostos tóxicos na água, sendo frequentemente observada mortalidade, modificações no padrão natatório e respiratório e anomalias morfológicas (ELMOOR-LOUREIRO, 2004).

Cladóceros também são utilizados para caracterizar lagos oligotróficos, onde, principalmente as espécies *Daphnia cristata* e *Daphnia galeata* (GULATI, 1983) são indicadoras em regiões temperadas, e *Daphnia gessneri*, *Moina minuta* e *Ceriodaphnia cornuta* em regiões tropicais (PINTO-COELHO *et al.*, 2005). Mas também existem espécies que são encontradas em sistemas eutróficos como *Daphnia laevis*, em regiões temperadas e, por exemplo, *Moina micrura*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Bosmina hagmanii* em regiões tropicais (PINTO-COELHO *et al.*, 2005).

1.4.1.3 Copépodos

Os copépodos pertencem a Classe Copepoda do Subfilo Crustacea (Figura 2 A e C), e habitam diferentes ambientes aquáticos como águas doces, salobras e salgadas e algumas espécies podem ser parasitas de peixe.

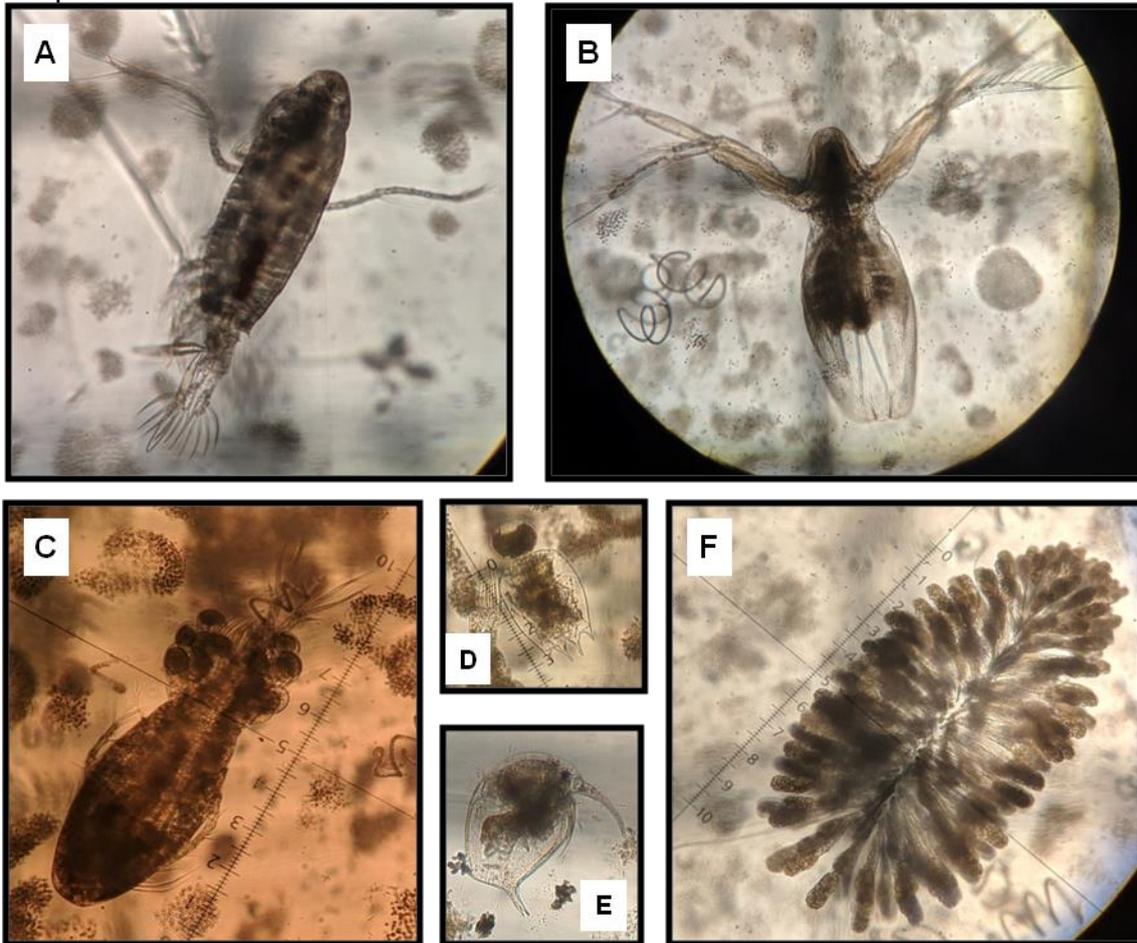
As principais ordens de copépodos de água doce são Calanoida, Cyclopoida e Harpacticoida (maioria bentônica). A reprodução é quase exclusivamente sexuada, exceto para algumas espécies da ordem Harpacticoida e apresentam diferentes estágios de desenvolvimento (estágios larvais e adultos).

O hábito alimentar dos calanóides é filtrador, sendo o fitoplâncton a principal fonte de alimento, os ciclopoídes são preferencialmente carnívoros (fase adulta), incluindo, em sua dieta, protozoários, rotíferos, outros microcrustáceos, larvas de dípteros e oligoquetas, e os harpacticóides são principalmente coletores de

partículas (ESTEVEES, 2011).

Como indicadores de estado trófico, os calanóides indicam oligotrofia e os ciclopidas são mais encontrados em lago eutrofizados (ESTEVEES, 2011; PINTO-COELHO *et al.*, 2005).

Figura 2 - Fotos representando organismos não-alvo da comunidade zooplanctônica.



Legenda: A: copépedo (Calanoida) *Notodiaptomus* sp.; B: cladóceros *Diaphanosoma* sp.; C: copépedo (Cyclopoida) *Thermocyclops* sp. fêmea ovada; D: rotífero *Brachionus* sp. ovada; E: cladóceros *Bosmina* sp.; F: rotífero *Lacinularia* sp.

Fonte: a autora, 2019.

1.4.2 Comunidade Zoobentônica: Macroinvertebrados Bentônicos

A comunidade bentônica é composta por organismos heterotróficos (zoobentos) e autotróficos (fitobentos), os quais vivem associados aos sedimentos de ecossistemas aquáticos (VANNOTE *et al.*, 1980).

Os zoobentos compreendem animais tanto invertebrados como vertebrados e existem diversos grupos taxonômicos que vivem no sedimento de ecossistemas continentais, possuindo alta diversidade em ambientes rasos e regiões litorâneas ou comunidades com baixa diversidade em sedimentos de ambientes profundos ou eutrofizados. A ocorrência e a distribuição dos grupos de zoobentos estão relacionadas a diversos fatores abióticos como concentração de oxigênio dissolvido,

disponibilidade de alimento e nutrientes (qualidade e quantidade de matéria orgânica sedimentar) e característica física do sedimento (granulometria e grau de compactação), temperatura, pH, disponibilidade de luz (para os fitobentos) (WELCH *et al.*, 1988), e bióticos como competição, predação e parasitismo.

A textura e a composição do sedimento influenciam a distribuição dos zoobentos. Assim, sedimentos “moles” com elevados teores de água e composição granulométrica fina (areia fina, silte, argila) são sedimentos propícios a serem habitados em camadas mais profundas. Sedimentos mais compactados com baixos teores de água limitam a fauna bentônica de habitarem as camadas superficiais (PEREIRA & DA SILVA, 1991).

A comunidade zoobentônica possui grande importância no processamento dos detritos orgânicos, porque com a decomposição da matéria orgânica há a disponibilidade de fontes de nutrientes do sedimento para a coluna d'água devido a atividade de bioturbação destes organismos bentônicos (VANNOTE *et al.*, 1980; GONÇALVES *et al.*, 2006; REZENDE *et al.*, 2010), mantendo o fluxo de energia nos ecossistemas aquáticos (CALLISTO & GONÇALVES, 2002; GILLER & MALMQVIST, 2008). Além disso, fazem parte da cadeia alimentar, sendo fonte de alimento de diversos organismos aquáticos, principalmente de peixes.

Dentre os táxons encontrados na comunidade zoobentônica, os principais são: insetos (Filo Arthropoda), anelídeos (Filo Annelida), moluscos (Filo Mollusca) e crustáceos (Subfilo Crustace, Filo Arthropoda) (DUSSART, 1966). Estes, ainda, podem ser agrupados em organismos sensíveis, tolerantes e resistentes à poluição, sendo assim, ótimos bioindicadores da qualidade dos sistemas (Figura 3).

Já é sabido que a sedimentação de fitoplâncton e de detritos têm importante papel para a abundância e biomassa dos invertebrados bentônicos (JONASSON, 1972). Em relação à alimentação, indivíduos do zoobentos, podem ser predadores, raspadores, coletores e filtradores de pequenas partículas de matéria orgânica em suspensão e principalmente de detritos orgânicos que se depositam no sedimento.

Existem ainda poucos trabalhos com relação aos efeitos da técnica *Floc&Lock*, tanto para a comunidade zooplânctônica, quanto para a zoobentônica. Além dos efeitos já comentados sobre o zooplâncton (VAN OOSTERHOUT & LÜRLING, 2011, JANČULA *et al.* 2011; FURTADO, 2017), o zoobentos também pode apresentar redução da sua densidade devido à redução da disponibilidade de alimento, pode se tornar uma presa mais fácil em razão do aumento da transparência da coluna

d'água, além de sofrer possíveis efeitos tóxicos dos produtos, os quais também podem promover mudanças na composição do sedimento (WAAJEN *et al.* 2017). Dessa forma, é importante que estudos relacionados à mitigação de cianobactérias também levem em consideração seus possíveis efeitos não-intencionais nesses organismos.

Figura 3 - Fotos ilustrativas de macroinvertebrados zoobentônicos.



Legenda: Organismos representantes do zoobentos. A – Organismos sensíveis;
B – Organismos tolerantes; C – Organismos resistentes.

Fonte: ESTEVES, 2011.

2. HIPÓTESE

A utilização da técnica *Floc&Lock* para mitigação de florações de cianobactérias e controle da eutrofização resulta em efeitos imediatos na coluna d'água, com remoção de biomassa fitoplanctônica e redução de nutrientes. Esta técnica também promove/acelera a sedimentação dos flocos formados e cria uma barreira que recobre e se mistura às camadas mais superficiais do sedimento impedindo a liberação do P. Estes efeitos vão interferir nas comunidades de organismos que habitam a massa d'água e os sedimentos.

Considerando as comunidades zooplanctônica e zoobentônica presente no ambiente estudado espera-se que:

- (i) não haja efeito colateral sobre o zooplâncton, visto que o objetivo é reduzir a biomassa de cianobactérias, os quais não são palatáveis para o zooplâncton.
- (ii) haja efeito colateral sobre a comunidade zoobentônica, principalmente sobre filtradores e depositívoros, já que estes organismos vivem em associação ao substrato e as argilas tendem a ficar depositadas superficialmente no sedimento.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste estudo é identificar e avaliar os possíveis efeitos colaterais da técnica coagulação-sedimentação para mitigação de florações de cianobactérias sobre comunidades não-alvo do Reservatório do Funil (RJ).

3.2 Objetivos específicos

- Mensurar a remoção de biomassa de cianobactérias e alterações em variáveis limnológicas de um reservatório eutrófico através de experimentos de mesocosmos.
- Analisar os possíveis efeitos colaterais do uso da técnica *Floc&Lock* sobre a comunidade zooplanctônica do Reservatório do Funil em experimentos de mesocosmos.
- Analisar os possíveis efeitos colaterais do uso combinado de coagulante e adsorvente de P em fase sólida sobre a comunidade zoobentônica do Reservatório do Funil em experimentos de mesocosmos.

4. MATERIAL E MÉTODOS

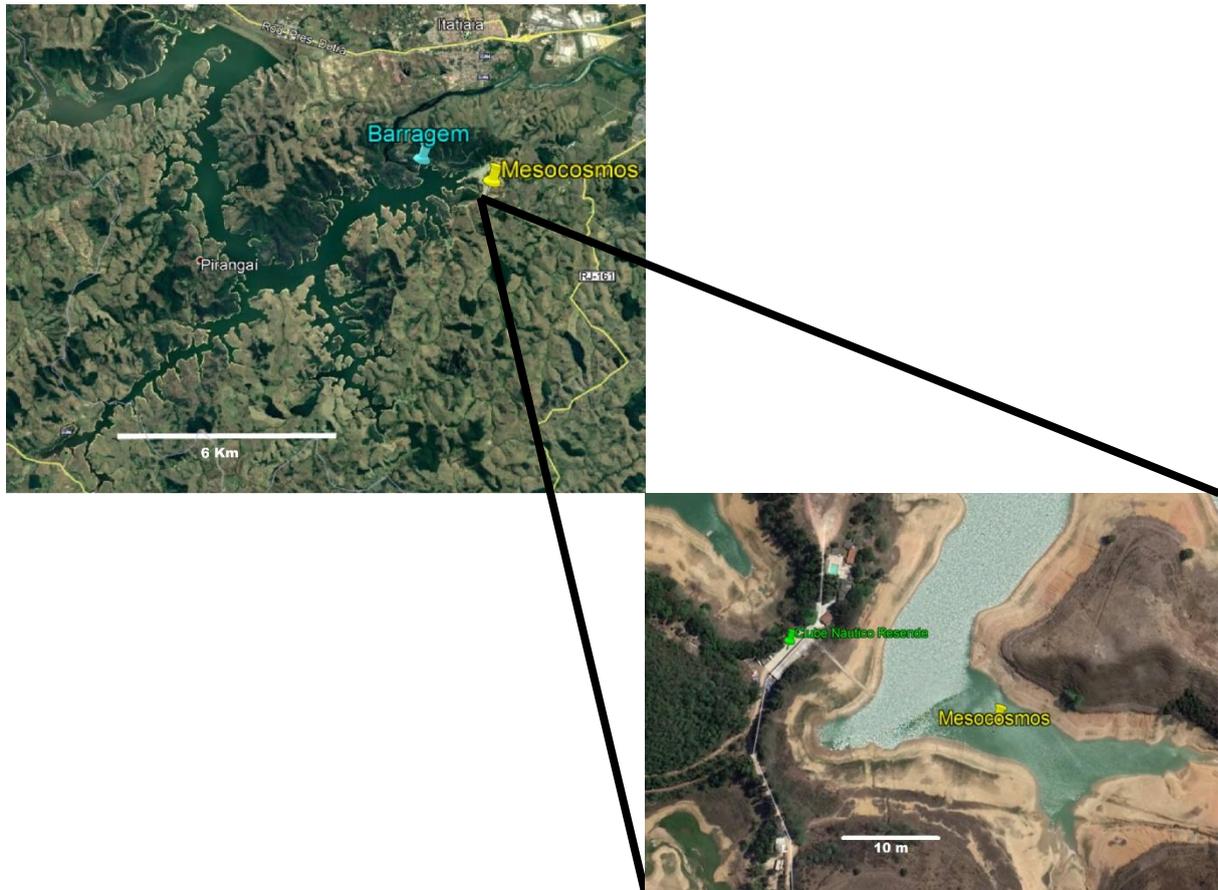
4.1 Área de Estudo: Reservatório do Funil

O Reservatório do Funil (22°30'S, 44°45'W, altitude 440 m) está localizado na região sul do estado do Rio de Janeiro, no município de Resende (Figura 4). Este reservatório recebe água do rio Paraíba do Sul, possui profundidade média de 22 metros, profundidade máxima de 70 metros, área de superfície de 40 Km², seu volume total médio varia dependendo das condições climáticas e possui um tempo de residência entre 20 e 80 dias (SOARES *et al.*, 2009). É um reservatório eutrófico com concentração média de fósforo total entre 40,8 e 46 ug/L e com registro de frequentes florações de cianobactérias, especialmente no verão (DEBLOIS, 2008; RANGEL *et al.*, 2012).

O reservatório foi construído no final da década de 60 a partir da barragem do rio Paraíba do Sul. Esse reservatório recebe resíduos de uma das principais áreas industriais brasileiras, já que atravessa parte dos estados de São Paulo e do Rio de Janeiro e, dessa forma, o rio possui influência na qualidade da água do reservatório. Conseqüentemente, este tem sofrido com intensa eutrofização desde décadas mais recentes, o que resulta em frequentes florações de cianobactérias (KLAPPER 1998; BRANCO *et al.* 2002; ROCHA *et al.* 2002).

A vegetação ao redor do reservatório era pobre, resultado de um uso para plantação de café e pasto. A constante oscilação do volume da água neste reservatório contribui para erosão do sedimento das margens. Programas visando o reflorestamento da área foram implementados pela companhia geradora de energia responsável pelo reservatório (BRANCO *et al.*, 2002).

Figura 4 - Reservatório do Funil



Legenda: Imagem de satélite do Reservatório do Funil. O alfinete amarelo indica o local onde foi realizado o experimento, o azul sinaliza a localização da barragem e o verde indica a localização do Clube Náutico Resende.

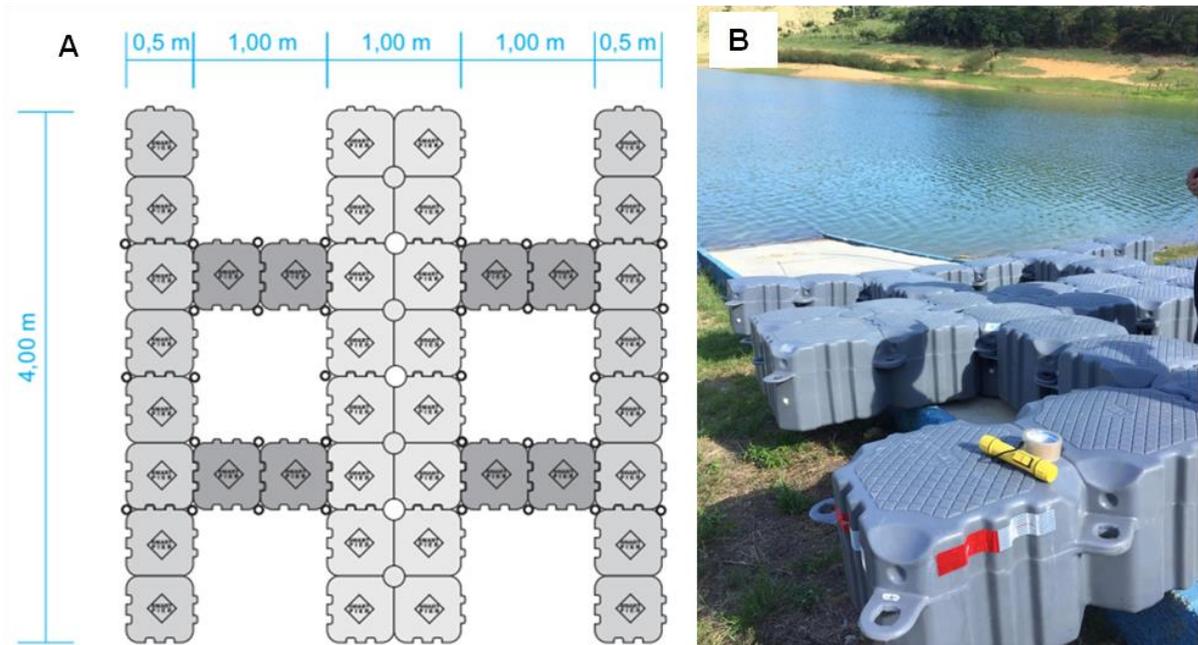
Fonte: Google Earth Pro, 2019.

4.2 Experimento em Mesocosmos

Foi realizado um experimento em mesocosmos no período de 29 de janeiro a 26 de fevereiro de 2019, para testar a eficácia da técnica *Floc & Lock* no local. Foram instalados, no reservatório, dois *smart piers* os quais são píers flutuantes fixados no sedimento com o auxílio de poitas (Figura 5), contendo cada um 6 mesocosmos de formato cilíndrico compostos por 2 aros de alumínio e um tubo de plástico formado por uma folha de plástico. Os aros de alumínio possuem aproximadamente 0,9 metro de diâmetro, com a parte inferior fixada ao sedimento através de 4 pontas de alumínio e abertos no fundo permitindo trocas com o

sedimento, como esquematizado na Figura 6.

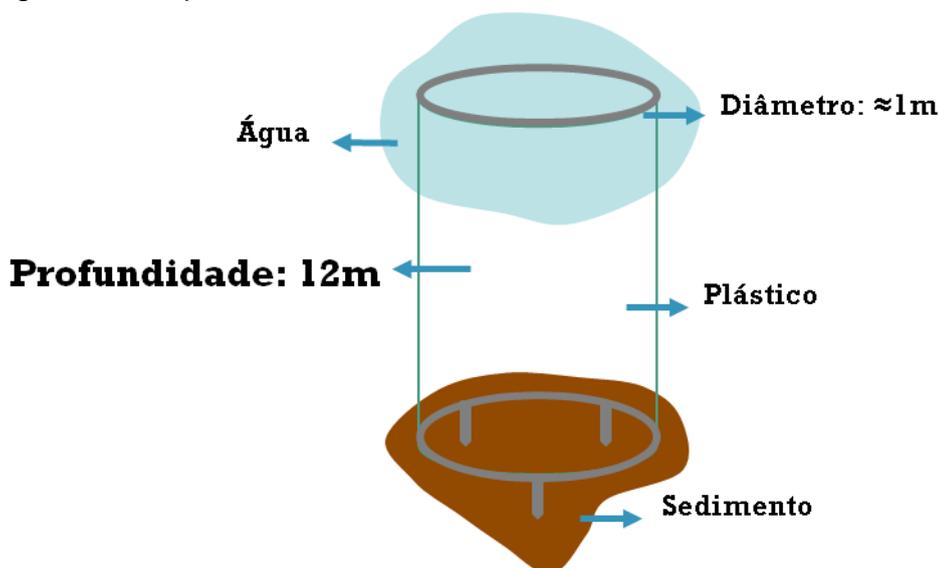
Figura 5 - Experimento em mesocosmos.



Legenda: (A) Esquema dos *Smart Piers* flutuantes montados no Reservatório do Funil. (B) Foto do dia de montagem do experimento.

Fonte: a autora, 2019.

Figura 6 - Esquema de um mesocosmos.

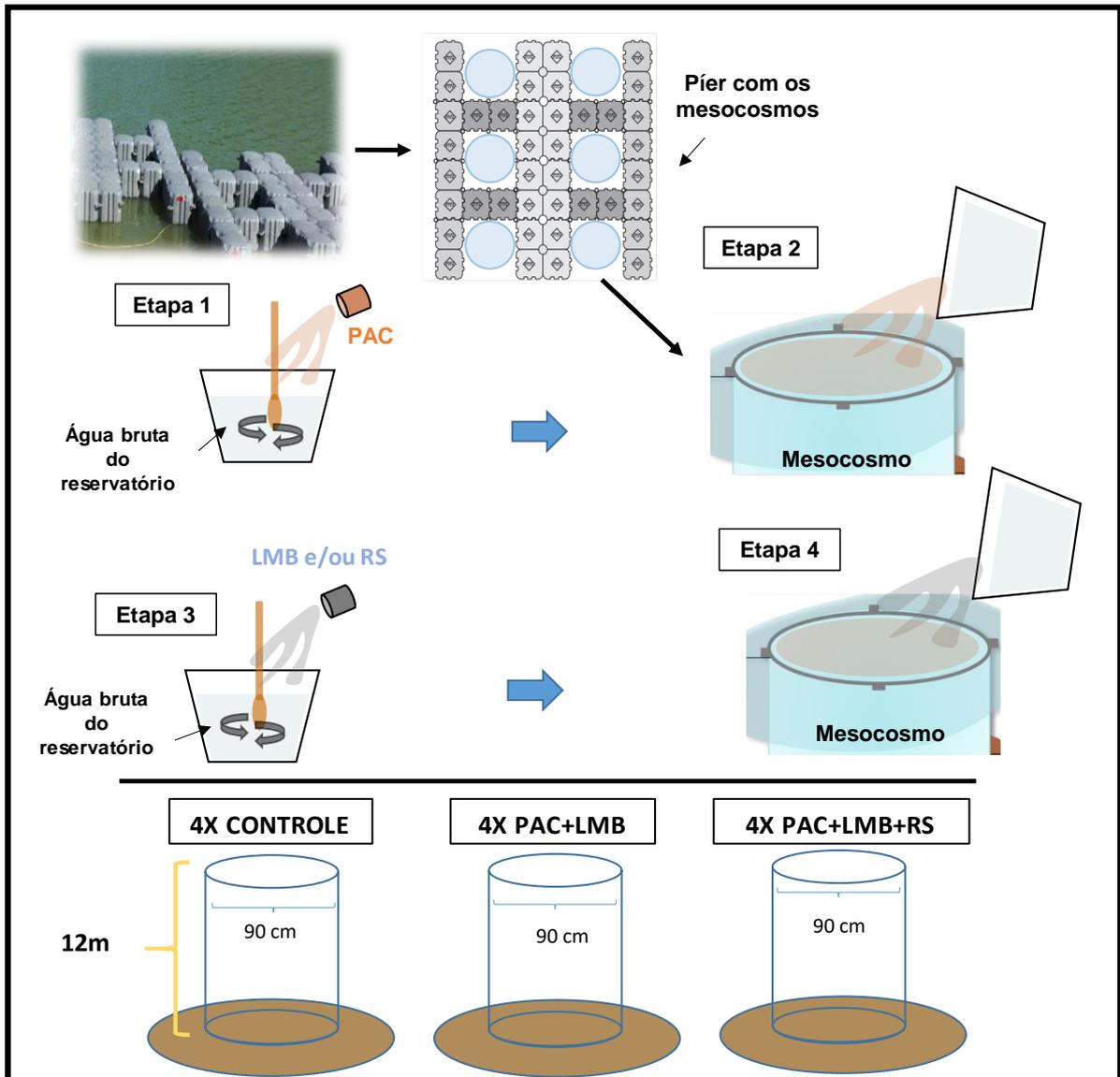


Legenda: Esquematização de um mesocosmos. Os aros de metal possuem aproximadamente 1 metro de diâmetro e são fixos através de cordas (na parte de cima) e dentes (sedimento). Sendo abertos no fundo, permitindo trocas entre o sedimento e a coluna d'água.

Fonte: A autora, 2019.

Os mesocosmos receberam diferentes tratamentos, de acordo com resultados obtidos de experimentos anteriores realizados em laboratório (NOYMA *et al.*, 2016), de combinações de coagulante PAC (AQUA-PAC®, cloreto de polialumínio, $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$, $\rho \approx 1.37 \text{ kg L}^{-1}$, 8,9 % Al, 21,0 % Cl, obtido da Purewater – São Paulo, Brasil), adsorvente de P em fase sólida – bentonita modificada com lantânio (LMB) da marca *Phoslock*®, obtida da HydroScience (Porto Alegre, Brasil) e solo vermelho local (RS – retirado da margem do reservatório) que também serviu como adsorvente de P, uma vez que ele também é capaz de adsorver fósforo devido à sua composição (NOYMA *et al.*, 2016). Os tratamentos aplicados foram: PAC+LMB e PAC+LMB+RS, além das réplicas para Controle. O experimento foi realizado com quatro réplicas e fixados nos píers de forma aleatória, totalizando doze mesocosmos (Figuras 7 e 8).

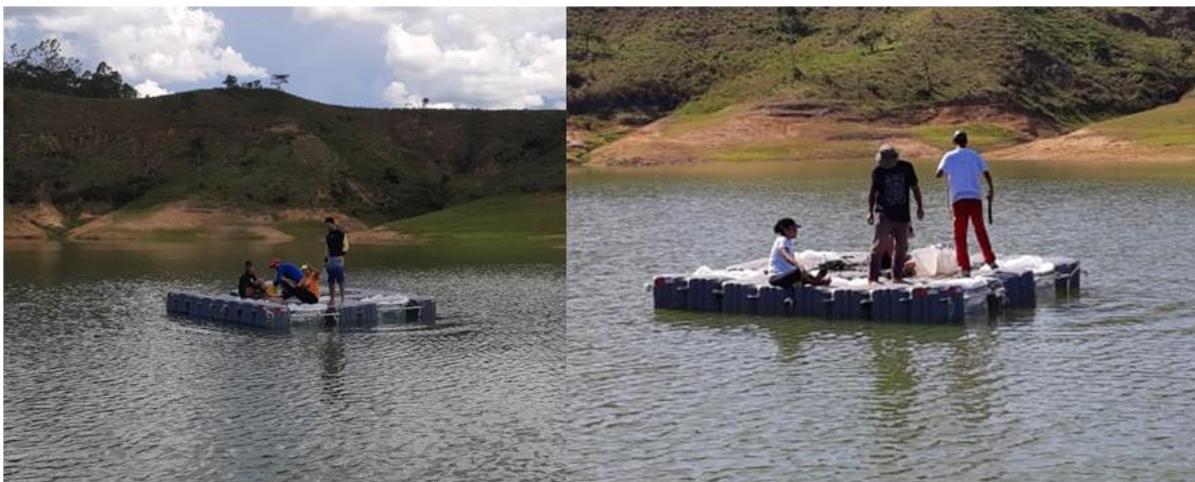
Figura 7 – Desenho experimental da aplicação dos materiais.



Legenda: Etapa 1 – mistura do coagulante PAC com água bruta do reservatório em um balde; Etapa 2 – aplicação da mistura com PAC dentro do mesocosmo com posterior homogeneização da coluna d'água; Etapa 3 – mistura do adsorvente LMB (e RS quando utilizado no tratamento, separadamente) com água bruta do reservatório; Etapa 4 – aplicação da mistura com LMB e RS dentro do mesocosmo com posterior homogeneização de toda a coluna d'água. Ao final totalizando 12 mesocosmos contendo quatro réplicas de cada tratamento.

Fonte: modificado de LEITE, 2019.

Figura 8 - Píers montados e mesocosmos instalados no Reservatório do Funil.



Para o tratamento PAC+LMB as doses foram de 4 mg Al L^{-1} de PAC e $0,2 \text{ g L}^{-1}$ de LMB. Já no tratamento PAC+LMB+RS foi utilizada a mesma dose de PAC, porém $0,1 \text{ g L}^{-1}$ de LMB e $0,1 \text{ g L}^{-1}$ de RS. Tais dosagens foram calculadas a partir de análises da concentração de fósforo total (PT) da coluna d'água e também, a partir da estimativa do potencial de fósforo liberado pelo sedimento. Para isso, foi realizada um protocolo de extração de P sequencial de acordo com Paludan e Jensen (1995) e modificado por Cavalcante *et al.* (2018).

A amostragem para análise das variáveis limnológicas foi realizada em cada mesocosmo nos tempos T_i (imediatamente antes da aplicação dos tratamentos), T_1 (24 horas após aplicação dos tratamentos), T_3 (3 dias após a aplicação), T_7 (após 7 dias), T_{14} (após 14 dias) e T_{21} (após 21 dias) e T_{28} (após 28 dias). O pH, a temperatura da água, oxigênio dissolvido (OD), salinidade e condutividade elétrica foram medidos utilizando uma sonda multiparamétrica (YSI modelo 600R). A transparência da água foi estimada a partir da profundidade do disco de Secchi.

Foram coletadas amostras de água de cada mesocosmo, tanto na superfície (topo), quanto no fundo. As amostragens de topo foram realizadas com um tubo integrador de 1,5m de altura e 4,5 cm de diâmetro (1,6 L de volume), já para as do fundo utilizou-se a garrafa de coleta tipo Van Dorn. A partir dessas amostras, foram realizadas análises de clorofila-a por grupo do fitoplâncton e nutrientes totais e dissolvidos. As amostras das diferentes profundidades foram acondicionadas em garrafas de plástico e mantidas resfriadas até o processamento em laboratório. A biomassa total de cianobactérias e algas eucariontes, expressa em concentração de

clorofila-a, foi estimada por fluorimetria PAM, através de analisador de fitoplâncton (PHYTOPAM, Heins Walz GmbH, Effeltrich, Alemanha). Alíquotas da amostra foram filtradas com filtro de borosilicato (Macherey-Nagel GF- 3, com porosidade de 1,2 µm) para determinação dos nutrientes dissolvidos (fósforo solúvel reativo – FSR, nitrito, nitrato, amônio). Alíquotas de amostra com água bruta (sem filtrar) foram analisadas para concentrações de fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT). As frações inorgânicas dissolvidas e particuladas de nutrientes foram analisadas através de sistema automático de ensaios baseados em análise colorimétrica por injeção de fluxo (FIA, modelo FIALab-2500), seguindo o protocolo proposto pelo fabricante (FIA LAB, 2500, EUA). As amostras de clorofila-a, pH e nutrientes foram analisadas tanto nas amostras retiradas do topo quanto do fundo dos mesocosmos.

A comunidade zooplanctônica foi coletada com auxílio de rede de plâncton (malha de 50 µm) através de arrasto vertical na zona eufótica, e as amostras foram preservadas com uma solução de formaldeído 4% e açúcar. A densidade zooplanctônica foi estimada através de contagem em câmara de Sedgewick-Rafter em microscópio óptico (Nikon modelo Eclipse E200LED MV R) e na câmara aberta em um microscópio estereoscópico (BEL PHOTONICS modelo GFP361DA-1230). A comunidade foi dividida em grandes grupos: rotíferos, copépodos e cladóceros e, também, identificadas e quantificadas por gênero taxonômico. A densidade foi avaliada em amostras coletadas nos tempos T_i , T1, T7, T14, T21 e T28

A comunidade zoobentônica foi coletada com Draga de Eckman com 225 cm³ de volume de amostragem. As amostras foram armazenadas em sacos e mantidas refrigeradas até a triagem em laboratório. A densidade zoobentônica foi estimada a partir da triagem e uma posterior análise dos indivíduos em microscópio estereoscópico (BEL PHOTONICS modelo GFP361DA-1230). A densidade dos indivíduos zoobentônicos foi avaliada em amostras coletadas nos tempos T_i e T28. As amostras do T_i foram coletadas ao lado de cada mesocosmo para não interferir na comunidade existente dentro dos tratamentos.

4.3 Análise estatística

Para analisar o efeito direto da aplicação da técnica na densidade

zooplanctônica, foi realizado um teste de análise de um fator (ANOVA) entre os tratamentos no tempo de 24 horas após a aplicação da técnica (T1).

A fim de verificar a existência de diferença estatisticamente significativa na variação do número de indivíduos zooplanctônicos entre os tratamentos testados, foram realizadas análises de variância de um fator de medidas repetidas para cada grupo encontrado (rmANOVA) usando o programa estatístico SPSS. No caso do teste de Mauchly indicar que a suposição de esfericidade foi violada, os graus de liberdade foram corrigidos usando Greenhouse – Geisser.

Quando existentes, as diferenças significativas foram localizadas através do teste *post hoc* de Tukey, assumindo $p \leq 0,05$ como valor crítico. Tais análises e testes estatísticos foram realizados usando o programa SigmaPlot 12.5.

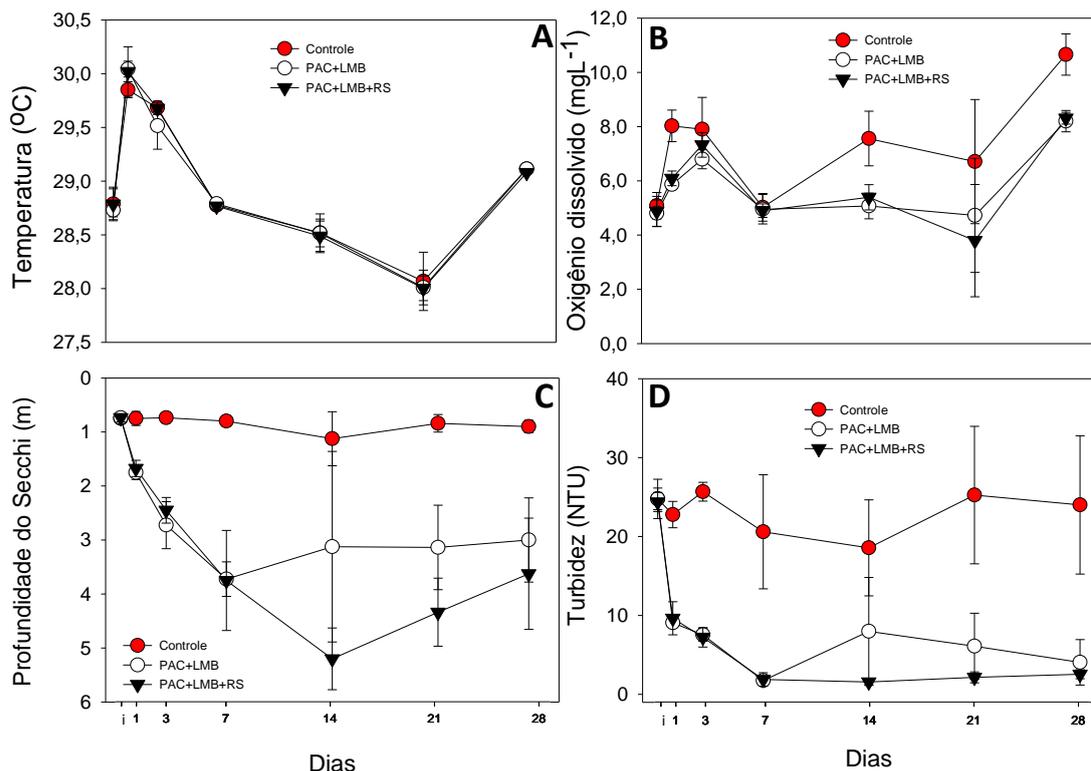
5. RESULTADOS

5.1 Variáveis limnológicas

A temperatura da água se manteve acima de 28°C em ambos os tratamentos e no controle (Gráfico 1A). Durante o experimento não foi possível notar diferenças significativas entre os tratamentos ao longo do experimento (Tabela 1).

Os valores de oxigênio dissolvido (OD) se mantiveram acima de 4 mg L⁻¹ durante todo o experimento. Entre os tratamentos, os valores de OD variaram entre 4,2 e 8,5 mg L⁻¹ (Gráfico 1B) e foi possível notar um aumento significativo da concentração de OD em T1 entre o controle e ambos os tratamentos ($F_{2,9}=38,029$, $p<0,001$). Os resultados mostraram que as concentrações de OD não foram afetadas pelos tratamentos ao longo do tempo (Tabela 1). Foi detectada diferença significativa entre o controle e tratamentos no decorrer do experimento (Tabela 1).

Gráfico 1 -Variáveis limnológicas nos mesocosmos do Reservatório do Funil.

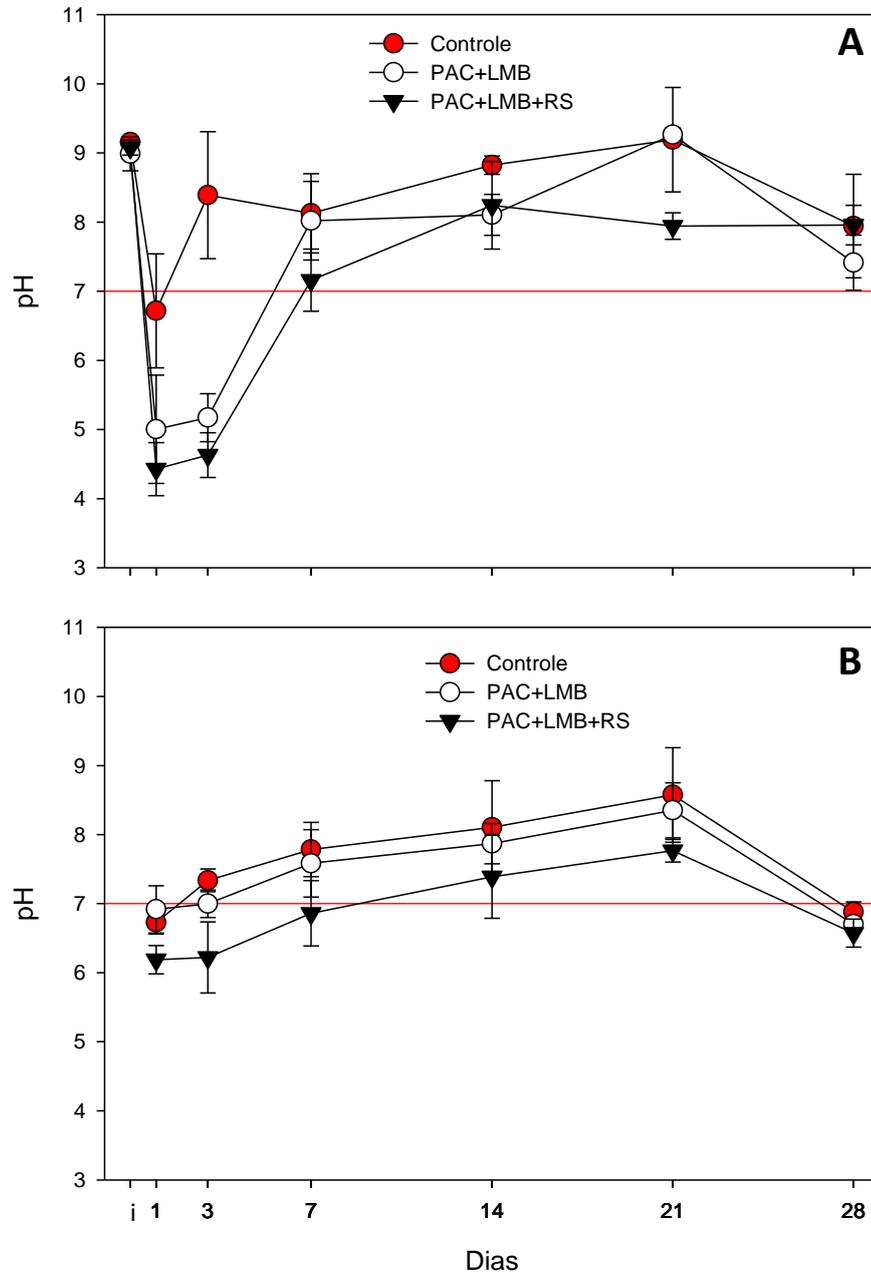


Legenda: Gráficos de variáveis limnológicas: temperatura (A), oxigênio dissolvido (B), disco de Secchi (C) e turbidez (D).

Em relação à transparência da água, observa-se um aumento dos valores em ambos os tratamentos quando comparados ao controle já no primeiro dia após a aplicação ($F_{2,9}=66,672$, $p<0,001$). O tratamento PAC+LMB+RS obteve maiores valores de transparência da água principalmente no dia 14 (Gráfico 1C) quando comparado ao controle. Como descrito pela Tabela 1, identificaram-se também diferenças significativas entre os tratamentos e controle ao longo do tempo. Esse fato também pode ser corroborado através dos resultados de turbidez, onde foi possível observar valores abaixo de 10 NTU para os tratamentos, enquanto no controle a turbidez se manteve acima de 20 NTU durante todo o experimento (Gráfico 1D). Também foram constatadas diferenças significativas entre o controle e os dois tratamentos 24h após o início do experimento (T1) ($F_{2,9}=99,065$, $p<0,001$). Ao comparar o controle com os dois tratamentos foi detectada uma diferença estatística ao longo do tempo, porém o mesmo não foi constatado ao comparar os tratamentos entre si (Tabela 1).

Quanto aos valores de pH (Gráfico 2), nota-se que, quando comparados ao controle, houve uma significativa queda dos seus valores nos tratamentos após 24 horas da aplicação da técnica, principalmente na superfície (topo) dos mesocosmos, porém, após uma semana de experimento os valores de pH retornaram aos valores próximos aos iniciais, tanto no topo quanto no fundo. Os valores encontrados foram estatisticamente diferentes apenas entre o controle e o tratamento PAC+LMB+RS ($p<0,05$). Nas amostras de topo dos mesocosmos houve diferenças estatísticas entre os tempos de amostragem e entre os tratamentos ao longo do experimento, o que não aconteceu no fundo dos mesmos (Tabela 1). Também foi possível verificar, no topo, diferenças significativas entre o controle e ambos os tratamentos. No fundo dos mesocosmos foi observada diferença marginalmente significativa entre o controle e os tratamentos (Tabela 1).

Gráfico 2 - Valores de pH.



Legenda: Gráficos com os valores de pH no topo (A) e no fundo (B). A linha vermelha representa o valor neutro (7).

Tabela 1: Resumo dos resultados da análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas para as variáveis limnológicas: temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg L⁻¹), profundidade do Secchi, turbidez (NTU) e pH tanto no topo como no fundo dos mesocosmos.

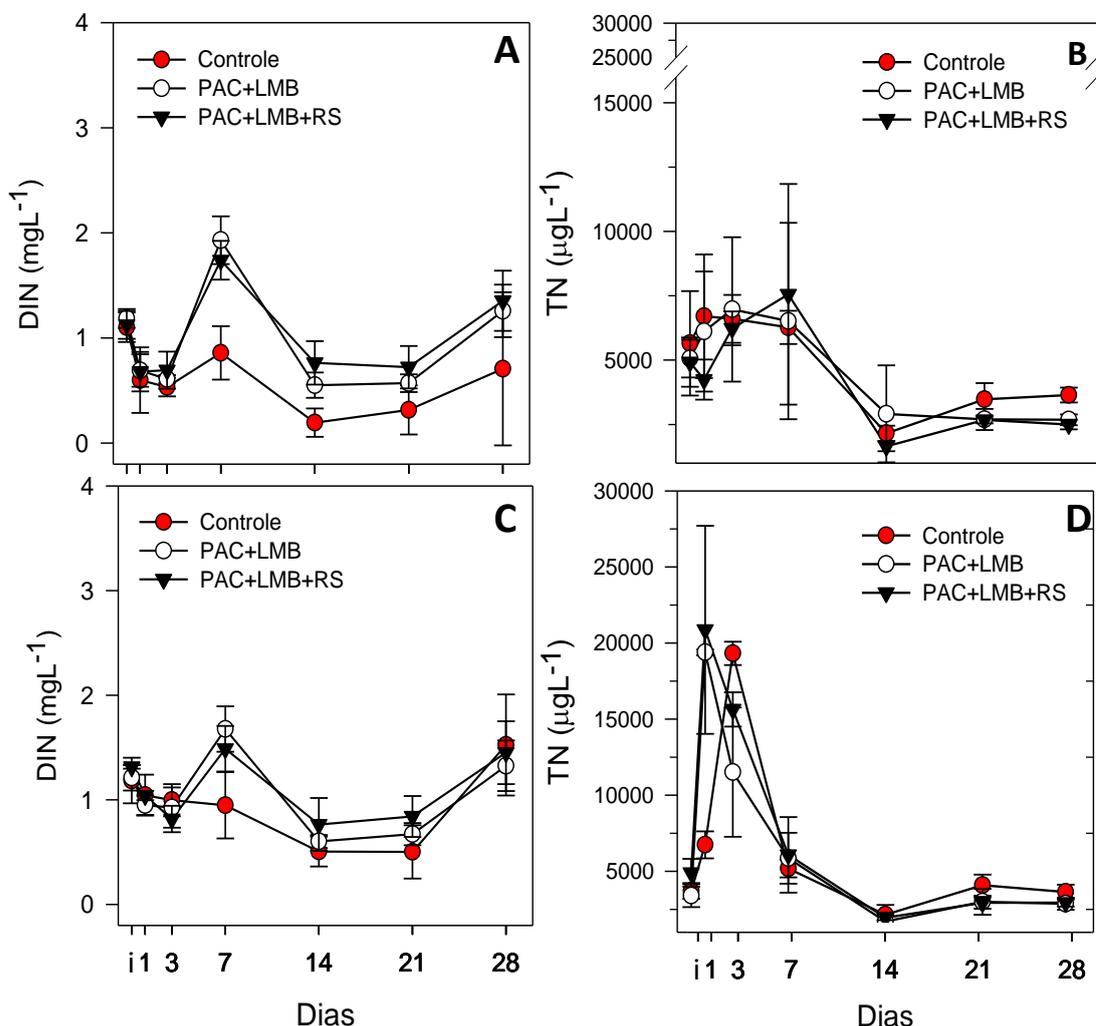
Temperatura				Oxigênio dissolvido		
<i>Tests of within-subjects effects</i>						
Fonte	df	<i>F</i>	<i>p</i>	df	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	2,415	426,801	<0,001	1,503	28,752	<0,001
Tempo x tratamento	4,831	1,216	0,335	3,007	1,574	0,241
Erro	21,738					
<i>Tests of between-subjects effects</i>						
Fonte	df	<i>F</i>	<i>p</i>	df	<i>F</i>	<i>p</i>
Tratamentos	2	0,015	0,985	2	17,001	0,001
Erro	9			9		
Secchi				Turbidez		
<i>Tests of within-subjects effects</i>						
Fonte	df	<i>F</i>	<i>p</i>	df	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	2,133	11,581	<0,001	127,557	3,19	0,052
Tempo x tratamento	4,266	4,03	0,014	4,906	1,141	0,368
Erro	19,198			22,075		
<i>Tests of between-subjects effects</i>						
Fonte	df	<i>F</i>	<i>p</i>	df	<i>F</i>	<i>p</i>
Tratamentos	2	102,714	<0,001	2	230,205	<0,001
Erro	9			9		
pH topo				pH fundo		
<i>Tests of within-subjects effects</i>						
Fonte	df	<i>F</i>	<i>p</i>	df	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	5	79,841	<0,001	1,12	4,134	0,066
Tempo x tratamento	10	9,387	<0,001	2,24	1,015	0,405
Erro	45			10,08		
<i>Tests of between-subjects effects</i>						
Fonte	df	<i>F</i>	<i>p</i>	df	<i>F</i>	<i>p</i>
Tratamentos	2	34,271	<0,001	2	4,026	0,056
Erro	9			9		

5.2 Nutrientes

As concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) mantiveram-se entre 0,5 e 2 mgL⁻¹ (Gráfico 3). Não foi notada diferença significativa nos valores de DIN 24h após o início do experimento (T1) ($p=0,830$). Observou-se diferença significativa das concentrações entre os tempos de amostragem e entre os tratamentos ao longo do experimento tanto no topo quanto no fundo dos mesocosmos. Porém apenas no topo foram detectadas diferenças estatísticas entre o controle e ambos os tratamentos ($p=0,001$) (Tabela 2).

As concentrações de nitrogênio total (TN) apresentaram um aumento, principalmente no fundo, logo nos dias iniciais de experimento (Gráfico 3). Foi possível observar diferença estatística entre o controle e os dois tratamentos em T1 apenas no fundo do mesocosmos ($F_{2,9}=38,430$; $p<0,001$). Houve variação significativa das concentrações de TN no topo e fundo, tanto no controle quanto nos tratamentos, ao longo do experimento (Tabela 3). No entanto, tanto no topo quanto no fundo não foi possível detectar diferenças significativas entre o controle e os dois tratamentos (Tabela 3).

Gráfico 3 - Concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) e nitrogênio total (TN).



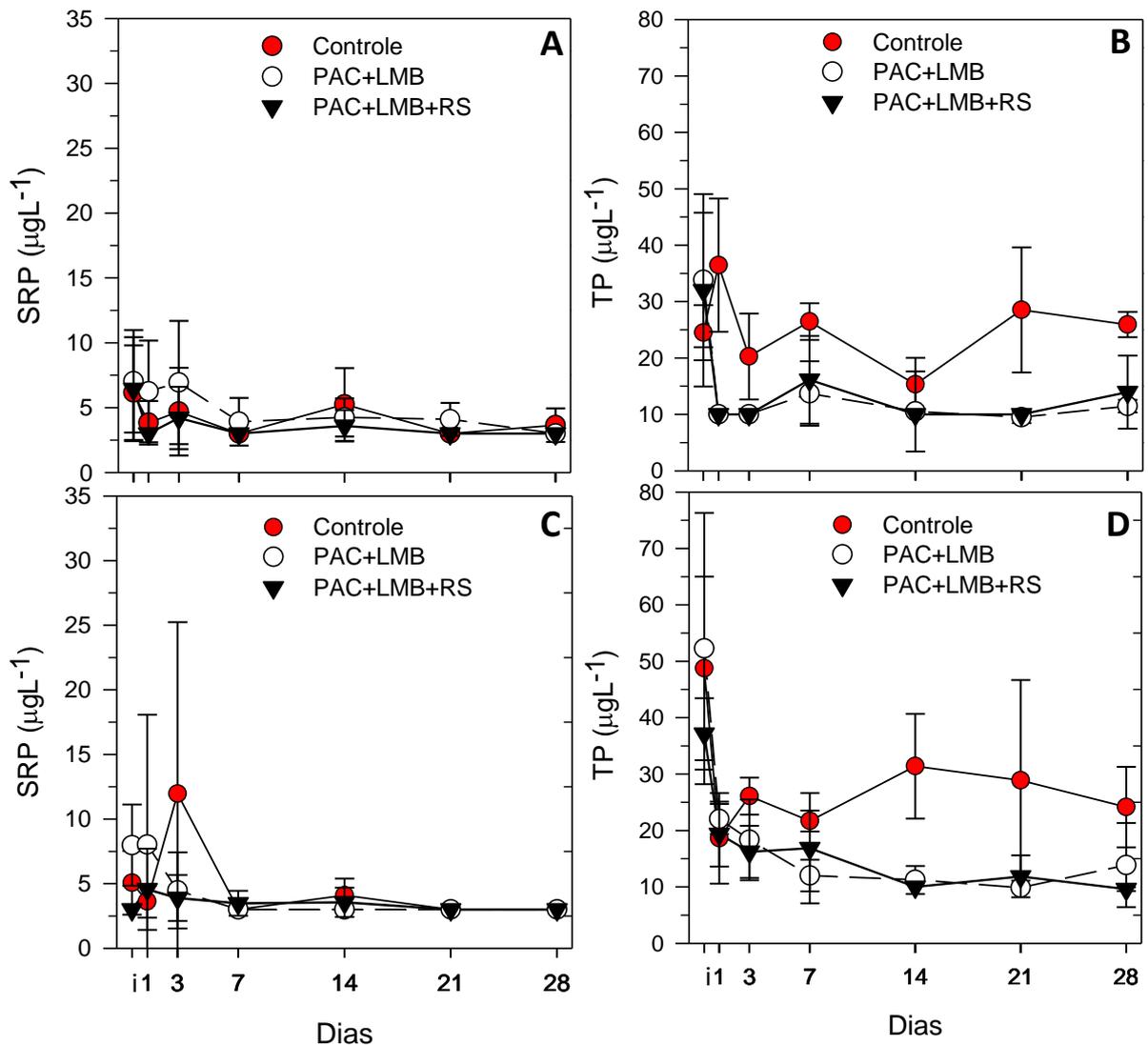
Legenda: Concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido (mg L⁻¹) e nitrogênio total no topo (A e B) e no fundo (C e D).

As concentrações de fósforo solúvel reativo (SRP) foram, em geral, muito baixas, entre 5 e 10 µg L⁻¹ nos primeiros dias do experimento e abaixo do limite de detecção do método (limite de detecção = 3 µg L⁻¹) a partir de T7 em todos os tratamentos e no controle (Gráfico 4). Em T1 foram verificadas diferenças nas concentrações de SRP apenas no fundo, a mesma ocorreu entre o controle e PAC+LMB ($p < 0,05$). Da mesma forma não houve diferenças significativas entre as amostras ao longo do tempo ou entre o controle e tratamentos (Tabela 2).

Para o fósforo total (TP) foram registrados valores médios entre 25 e 60 µg L⁻¹ no tempo inicial na superfície e fundo de todos os tratamentos. Entretanto, 24 horas após a aplicação foi observada redução na concentração de TP nos tratamentos em relação ao controle (Gráfico 4). Esta redução se manteve até o final do experimento

com concentrações $\leq 10 \mu\text{gL}^{-1}$ (limite de detecção). Apenas no topo dos mesocosmos foram observadas diferenças significativas entre o controle e ambos os tratamentos ($p < 0,05$) um dia após o início do experimento. Apenas na amostragem do topo foi observado a variação significativa dos tratamentos ao longo do experimento, no entanto, tanto no topo quanto no fundo houve diferenças entre o controle e ambos os tratamentos (Tabela 3).

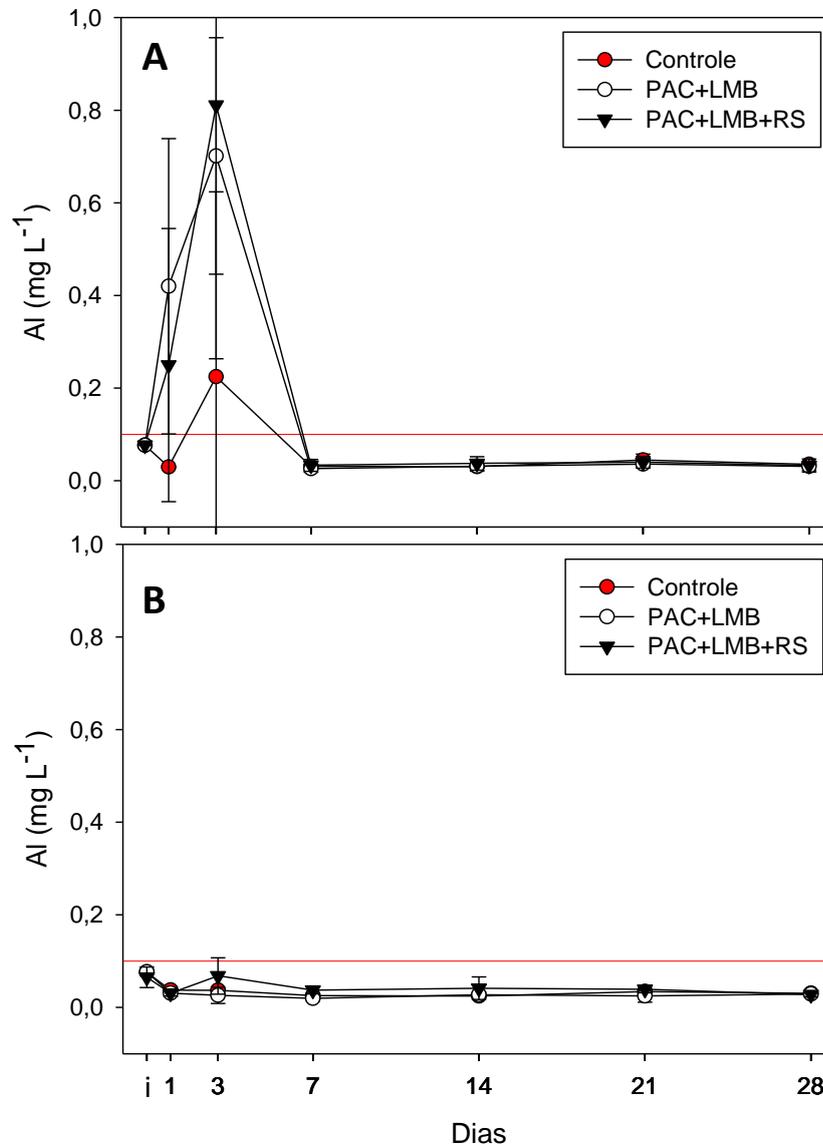
Gráfico 4 - Concentrações de fósforo solúvel reativo (SRP) e fósforo total (TP).



Legenda: Concentração de fósforo solúvel reativo (mg L^{-1}) e fósforo total no topo (A e B) e no fundo (C e D).

As concentrações de alumínio (Gráfico 5) apresentaram variações principalmente no topo dos mesocosmos logo após a aplicação dos tratamentos (T1). Não foram observadas diferenças significativas na concentração de alumínio 24h após o início do experimento tanto no topo ($F_{2,9}=2,531$ e $p=0,134$) quanto no fundo ($F_{2,9}=1,222$ e $p=0,339$). No topo e no fundo foram observadas diferenças entre as amostragens ao longo do tempo, mas apenas no fundo foram verificadas diferenças entre os tratamentos ao longo do tempo. Em ambos os locais de coleta nos mesocosmos houve diferenças significativas entre o controle e os tratamentos: no topo isso ocorreu com PAC+LMB e no fundo o mesmo ocorreu com os dois tratamentos (Tabela 2).

Gráfico 5 - Concentrações de alumínio dissolvido (Al).



Legenda: Gráficos com os valores da concentração de alumínio (Al) no topo (A) e no fundo (B). A linha vermelha no gráfico representa o valor máximo permitido de concentração de alumínio presente em águas de acordo a resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005).

Tabela 2: Resumo dos resultados da análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas para os nutrientes dissolvidos (SRP, DIN e AI) no topo e no fundo dos mesocosmos.

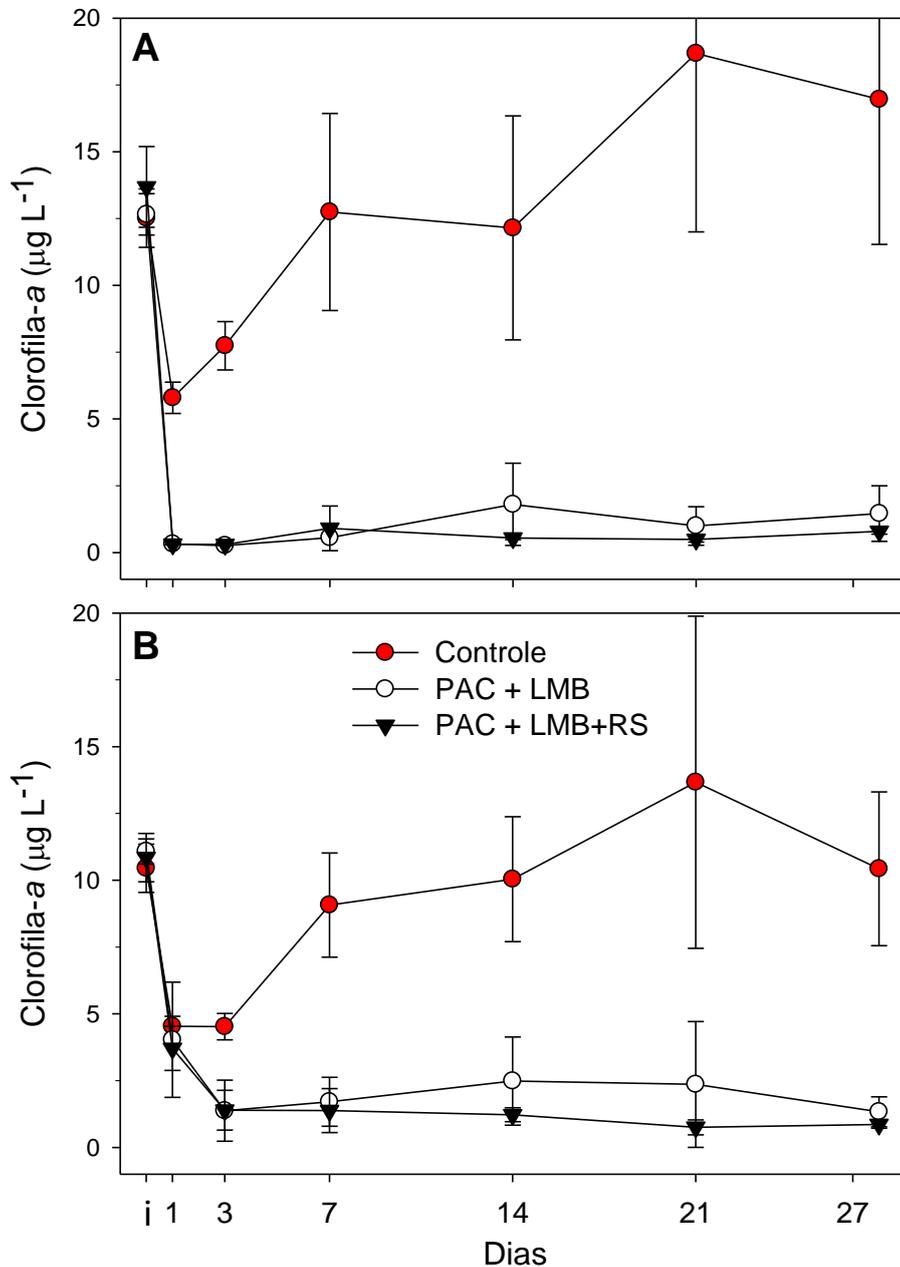
SRP topo				SRP fundo		
<i>Tests of within-subjects effects</i>						
Fonte	df	<i>F</i>	<i>p</i>	df	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	1,647	2,716	0,106	1,806	0,962	0,394
Tempo x tratamento	3,294	1,04	0,409	3,613	1,374	0,287
Erro	14,823			16,257		
<i>Tests of between-subjects effects</i>						
Fonte	df	<i>F</i>	<i>p</i>	df	<i>F</i>	<i>p</i>
Tratamentos	2	1,599	0,255	2	0,367	0,703
Erro	9			9		
DIN topo				DIN fundo		
<i>Tests of within-subjects effects</i>						
Fonte	df	<i>F</i>	<i>p</i>	df	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	2,167	30,608	<0,001	5	25,523	<0,001
Tempo x tratamento	4,334	2,648	0,061	10	2,657	0,012
Erro	19,505			45		
<i>Tests of between-subjects effects</i>						
Fonte	df	<i>F</i>	<i>p</i>	df	<i>F</i>	<i>p</i>
Tratamentos	2	17,889	0,001	2	1,32	0,314
Erro	9			9		
AI topo				AI fundo		
<i>Tests of within-subjects effects</i>						
Fonte	df	<i>F</i>	<i>p</i>	df	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	1,463	14,127	0,001	5	2,732	0,031
Tempo x tratamento	2,925	1,892	0,181	10	2,352	0,025
Erro	13,163			45		
<i>Tests of between-subjects effects</i>						
Fonte	df	<i>F</i>	<i>p</i>	df	<i>F</i>	<i>p</i>
Tratamentos	2	5,018	0,034	2	5,966	0,022
Erro	9			9		

Tabela 3: Resumo dos resultados da análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas para os nutrientes totais (TP e TN) no topo e no fundo dos mesocosmos.

		TP topo			TP fundo		
<i>Tests of within-subjects effects</i>							
Fonte	df	F	p	df	F	p	
Tempo	5	3,065	0,018	5	0,605	0,696	
Tempo x tratamento	10	3,018	0,005	10	1,946	0,063	
Erro	45			45			
<i>Tests of between-subjects effects</i>							
Fonte	df	F	p	df	F	p	
Tratamentos	2	44,317	<0,001	2	21,727	<0,001	
Erro	9			9			
		TN topo			TN fundo		
<i>Tests of within-subjects effects</i>							
Fonte	df	F	p	df	F	p	
Tempo	1,742	14,759	<0,001	2,002	89,975	<0,001	
Tempo x tratamento	3,484	0,683	<0,001	4,003	11,417	<0,001	
Erro	15,679			18,014			
<i>Tests of between-subjects effects</i>							
Fonte	df	F	p	df	F	p	
Tratamentos	2	1,847	0,213	2	0,781	0,487	
Erro	9			9			

5.3 Biomassa fitoplanctônica

A partir das análises de clorofila-a, pode-se notar uma redução em sua concentração 24 horas após a aplicação da técnica em ambos os tratamentos. No topo os valores iniciais reduziram em duas ordens de grandeza para valores menores que $1 \mu\text{gL}^{-1}$. Já no fundo tais valores foram reduzidos em uma ordem de grandeza para valores inferiores a $5 \mu\text{gL}^{-1}$ (Gráfico 6). Os valores de clorofila-a se mantiveram baixos durante todo o período do experimento, tanto no topo quanto no fundo. Apenas no topo do mesocosmos foram observadas diferenças na concentração de clorofila-a entre o controle e ambos os tratamentos 24h após a aplicação da técnica ($p < 0,001$). No topo, também, foram verificadas diferenças significativas entre as amostragens ao longo do tempo e entre os tratamentos durante o experimento. Porém tanto no topo quanto no fundo houve diferenças entre o controle e os tratamentos (Tabela 4).

Gráfico 6 - Concentração de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) em cada tratamento.

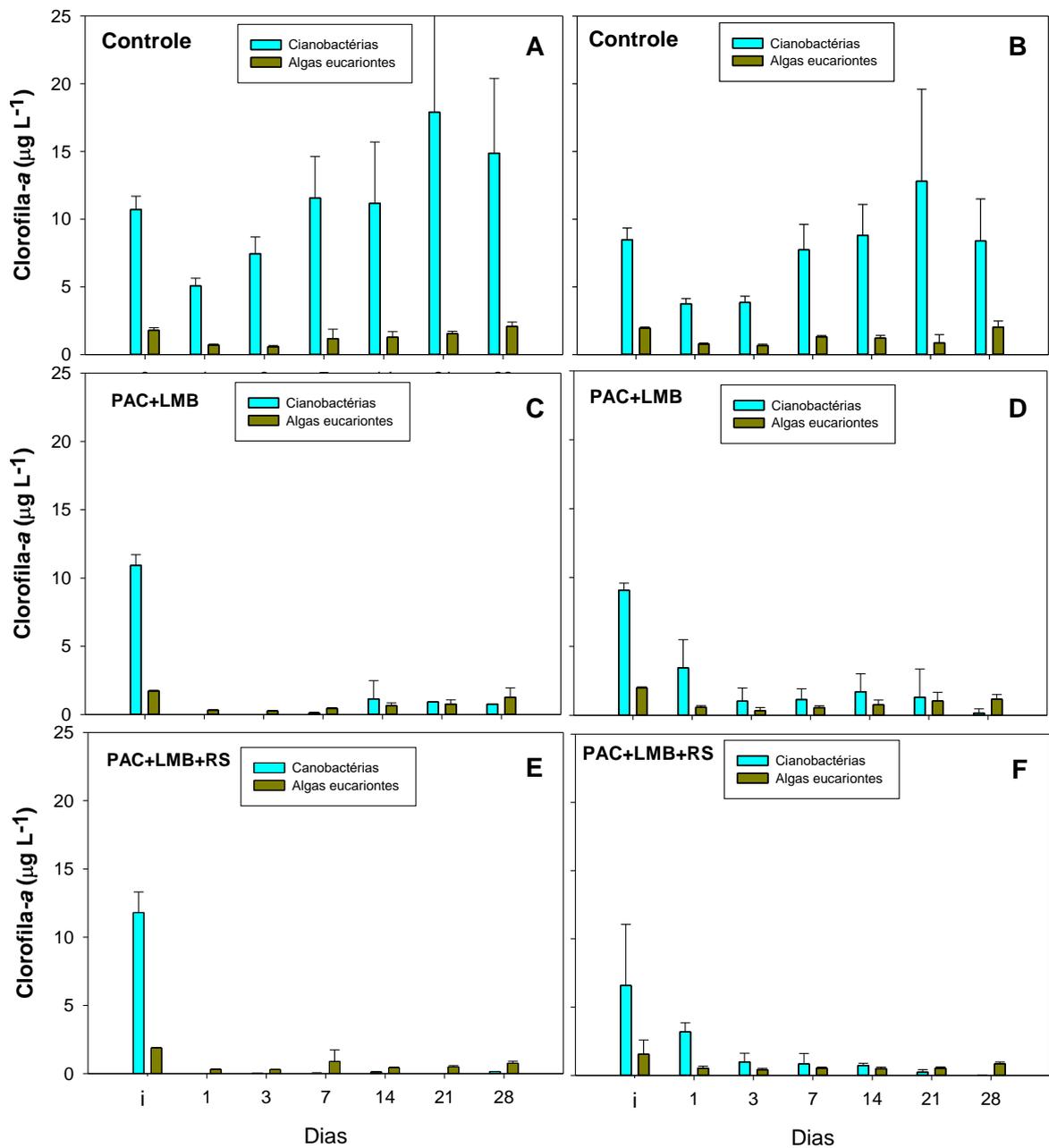
Com base na concentração de clorofila-a por grupo do fitoplâncton (cianobactérias e algas eucariontes) verificou-se uma redução acentuada da biomassa, especialmente de cianobactérias em T1 em ambos os tratamentos, tanto no topo quanto no fundo, além da manutenção dessas baixas concentrações durante todo o experimento (Gráfico 7). Também é possível notar a permanência das algas

eucariontes em ambos os tratamentos.

As cianobactérias, no topo dos mesocosmos sofreram uma grande redução logo após a aplicação dos tratamentos (T1) apresentando diferenças significativas quando comparamos o controle com ambos os tratamentos ($p < 0,05$). Tanto no topo quanto no fundo foram observadas diferenças significativas entre as amostragens ao longo do experimento e também entre o controle e os tratamentos (Tabela 4).

A concentração de clorofila-*a* das algas eucariontes (algas verdes e marrons) obteve variação ao longo do experimento (Gráfico 7). Tanto no topo como no fundo foi possível notar diferenças estatísticas 24h após início do experimento ($F_{2,9}=91,790$ e $p < 0,001$; $F_{2,9}=4,776$ e $p=0,039$ respectivamente) e também ao comparar o controle com os tratamentos PAC+LMB e PAC+LMB+RS ($p < 0,001$), porém no fundo dos mesocosmos houve diferenças apenas entre o controle e PAC+LMB+RS ($p=0,041$). Durante o experimento no topo dos mesocosmos foram vistas diferenças entre os tempos de amostragens, porém não entre os tratamentos (Tabela 4). E, em ambos os locais de amostragem (topo e fundo) foram observadas diferenças marginalmente significativas entre controle e ambos os tratamentos (Tabela 4).

Gráfico 7 - Concentração de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) por grupo em cada tratamento.



Legenda: Concentração de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) de cianobactérias e algas eucariontes no controle e nos tratamentos. Os gráficos da direita (A, C e E) representam a concentração de clorofila-a no topo, enquanto que os gráficos da esquerda (B, D e F) representam-na no fundo.

Tabela 4: Resumo dos resultados da análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas para a concentração de clorofila-a total e por grupo do fitoplâncton (cianobactérias e algas eucariontes) no topo e no fundo dos mesocosmos.

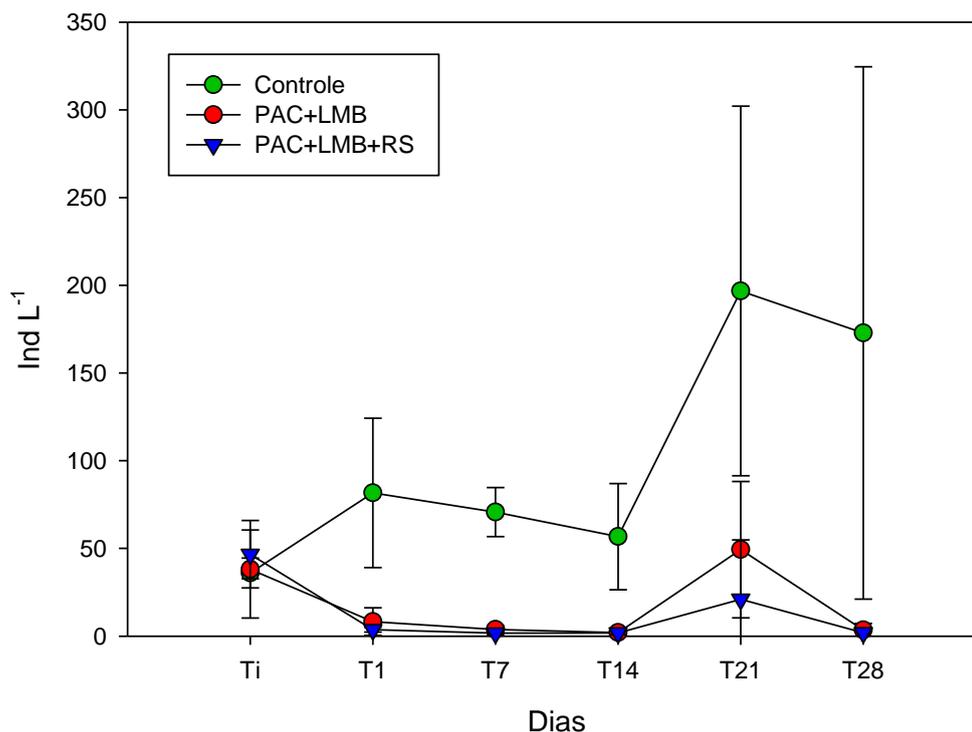
Chl-a total topo				Chl-a total fundo		
<i>Tests of within-subjects effects</i>						
Fonte	df	F	p	df	F	p
Tempo	2,126	6,977	0,005	2,218	2,88	0,075
Tempo x tratamento	4,253	5,154	0,005	4,436	5,881	0,002
Erro	19,137			19,963		
<i>Tests of between-subjects effects</i>						
Fonte	df	F	p	df	F	p
Tratamentos	2	145,923	<0,001	2	94,641	<0,001
Erro	9			9		
Chl-a cianobactérias topo				Chl-a cianobactérias fundo		
<i>Tests of within-subjects effects</i>						
Fonte	df	F	p	df	F	p
Tempo	1,981	5,056	0,018	2,019	2,37	0,121
Tempo x tratamento	3,962	4,763	0,009	4,037	5,359	0,005
Erro	17,828			18,167		
<i>Tests of between-subjects effects</i>						
Fonte	df	F	p	df	F	p
Tratamentos	2	105,551	<0,001	2	71,902	<0,001
Erro	9			9		
Chl-a eucariontes topo				Chl-a eucariontes fundo		
<i>Tests of within-subjects effects</i>						
Fonte	df	F	p	df	F	p
Tempo	2,785	10,66	<0,001	1,553	16,402	<0,001
Tempo x tratamento	5,57	1,798	0,144	3,105	3,625	0,039
Erro	25,063			13,973		
<i>Tests of between-subjects effects</i>						
Fonte	df	F	p	df	F	p
Tratamentos	2	4,377	0,047	2	13,749	0,002
Erro	9			9		

5.4 Comunidade zooplanctônica

Os resultados apresentados representam as contagens realizadas dos tempos inicial (Ti), T1, T7, T14, T21 e T28. Nota-se uma tendência ao aumento da densidade da comunidade no controle, enquanto nos tratamentos foi observada redução 24 horas após a aplicação. A densidade nos tratamentos permaneceu baixa no decorrer do experimento (Gráfico 8).

A redução da densidade da comunidade nos tratamentos foi de cerca de 78% em PAC+LMB e 92% em PAC+LMB+RS, quando comparado ao tempo inicial (Ti) e um dia após a aplicação (T1). Foi possível observar na comunidade zooplanctônica uma redução significativa na densidade 24h após a aplicação da técnica (T1) em ambos os tratamentos ($p < 0,001$). Não foram detectadas diferenças significativas entre os tempos de amostragem ($F_{1,9} = 0,144$ e $p = 0,713$). Estatisticamente, pode-se notar diferenças significativas entre o controle e os tratamentos PAC+LMB e PAC+LMB+RS ($F_{2,9} = 47,928$ e $p < 0,001$), evidenciando um efeito da técnica. Não houve diferença estatística entre os tratamentos ($p = 0,827$).

Gráfico 8 - Densidade da comunidade zooplanctônica.



Legenda: Densidade média (ind L⁻¹) total da comunidade zooplanctônica no reservatório, no controle e nos tratamentos PAC+LMB e PAC+LMB+RS, com seus respectivos desvios padrões representados pelas barras durante os períodos de amostragem de Ti, T1, T7, T14, T21 e T28 de todos os tratamentos.

Ao analisar a composição da comunidade em relação aos grandes grupos zooplanctônicos (Gráfico 9), nota-se a ocorrência de uma codominância entre rotíferos e copépodos (principalmente na sua fase larval - náuplios), na comunidade antes do início do experimento (Ti). Após a aplicação dos tratamentos, no entanto, foi observada dominância do grupo dos copépodos, também com maior contribuição de náuplios. O grupo dos cladóceros, embora em baixa densidade, se manteve presente ao final do experimento, principalmente no tratamento PAC+LMB. Também neste tratamento foi perceptível uma recuperação dos rotíferos. Enquanto no controle ocorreu um aumento da densidade, principalmente, de rotíferos e, ao final do experimento, a codominância entre copépodos e rotífero se manteve, mesmo que em menor densidade.

Os resultados da ANOVA apontaram que, no tempo T1 (24h após a aplicação dos tratamentos), o grupo dos copépodos apresentou diferença significativa ($F_{2,9}=16,708$, $p<0,001$) em ambos os tratamentos quando comparados ao controle, porém não entre os tratamentos. Em relação aos cladóceros houve diferença

significativa apenas entre o tratamento PAC+LMB+RS e o controle ($p=0,022$), assim como nos Rotíferos ($p<0,05$).

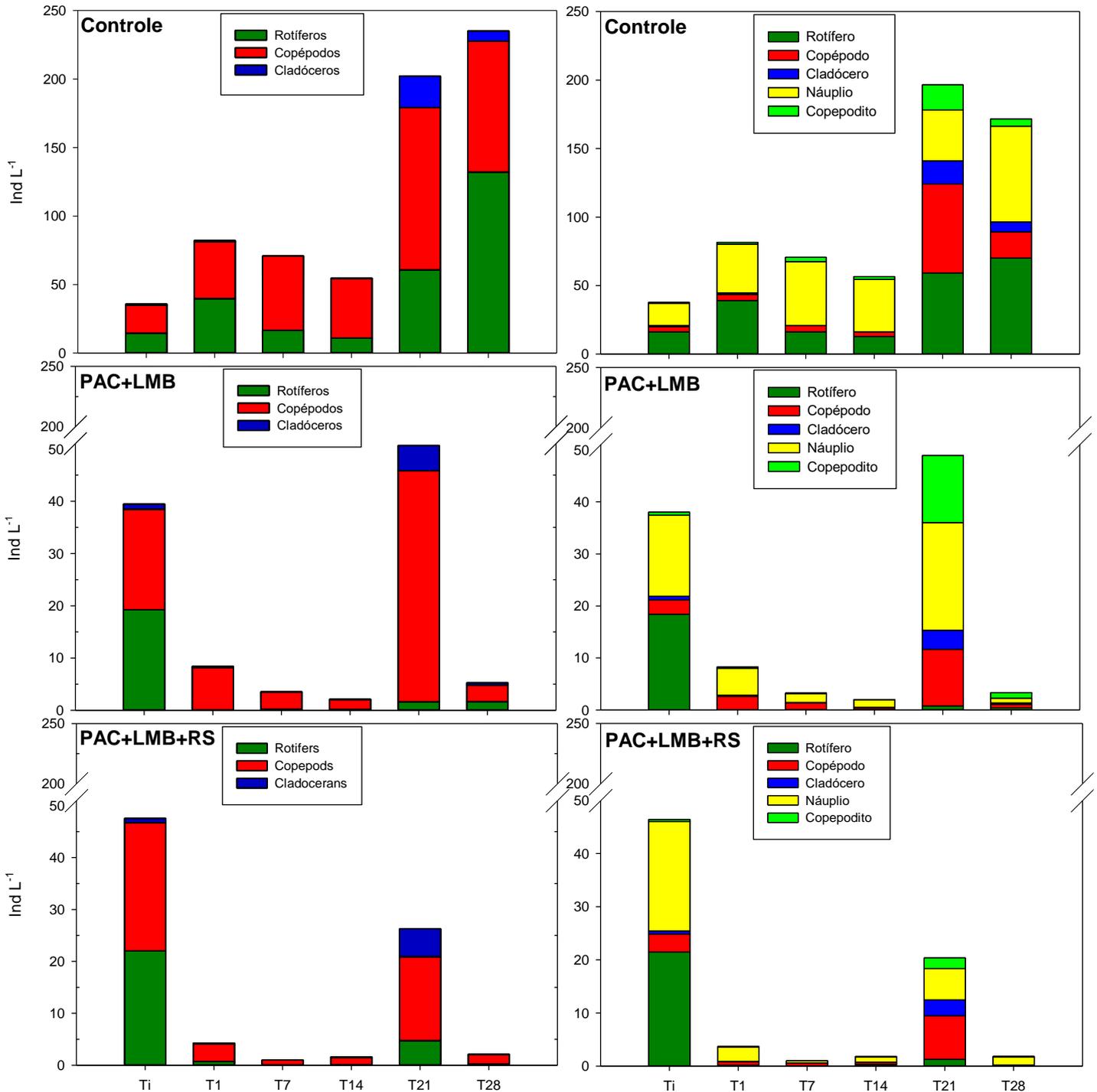
A densidade da comunidade persistiu baixa nos tratamentos até T14, porém em T21 ocorre um aumento na mesma, com posterior queda em T28, sendo os copépodos, principalmente os náuplios, os maiores contribuidores para a densidade da comunidade (87%) em PAC+LMB+RS. O mesmo grupo, o qual representava cerca de 95% em T1, no tratamento PAC+LMB, teve sua contribuição reduzida para 60% em T28.

Os rotíferos não demonstraram diferenças significativas entre os tempos de amostragem ($F_{4,36}=0,899$ e $p=0,382$) e não houve variação da densidade nos tratamentos ao longo do experimento ($F_{8,36}=0,850$ e $p=0,469$), mas apresentou diferença significativa quando comparamos o controle com ambos os tratamentos utilizados ($F_{2,9}=14,349$ e $p=0,02$).

O grupo dos copépodos apresentou efeitos entre os tempos de amostragem ($F_{4,36}=6,252$, $p=0,02$), mas não entre os tratamentos ao longo do experimento ($F_{8,36}=1,642$ e $p=0,231$). Assim como os rotíferos, os copépodos também apresentaram diferenças significativas entre o controle e os tratamentos PAC+LMB e PAC+LMB+RS ($F_{2,9}=34,015$ e $p<0,001$).

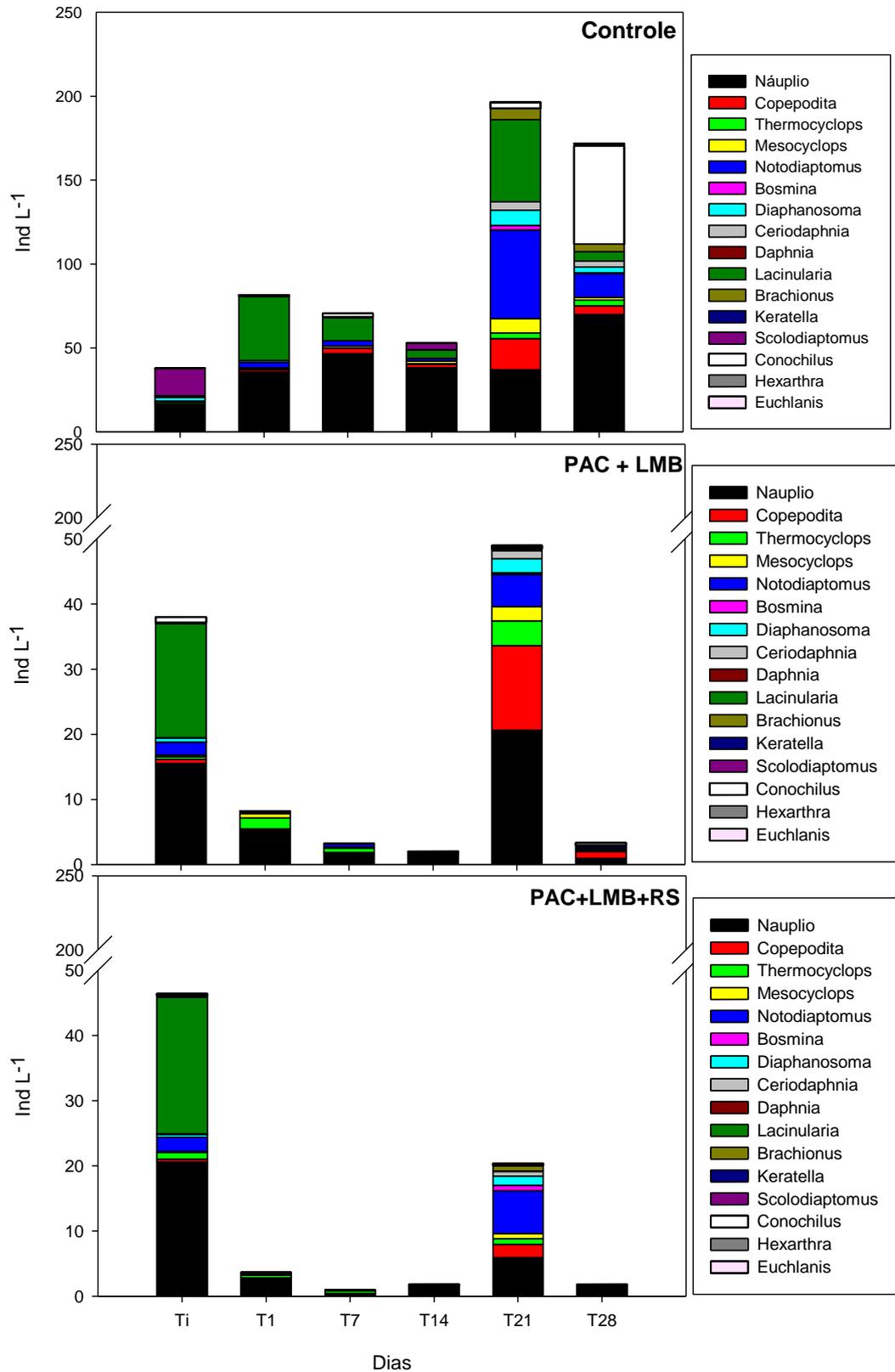
Nos cladóceros não foi possível notar diferença estatística entre os tempos ($F_{4,36}=4,419$ e $p=0,056$) e não foi observada variação dos tratamentos ao longo do experimento ($F_{8,36}=1,587$ e $p=0,251$). Bem como os outros grupos do zooplâncton, os cladóceros também apresentaram diferenças significativas ao compararmos o controle com ambos os tratamentos utilizados ($F_{2,9}=5,782$ e $p=0,025$).

Em relação à composição da comunidade quanto aos gêneros encontrados (Gráfico 10), pode-se dizer que a composição dos grupos de copépodos foi diferente nos dois tratamentos (Tabela 5). Em T1 a comunidade era constituída, principalmente, por náuplios e rotíferos do gênero *Lacinularia*. Após a aplicação de ambos os tratamentos e com a queda na densidade da comunidade, ocorreu maior contribuição de náuplios e este resultado se manteve até T21, quando houve um aumento na densidade, diversificando os gêneros encontrados. Em T21 no tratamento PAC+LMB, o grupo dos copépodos era composto, majoritariamente, por náuplios e copepoditos. Já em PAC+LMB+RS, neste mesmo tempo de amostragem, ocorreu maior contribuição de indivíduos adultos do gênero *Notodiptomus*, além de náuplios. Ocorrendo uma posterior queda em T28 em ambos os tratamentos.

Gráfico 9 - Densidade dos grandes grupos da comunidade zooplanctônica (Ind L⁻¹).

Legenda: Densidade média dos grandes grupos da comunidade zooplanctônica no Controle e nos tratamentos PAC+LMB e PAC+LMB+RS na coluna da esquerda. Na coluna da direita a densidade média dos copépodos foi dividida em náuplios e copepoditos.

Gráfico 10: Densidade de náuplios, copepoditos e gêneros da comunidade zooplanctônica (Ind L⁻¹).



Legenda: Densidade média dos gêneros da comunidade zooplanctônica no Controle e nos tratamentos PAC+LMB e PAC+LMB+RS.

Tabela 5 – Densidade média (ind L⁻¹) por táxon encontrado em cada tratamento.

	CONTROLE						PAC+LMB				PAC+LMB+LRS							
	Ti	T1	T7	T14	T21	T28	Ti	T1	T7	T14	T21	T28	Ti	T1	T7	T14	T21	T28
Rotífero																		
<i>Brachionus</i>	0,011 (±0,022)	0,049 (±0,098)	0,462 (±0,631)	3,864 (±3,881)	6,635 (±4,919)	4,262 (±6,312)	-	-	0,045 (±0,043)	0,034 (±0,030)	0,164 (±0,315)	-	0,236 (±0,387)	-	0,03 (±0,008)	0,055 (±0,052)	0,823 (±1,645)	0,040 (±0,080)
<i>Conochilus</i>	-	0,727 (±0,898)	2,146 (±3,710)	0,812 (±0,341)	3,424 (±4,406)	58,544 (±113,035)	0,818 (±1,526)	-	-	0,023 (±0,019)	0,271 (±0,458)	0,396 (±0,792)	0,246 (±0,286)	-	-	0,039 (±0,036)	0,265 (±0,531)	-
<i>Euchlanis</i>	-	-	-	2,892 (±4,461)	0,345 (±0,419)	0,344 (±0,588)	-	-	-	0,009 (±0,013)	0,265 (±0,281)	-	-	-	-	0,120 (±0,108)	0,080 (±0,159)	-
<i>Hexarthra</i>	-	0,028 (±0,037)	0,011 (±0,022)	0,020 (±0,039)	0,080 (±0,102)	1,062 (±1,822)	0,052 (±0,063)	-	-	-	-	-	0,022 (±0,045)	-	-	-	-	-
<i>Keratella</i>	0,056 (±0,085)	-	-	0,165 (±0,285)	0,027 (±0,053)	0,118 (±0,110)	-	-	-	-	-	0,036 (±0,065)	-	0,009 (±0,017)	-	-	-	0,008 (±0,017)
<i>Lacinularia</i>	16,302 (±11,393)	38,337 (±28,520)	13,717 (±7,628)	5,013 (±6,187)	48,806 (±25,761)	5,731 (±7,330)	17,525 (±13,761)	-	0,041 (±0,082)	0,102 (±0,179)	0,080 (±0,102)	-	20,976 (±6,166)	0,166 (±0,332)	-	0,130 (±0,259)	0,080 (±0,102)	-
Copépodo																		
<i>Náuplio</i>	16,143 (±3,609)	35,618 (±13,065)	46,534 (±15,817)	38,20 (±20,159)	36,996 (±23,745)	69,82 (±27,875)	15,563 (±10,958)	5,212 (±5,185)	1,744 (±2,056)	1,396 (±1,002)	20,651 (±17,615)	0,938 (±0,978)	20,596 (±8,332)	2,700 (±0,709)	0,405 (±0,112)	0,994 (±0,453)	5,906 (±7,738)	1,510 (±2,172)
<i>Copepodito</i>	0,764 (±0,324)	1,372 (±1,075)	3,137 (±1,961)	2,11 (±1,065)	18,524 (±13,703)	5,40 (±5,695)	0,603 (±0,169)	0,250 (±0,093)	0,090 (±0,104)	0,109 (±0,114)	12,947 (±10,826)	1,086 (±1,264)	0,405 (±0,132)	0,110 (±0,048)	0,016 (±0,012)	0,070 (±0,064)	2,049 (±3,670)	0,146 (±0,092)
<i>Mesocyclops</i>	0,265 (±0,196)	0,569 (±0,178)	1,135 (±1,139)	1,50 (±0,727)	8,439 (±4,110)	1,81 (±1,324)	0,256 (±0,299)	0,675 (±0,747)	0,150 (±0,050)	0,094 (±0,031)	2,206 (±2,399)	0,150 (±0,167)	0,155 (±0,183)	0,111 (±0,079)	0,141 (±0,150)	0,034 (±0,029)	0,771 (±1,198)	0,038 (±0,047)
<i>Thermocyclops</i>	1,173 (±1,560)	0,554 (±0,430)	0,229 (±0,175)	0,26 (±0,157)	3,530 (±1,499)	3,20 (±1,197)	0,392 (±0,526)	1,688 (±1,781)	0,687 (±0,195)	0,104 (±0,037)	3,813 (±3,433)	0,261 (±0,331)	1,012 (±1,239)	0,425 (±0,331)	0,399 (±0,343)	0,118 (±0,044)	0,885 (±0,692)	0,051 (±0,043)
<i>Notodiaptomus</i>	2,266 (±0,985)	3,312 (±2,160)	3,126 (±1,234)	1,47 (±1,057)	52,760 (±38,643)	14,21 (±6,026)	1,974 (±2,184)	0,220 (±0,232)	0,468 (±0,788)	0,093 (±0,099)	4,920 (±3,489)	0,271 (±0,381)	2,203 (±1,629)	0,089 (±0,139)	0,009 (±0,010)	0,152 (±0,102)	6,556 (±12,828)	0,028 (±0,045)
<i>Scolodiaptomus</i>	0,043 (±0,064)	0,042 (±0,049)	0,086 (±0,130)	-	0,053 (±0,106)	-	0,136 (±0,220)	0,039 (±0,066)	-	-	0,028 (±0,052)	0,002 (±0,004)	0,034 (±0,067)	0,004 (±0,009)	0,002 (±0,003)	-	-	-
Cladóceros																		
<i>Bosmina</i>	0,019 (±0,037)	0,010 (±0,019)	-	0,058 (±0,049)	2,680 (±3,684)	0,287 (±0,422)	0,034 (±0,067)	-	0,007 (±0,009)	0,014 (±0,018)	0,245 (±0,299)	0,007 (±0,015)	-	-	0,003 (±0,007)	0,012 (±0,011)	0,849 (±1,419)	0,003 (±0,007)
<i>Ceriodaphnia</i>	0,022 (±0,045)	-	0,011 (±0,022)	0,042 (±0,049)	5,016 (±6,231)	3,647 (±3,291)	0,040 (±0,059)	-	-	0,006 (±0,0118)	1,247 (±0,873)	0,065 (±0,129)	0,017 (±0,034)	0,004 (±0,009)	-	0,018 (±0,021)	0,717 (±1,363)	0,014 (±0,028)
<i>Daphnia</i>	0,009 (±0,018)	-	-	0,009 (±0,017)	0,027 (±0,053)	-	0,042 (±0,084)	0,005 (±0,009)	0,002 (±0,004)	-	-	-	0,102 (±0,119)	0,005 (±0,009)	-	-	-	-
<i>Diaphanosoma</i>	0,788 (±0,612)	1,011 (±0,698)	0,028 (±0,019)	0,204 (±0,131)	9,236 (±8,677)	3,421 (±3,908)	0,590 (±0,482)	0,195 (±0,162)	0,037 (±0,025)	0,020 (±0,024)	2,150 (±2,217)	0,129 (±0,245)	0,441 (±0,370)	0,068 (±0,059)	0,002 (±0,003)	0,065 (±0,038)	1,407 (±2,813)	0,010 (±0,013)

- = Ausência de organismos
(±) = Desvio padrão

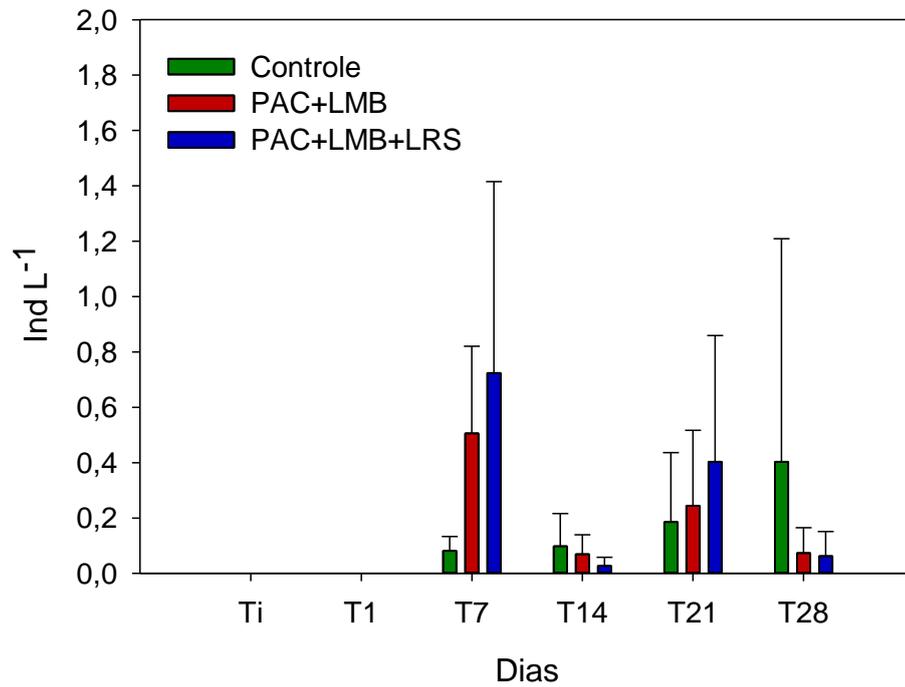
5.5 Comunidade zoobentônica

A partir da coleta do sedimento, pôde-se observar que a comunidade zoobentônica encontrada no Reservatório do Funil foi composta por organismos pertencentes à Família Chironomidae, Ordem Diptera (Classe Insecta) e por organismos da Família Tubificidae (Subclasse Oligochaeta). Foram coletadas 32 amostras de sedimento, sendo encontrados apenas três indivíduos Tubificidae no início do experimento (Ti) e seis Chironomidae foram encontrados ao final do experimento (T28).

Ao realizar coleta da comunidade zooplancônica com o uso da rede de plâncton, alguns macroinvertebrados, típicos do sedimento, foram encontrados na coluna d'água. Tais indivíduos eram todos pertencentes à Família Chironomidae.

Os quironomídeos foram encontrados a partir de T7, tanto nos mesocosmos de controle, como nos de tratamento, além de terem sido contabilizados também nas amostras do reservatório. A densidade desses organismos demonstrou variação ao longo de todos os experimentos em ambos os tratamentos e nas amostras de controle de reservatório (Gráfico 11).

Gráfico 11 - Densidade média de macroinvertebrados na coluna d'água (Ind L^{-1}).



Legenda: As barras correspondem às densidades de macroinvertebrados na coluna d'água nos tratamentos utilizados durante experimento com seus respectivos desvios padrões.

6. DISCUSSÃO

Estudos experimentais realizados em escala de mesocosmos e, em especial, com técnicas de geo-engenharia são ainda escassos em sistemas tropicais. No Brasil, os desafios são ainda maiores, não só pelo alto custo, mas também pela dificuldade devido a inúmeras influências de variáveis como de fatores ambientais que podem interferir nos resultados, como temperatura e incidência de luz. Porém, não se pode esquecer que é essencial realizar experimentos que levem em consideração todas as relações entre as comunidades biológicas e variáveis físicas e químicas. Mesmo tendo em conta que os mesocosmos representam ainda uma simplificação de toda a complexidade do ecossistema a ser estudado, possibilita a obtenção de resultados mais consistentes com a dinâmica e comportamento do ambiente real, permitindo assim ter maiores informações de causa e efeito nos testes.

O experimento realizado no Reservatório do Funil demonstrou que a aplicação combinada de coagulante (PAC), argila modificada (LMB) e solo vermelho do próprio reservatório (RS) foi capaz de reduzir a biomassa fitoplanctônica, especialmente de cianobactérias. Embora não tenha sido observada redução do SRP, pois as concentrações, em geral, estiveram abaixo do limite de detecção, foi observada redução da concentração de TP. Ocorreu também um efeito da aplicação sobre os valores de pH, porém esta redução foi temporária. Quanto à comunidade zooplanctônica, é possível dizer que houve efeito da aplicação da técnica devido à redução observada na densidade dessa comunidade em ambos os tratamentos utilizados, rejeitando a hipótese de que não haveria efeito dos tratamentos sobre esses organismos. Mesmo tendo suas densidades reduzidas, ao final do experimento, representantes de todos os grupos zooplanctônicos estavam presentes. Em virtude do reduzido número de indivíduos coletados não foi possível avaliar o efeito da técnica *Floc&Lock* sobre organismos zoobentônicos do reservatório, tornando necessários mais estudos.

6.1 Efeitos sobre o ambiente físico-químico

O fósforo é um nutriente essencial para a produção primária em ecossistemas aquáticos, mas quando está em altas concentrações, causa a eutrofização do ambiente, provocando alterações na biodiversidade e a degradação da qualidade da água (DODDS *et al.*, 2009; SCHINDLER, 2012). Por conta disso, é importante levar em consideração o controle do aporte externo e interno de fósforo para que possa mitigar, principalmente, as florações de cianobactérias. O SRP, aparentemente, não apresentou uma grande variação quando comparado aos valores iniciais, mantendo seus valores abaixo de $5 \mu\text{g L}^{-1}$. Isso talvez possa ter ocorrido devido à concentração de FSR ser muito baixa e próximo do limite de detecção do método ($< 3 \mu\text{g L}^{-1}$). Em geral, as concentrações de fósforo dissolvido no Reservatório do Funil são baixas ($\leq 10 \mu\text{g L}^{-1}$) (BRANCO *et al.* 2002; RANGEL *et al.*, 2012). Isso pode indicar que o fósforo predominava na sua forma particulada, ou seja, incorporado à biomassa de algas, e não dissolvida. Os valores de fósforo total (TP) nos tratamentos mantiveram-se abaixo das concentrações encontradas no controle (entre 15 e $25 \mu\text{g L}^{-1}$).

O DIN, supostamente, não demonstrou alteração durante o experimento, as concentrações foram sempre elevadas, não sendo limitantes ao crescimento fitoplanctônico ($> 100 \mu\text{g/L}$, REYNOLDS & IRISH, 1997), o que era esperado, uma vez que a técnica de *Floc&Lock* não tem como foco os compostos nitrogenados, e sim o aprisionamento de fósforo (DOUGLAS *et al.*, 2000; DOUGLAS, 2002). Tal resultado pode ser observado nos experimentos em mesocosmos para mitigação de cianobactérias realizados por Miranda (2017), nos quais o DIN não foi reduzido e se manteve em concentrações elevadas ($> 1000 \mu\text{g L}^{-1}$). O nitrogênio total (TN) sofreu uma redução sete dias após o início do experimento, o que pode ter ocorrido devido à remoção do nitrogênio incorporado na biomassa de algas da coluna d'água (MIRANDA, 2017).

Alguns fatores abióticos podem influenciar a eficácia de adsorventes de fósforo (NOYMA *et al.*, 2015; GIBBS *et al.*, 2011; LÜRLING, WAAJEN, VAN OOSTERHOUT, 2014), sendo um deles o pH, que pode variar nas águas, de forma geral, devido às influências como decomposição de matéria orgânica e fotossíntese (WETZEL, 2001). O pH pode influenciar na capacidade de adsorção de fósforo, pois

altera as cargas de adsorção na superfície do adsorvente, tendendo a diminuí-la quando em níveis mais altos de pH (GEELHOED *et al.*, 1997). Além disso, a acidez do ambiente causada pela introdução de certos compostos, como por exemplo o PAC, para mitigação de cianobactérias, pode afetar a sobrevivência e alterar a biota presente no sistema (PENG *et al.*, 2018). Quanto ao pH dos mesocosmos, houve uma redução acentuada e rápida logo após a aplicação dos tratamentos, mas após sete dias retornaram aos seus valores iniciais. Dependendo da dosagem e dos compostos utilizados, o pH pode sofrer uma redução, como pode ser visto no trabalho de Peng *et al.* (2018), onde a adição do coagulante promoveu uma grande queda nos valores de pH, porém, até o final do seu experimento o pH foi gradualmente aumentando.

Em relação à concentração de alumínio, pôde-se perceber que houve diferença entre os tratamentos quando comparados ao controle, ou seja, foi observada o aumento na concentração nos tratamentos devido à aplicação de PAC. Entretanto, por mais que tenha ocorrido um aumento da concentração de alumínio nos tratamentos devido ao coagulante inorgânico metálico a base de alumínio (PAC), especialmente no topo dos mesocosmos até T3, as concentrações de alumínio no experimento após o mesmo tempo não ultrapassaram a concentração máxima permitida em águas doces, se mantendo abaixo de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, de acordo com a Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005). Ao utilizarmos compostos à base de Al, sabemos que é possível ocorrer a redução do pH e que este quando em valores menores que 5,5-6,0 é capaz de liberar a forma trivalente do alumínio (Al^{3+}), a qual é tóxica para os organismos aquáticos (GIBBS & HICKEY, 2018). Mesmo com a baixa dose de PAC aplicada em ambos os tratamentos (4 mg/L), foi verificada essa redução dos valores de pH na superfície em T1 e isso pode estar associado à uma dificuldade na homogeneização do produto em toda a coluna d'água nos mesocosmos, uma vez que os valores de pH no fundo dos mesmos se mantiveram próximo à neutralidade.

Alguns estudos indicam que com o aumento da dose de PAC ($\geq 8 \text{ mg/L}$) o pH tende a diminuir (MIRANDA *et al.*, 2017; NOYMA *et al.*, 2017; KASPRZAK *et al.*, 2018), o que não justificaria a redução ocorrida em nosso experimento, já que a dose de PAC utilizada foi de 4mg/L. Outros autores ainda sugerem a aplicação de uma substância que tampona o pH para evitar eventuais problemas com sua redução (VAN OOSTERHOUT & LÜRLING, 2011; GIBBS & HICKEY, 2018). A partir

de métodos de utilização de substâncias que propõem mitigar cianobactérias de lagos eutrofizados, como as que foram utilizadas no presente trabalho, estudos constataram que quando em concentrações elevadas, o lantânio pode causar efeito à uma variedade de espécies na coluna d'água, absorvendo-a e podendo proporcionar variados efeitos ecotoxicológicos significativos (CROSA *et al.*, 2013). Porém, diversos estudos têm demonstrado que não há efeito tóxico do Phoslock® (LMB) sobre organismos aquáticos, apenas quando utilizadas soluções contendo acima de 13,6 mg Phoslock® L⁻¹ (AFSAR & GROVES, 2009), a qual está muito acima do que foi utilizada no presente experimento, a qual foi de 0,2 g L⁻¹ para o tratamento PAC+LMB e de 0,1 g L⁻¹ para o tratamento PAC+LMB+RS.

6.2 Efeitos sobre a biomassa fitoplanctônica

Trabalhos que utilizam técnicas de mitigação de florações de cianobactérias demonstraram resultados eficientes quanto à redução de clorofila-*a* logo após aplicação de compostos coagulantes e adsorventes de P (LÜRLING & VAN OOSTERHOUT, 2013; DE MAGALHÃES *et al.*, 2017; NOYMA, *et al.*, 2015, 2017). Os resultados do experimento em mesocosmos no Reservatório do Funil demonstraram redução da clorofila-*a* em ambos os tratamentos 24 horas após a aplicação dos mesmos, e seus valores se mantiveram baixos até o final do experimento. Diversos trabalhos demonstram eficiência na remoção de biomassa de cianobactérias com a utilização da técnica *Floc&Lock*, (NOYMA *et al.*, 2017; WAAJEN *et al.*, 2016; LÜRLING & FAASSEN, 2012), porém, estudos sobre os efeitos em grupos de algas eucariontes ainda são escassos.

Ao remover as frações de fósforo incorporadas à biomassa de cianobactérias, é esperado que a disponibilidade desse nutriente na coluna d'água tenda a diminuir (LÜRLING & VAN OOSTERHOUT, 2013), o que pode fazer com que as concentrações de fósforo solúvel reativo (SRP) atinjam níveis limitantes ao crescimento do fitoplâncton (<10 µg L⁻¹; 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 – 5 µg L⁻¹) e os de fósforo total (TP) a concentrações médias

próximas a $10 \mu\text{g L}^{-1}$. Dessa forma, é possível dizer que a comunidade fitoplanctônica tenha sofrido influência da reduzida disponibilidade deste nutriente, em ambos os tratamentos durante todo o experimento.

Noyma e colaboradores (2016) ao realizarem um experimento em microcosmos utilizando a técnica de floculação e sedimentação de cianobactérias (*Floc & Sink*) com água do Reservatório do Funil demonstraram que a aplicação de baixa dose de PAC combinada com LMB ou com LRS foi eficiente na floculação e sedimentação de cianobactérias. Em outro experimento utilizando a mesma técnica realizado com água de uma lagoa costeira salobra hipereutrófica também foi verificado que a aplicação de baixa dose de PAC em associação com LRS floculou e sedimentou eficientemente as cianobactérias do local (DE MAGALHÃES *et al.*, 2016).

No início do presente experimento em mesocosmos no reservatório do Funil, 99% do biovolume total representado por cianobactérias filamentosas e coloniais foi removido nas primeiras 24 horas após a aplicação da técnica (BARRETO, 2020). E, ao final do experimento (T28), foi observado um aumento na contribuição de outros grupos do fitoplâncton que não as cianobactérias, enquanto no controle a elevada contribuição das mesmas (99%) continuou a ser observada. Essa tendência ocorreu a partir de T21, principalmente para clorofíceas, flagelados (crisofíceas e criptofíceas) em ambos os tratamentos e para diatomáceas apenas em PAC+LMB+RS (BARRETO, 2020). Além da remoção do fósforo e de cianobactérias da coluna d'água, a técnica *Floc & Lock* também apresentou efeitos duradouros, uma vez que a redução da biomassa de cianobactérias se manteve reduzida até T28. O que foi observado nesse experimento conduzido em mesocosmos no Reservatório do Funil condiz com os resultados encontrados por Lürling & Van Oosterhout (2013) ao aplicar a mesma técnica em um lago natural na Holanda. Os autores foram capazes de alterar o estado trófico do sistema, passando de hiper/eutrófico para oligo/mesotrófico, uma vez que reduziram as concentrações de fósforo e de cianobactérias filamentosas da massa d'água por um longo período (2008 a 2013).

Quanto aos efeitos dos tratamentos sobre as algas eucariontes, pôde ser observada diferença entre o controle e os dois tratamentos aplicados, isto é, a técnica de mitigação de cianobactérias afetou estes outros microorganismos. Além disso foi possível verificar também redução significativa da concentração de

cianobactérias nos mesocosmos após a aplicação da técnica, o que é um ponto positivo, uma vez que este é o foco da técnica.

6.3 Efeitos sobre a comunidade zooplanctônica

Em relação à comunidade zooplanctônica, foi observada uma codominância entre copépodos e rotíferos na área do reservatório onde foi realizado o experimento, além de uma baixa densidade de cladóceros e, logo após a aplicação da técnica, a densidade de todos os grandes grupos do zooplâncton diminuiu. Sabe-se que alguns compostos aplicados para mitigação de cianobactérias podem reduzir os valores de pH do ambiente, além da abundância das comunidades zooplanctônicas (PENG *et al.* 2018). Peng e colaboradores (2018) verificaram que os rotíferos tiveram sua densidade rapidamente reduzida e isso afetou sua capacidade de recuperação. Isso não foi observado no controle, onde ocorreu um aumento da densidade de todos os três grupos de zooplâncton, especialmente rotíferos e cladóceros. Os copépodos foram responsáveis por dominarem a comunidade zooplanctônica nos mesocosmos onde foram aplicados os tratamentos, assim como Peng e colaboradores (2018) também observaram em seus mesocosmos em um reservatório tropical ao sul da China. Oosterhout e Lüring (2012) testaram os efeitos do Phoslock® (LMB) no crescimento populacional de rotíferos e observaram que em concentrações iguais ou maiores que 0,2 g L⁻¹ há uma redução no crescimento da população desses organismos e tal concentração de Phoslock® foi utilizada neste experimento no tratamento PAC+LMB.

Yamada-Ferraz e colaboradores (2015) realizaram testes com LMB em microcosmos e em mesocosmos em um reservatório de Minas Gerais e observaram uma alta mortalidade de *Ceriodaphnia silvestrii* logo após a aplicação do material em ambos os experimentos (65%), o que indica um efeito adverso da argila modificada sobre esse organismo. Os autores ainda expõem que isso pode ter ocorrido devido ao aumento significativo e breve da turbidez logo após a aplicação do produto nas duas ocasiões, visto que a argila suspensa pode afetar a sobrevivência de tal organismo, já que este é um filtrador generalista e não conseguiria discriminar a

comida das partículas de argila. No entanto, LMB precipita rapidamente e a duração da exposição do organismo ao produto é relativamente curta e 12h após a aplicação da argila modificada, os valores de turbidez diminuíram significativamente nos dois experimentos. Os autores ainda indicam que, apesar disso, o tratamento quando aplicado em um reservatório por inteiro pode causar um evento de mortalidade desses organismos e que a recuperação da comunidade após a aplicação do LMB pode ter que ocorrer a partir de populações alóctones. Essa redução significativa também foi observada em nosso trabalho no grupo dos cladóceros logo após o início do experimento (T1), mas é possível dizer que em T28 tais organismos foram capazes de demonstrar uma tímida recuperação.

Apesar dos rotíferos terem sofrido queda na sua densidade durante o experimento, esses organismos são capazes de se reproduzir rapidamente (BRANCO & SENNA, 1996), o que foi visto tanto em PAC+LMB como em PAC+LMB+RS, onde esse grupo estava presente novamente ao final do experimento.

Jančula e Maršálek (2012) verificaram uma grande redução na densidade de cladóceros após a utilização de PAC em um lago na República Tcheca, porém, após seis semanas, a densidade desses organismos retornou aos seus níveis normais. Os autores também observaram uma redução de cerca de 90% da comunidade zooplantônica de um reservatório três dias após a aplicação do coagulante, e os copépodos, que predominavam antes da aplicação de PAC, mantiveram sua alta densidade após o tratamento, diferentemente do que aconteceu no nosso trabalho, onde houve uma redução significativa de toda a comunidade zooplanctônica, incluindo os copépodos.

Em T21 houve um aumento na densidade de zooplâncton, possivelmente devido a um aumento na concentração de um gênero de clorócea cocóide de 5 μ m, já que essa clorócea apresenta um tamanho adequado ao consumo pelo zooplâncton e portanto, elevada susceptibilidade à herbivoria (BARRETO, 2020).

Dentre os estudos existentes foram observados efeitos em espécies não-alvo, como redução da abundância de uma comunidade zooplanctônica por conta da redução de alimento, uma vez que o fitoplâncton é floculado (JANČULA, MARSALKOVA, MARŠÁLEK, 2011), inibição da mobilidade por conta do entupimento do aparelho filtrador do zooplâncton pelo coagulante e aprisionamento dos indivíduos aos flocos formados (FURTADO, 2017; VAN OOSTERHOUT &

LÜRLING, 2012). Além disso, também foi observado efeito tóxico direto devido a mudança da qualidade da água após o tratamento (JANČULA, MARSALKOVA, MARŠÁLEK, 2011). Tais efeitos variam de acordo com a dose aplicada e com as diferentes características dos diferentes corpos d'água (JANČULA & MARŠÁLEK, 2012), especialmente condutividade da água e variação do pH após a aplicação de PAC (JANČULA, MARSALKOVA, MARŠÁLEK, 2011). Furtado (2017) observou em testes de ecotoxicidade realizados em copépodos que altas doses de PAC (16 e 32 mg Al L⁻¹) foram capazes de afetar a mobilidade de alguns desses organismos, uma vez que estes eram retidos nos flocos, mas em doses de PAC como 8 e 16 mg Al L⁻¹ foi verificado que alguns organismos conseguiam retomar sua mobilidade natural ao se desprender dos flocos formados, o que sugere que os copépodos possam reagir à floculação. Esse fato pode explicar o ocorrido nos experimentos em mesocosmos, uma vez que 24h após a aplicação da técnica, os copépodos eram dominantes no ambiente, mesmo que em uma densidade significativamente menor do que a observada antes do início do experimento (Ti).

Além do aprisionamento nos flocos, o coagulante PAC pode apresentar efeito tóxico direto nos copépodos caso haja mudança da qualidade da água após o tratamento, como por exemplo a acidificação gradual da água, promovendo efeitos tóxicos para o zooplâncton (JANČULA, MIKULA, MARŠÁLEK, 2012). Além de efeitos tóxicos diretos já citados, Van Oosterhout e Lüring (2011) sugerem que possam haver efeitos tóxicos indiretos após a aplicação da técnica, visto que após a aplicação desses compostos feita por esses autores em um lago na Holanda resultou em um desaparecimento inicial da população de *Daphnia galeata*, a qual só conseguiu se recuperar após três meses do início da aplicação. Segundo os autores, pode ter ocorrido um efeito indireto da combinação, por conta da mitigação das cianobactérias, deixando o zooplâncton sem refúgio contra predação e escassez de alimento.

6.4 Efeitos sobre a comunidade zoobentônica

A partir de métodos de utilização de substâncias que propõem mitigar

cianobactérias de lagos eutrofizados, como as que foram utilizadas no presente trabalho, o lantânio pode causar efeito à uma variedade de espécies na coluna d'água já que podem ficar expostos a esta substância, absorvendo-a, tendo a probabilidade de proporcionar variados efeitos ecotoxicológicos significativos (CROSA *et al.*, 2013). Meis (2012) demonstrou que a aplicação de LMB resulta em uma diminuição significativa da densidade de Chironomidae e Oligochaeta. Tal redução em Chironomidae também foi descrita por Waajen *et al.* (2017), porém este também relatou, um ano após a aplicação da técnica em um lago holandês, um aumento na abundância e no número de táxons de diversos grupos, principalmente Oligochaeta e Gastropoda.

Macroinvertebrados bentônicos possuem papel crucial em ecossistemas aquáticos, como ciclagem de nutrientes (bioturbação no sedimento) além de serem componentes alimentares da cadeia trófica (CONSTABLE, 1999). A diversidade de macroinvertebrados bentônicos é menor em ambientes eutrofizados, e, quando ocorre também anoxia, a fauna se torna dominada por espécies oportunistas como larvas de insetos e poliquetas. Estes são capazes de sobreviver sob essas condições (PEARSON & ROSENBERG, 1978), possuindo abundância maior do que crustáceos e moluscos (REISE, 1982).

As espécies de macroinvertebrados variam de acordo com a sua sensibilidade à poluição orgânica dos ecossistemas aquáticos, por isso estes organismos vêm sendo utilizados para inferir sobre carregamentos de matéria orgânica provenientes da poluição antrópica (ARMITAGE *et al.*, 1983). Organismos da família Chironomidae, possuem tolerância para ecossistemas eutróficos (BODE *et al.*, 1996). Embora nossos resultados tenham registrado Tubificidae apenas antes da aplicação dos tratamentos e Chironomidae ao final do experimento, não se pode afirmar que esses resultados são consequência da aplicação da técnica *Floc&Lock*. Esta pode ser uma questão de distribuição dos organismos no sedimento ou de amostragem do sedimento.

Estudos relacionados com os efeitos sobre os organismos zoobentônicos, já observaram redução da abundância devido não só à alteração do sistema com acidificação da água (WAAJEN *et al.*, 2017), mas também devido à toxicidade que as cianobactérias podem promover ao liberarem cianotoxinas de células lisadas e à redução de oxigênio dissolvido (OBERHOLSTER *et al.*, 2009).

O pH no fundo dos mesocosmos não mostrou uma grande alteração pela

aplicação de coagulantes e adsorventes de fósforo, o que pode indicar que este não deverá ser um fator que proporcione redução da abundância destes organismos. O uso de macroinvertebrados bentônicos para avaliar a qualidade dos ambientes aquáticos tem crescido. Muitos métodos têm sido desenvolvidos baseados no agrupamento de macroinvertebrados quanto à sua sensibilidade e tolerância à poluição orgânica (HAWKES, 1978). Os indivíduos encontrados são conhecidos por serem organismos tolerantes à poluição, podendo tolerar altas concentrações de tóxicos químicos (SLOOT, 1983). Pôde-se notar neste experimento que, mesmo com a aplicação de diferentes compostos, houve identificação dos mesmos organismos, o que pode indicar tolerância, não só às condições eutróficas presentes no meio, mas também aos tratamentos.

CONCLUSÃO

Os resultados obtidos indicam que os compostos testados possuem capacidade de remover a biomassa de cianobactérias da superfície da coluna d'água sendo, portanto, uma medida de mitigação de cianobactérias, porém podem também afetar outros organismos fitoplanctônicos não-alvos, como as algas eucariontes. Os tratamentos não foram capazes de reduzir o fósforo solúvel reativo, uma vez que o mesmo encontra-se particulado (incorporado as células de cianobactérias), diferentemente do fósforo total, o qual apresentou redução após 24 horas da aplicação do tratamento e manteve concentrações reduzidas até o final do experimento. Nossos resultados demonstraram o efeito colateral da aplicação da técnica sobre os três grandes grupos da comunidade zooplanctônica, reduzindo sua abundância, porém não os eliminando completamente da comunidade. Não foi possível observar efeito colateral sobre a comunidade zoobentônica natural do reservatório e mais estudos a respeito dessa comunidade se fazem necessários.

REFERÊNCIAS

- ABESSA, D.M. S.; SOUSA, E.C.P. M.; TOMMASI, L.R. Utilização de testes de toxicidade na avaliação da qualidade de sedimentos marinhos. *Revista de Geologia* 19(2): 253-261. 2006.
- AFSAR, A.; GROVES, S. Toxicity Assessment of Phoslock® & Lanthanum to Human Health. Phoslock Water Solutions Limited, Austrália, 2009.
- AGOSTINHO, L.C.L.; NASCIMENTO, L.; CAVALCANTE, B.F. Processo de mitigação de eutrofização do Açude Velho pela eletrólise. *TECNO-LÓGICA*, Santa Cruz do Sul, v. 16, n. 2, p. 98-107, jul./dez. 2012.
- ÅKERBLOM N.; ARBJÖRK C.; HEDLUND M.; GOEDKOOP W. Deltamethrin toxicity to the midge *Chironomus riparius* Meigen—Effects of exposure scenario and sediment quality. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. v. 70, p. 53-60, 2008.
- ALVES, R. G., MARCHESE, M. R. and MARTINS, R. T. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) of lotic environments at Parque Estadual Intervales (São Paulo, Brazil). *Biota Neotrop.*, vol. 18, no. 1, p. 21-24, 2008.
- ANKLEY, G.; T.; BENOIT, D. A; BALOGH, J. C; REYNOLDSON, T. B.; DAY, K. E.; HOKE, R. A. Evaluation of potential confounding factors in sediment toxicity tests with three freshwater benthic invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*. v.13, p. 627-635, 1994.
- ARMITAGE, P.D.; CRANSTON, P.S.; PINDER, L.C.V. The Chironomidae: The biology and ecology of non-biting midges. Armitage PD, Cranston PS, Pinder LCV (Eds.) Chapman & Hall, London, UK, 1995.
- ARMITAGE, P.D.; MOSS, D.; WRIGHT, J.F.; FURSE, M.T. The performance of a new biological water quality score based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* v.17, p. 333-347, 1983.
- ASTON, R. I. Tubificids and water quality: a review. *Environ. Pollut.*, 1973, vol. 5, no. 1, p. 1-10, 1973.
- ATTAYDE, J.L.; BOZELLI, R.L. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblage to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Can J Fish Aquat Sci.* v. 55, p.1789-1797, 1998.
- BARRETO, D. A. 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 de Mestrado em Ciências Biológicas (Botânica). Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2020.
- BODE, R. N.; NOVAK, M. A.; ABDELE, L. E. Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State. NYS Department of Environmental

Conservation. Albany, NY. 89p, 1996.

BRANCO, C. W. C.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; ESTEVES, F. A. Environmental changes and zooplankton temporal and spatial variation in a disturbed Brazilian coastal lagoon. *Braz J Biol.* V. 67, n.2, p.:251-262, 2007.

BRANCO, C. W. C.; ROCHA, M. I. A.; PINTO, G. F. S.; GÔMARA, G. A.; DEFELIPPO, R. Limnological features of Funil Reservoir (RJ, Brasil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. *Lakes & Reservoir: Research and Management.* V.7, p.87-92, 2002.

BRANCO, C. W. C.; SENNA, P. A. C. Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll-a, total phytoplankton, total zooplankton, and physical and chemical features in the Paranoá. *Hydrobiologia* 337, p 171-181, 1996.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 357/2005 - "Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências." - Data da legislação: 17/03/2005 - Publicação DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63. Status: Alterada pelas Resoluções nº 370, de 2006, nº 397, de 2008, nº 410, de 2009, e nº 430, de 2011. Complementada pela Resolução nº 393, de 2007.

BROOKS, J.L. Cladocera In: Edmondson WT, editor. *Freshwater biology.* London: John Willey, p.587-656, 1959.

CALLISTO, M.; GONÇALVES, J.F. Os caminhos da vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje*, v.31, p.68-71, 2002.

CARMICHAEL, W. W. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: The Cyano HABs. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal.* v.7, n.5, p.1393- 1407, 2001.

CARPENTER, S. R. *et al.* Global change and freshwater ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Systemat.* v.23, p.119-139, 1992.

CARPENTER, S. R. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication, 2008.

CARPENTER, S. R., CARACO, N. F., CORRELL, D. L., HOWARTH, R. W., SHARPLEY, A. N., SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications.* v.8, p. 559- 568, 1998.

CAVALCANTE H.; ARAÚJO F.; NOYMA N. P.; BECKER V. Phosphorus fractionation in sediments of tropical semiarid reservoirs. *Science of the Total Environment*, 619-620:1022-1029, 2018.

CHOI, J.; RIVOAL, F.; ROCHE, H.; CAQUET, T. Identification de biomarqueurs d'écotoxicité chez deux organismes sentinelles potentiels, le chironome (*Chironomus riparius* (Mg.)) et la lymnée (*Lymnaea palustris* (Muller)). *Ichthyophysiological Acta.* 21: 89-106, 1998.

CODD, G. A. *et al.* Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology*. v.203, n.3, p. 264-272, 2005.

COELHO, R. D. S. Avaliação da toxicidade de fluidos de usinagem através da ecotoxicologia aquática. São Carlos: Tese de Doutorado, 2006.

CONSTABLE, A.J. Ecology of benthic macroinvertebrates in soft-sediment environments: a review of progress towards quantitative models and predictions. *Australian Journal of Ecology*. V. 24, p. 452-476, 1999.

COOKE, G. D.; WELCH, E. B.; NEWROTH, P. R. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. 2ª ed., Boca Raton: Lewis Publishers. 548p, 1993.

COOKE, G. D.; WELCH, E. B.; PETERSON, S. A.; NICHOLS, S. A. Restoration and management lakes and reservoirs. Flórida. 584p, 2005.

COPETTI, D., K. *et al.* Eutrophication management in surface waters using lanthanum modified bentonite: a review. *Water Research*. v. 97, p.162-174, 2016.

CROSA, G., YASSERI, S., NOWAK, K.E., CANZIANI, A., ROELLA, V., ZACCARA, S. Recovery of Lake Varese: reducing trophic status through internal P load capping. *Fundamental and Applied Limnology*. V.183, n.1, p. 49-61, 2013.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*, v.31, n.7, p. 1820-1830, 2008.

CROSA, G., YASSERI, S., NOWAK, K.E., CANZIANI, A., ROELLA, V., ZACCARA, S. Recovery of Lake Varese: reducing trophic status through internal P load capping. *Fundamental and Applied Limnology*. V.183, n.1, p. 49-61, 2013.

DEBLOIS, C. P.; ARANDA-RODRIGUEZ, R.; GIANI, A.; BIRD, D. F. Microcystin accumulation in liver and muscle of tilapia in two large Brazilian hydroelectric reservoirs. *Toxicon*, v.51 n.3, p.435–448, 2008.

DE MAGALHÃES, L.; NOYMA, N. P.; FURTADO, L. L.; MUCCI, M.; VAN OOSTERHOUT, F.; HUSZAR, V. L. M.; MANZI, M. M.; LÜRLING, M. 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*, p. 1-13, 2017.

DINSMORE, W.P.; PREPAS, E.E. Impact of hypolimnetic oxygenation on profundal macro-invertebrates in a eutrophic lake in Central Alberta, II. Changes in *Chironomus* spp. Abundance and Biomass. *Can. F. Aquat. Sci.* v.54, p. 2170-2181, 1997.

DITTMANN, E.; WIEGAND, C. Cyanobacterial toxins--occurrence, biosynthesis, and impact on human affairs. *Molecular Nutrition Food Research*, v. 50, n. 1, p. 7-17, 2006.

DODDS, W. K.; BOUSKA, W. W.; EITZMANN, J. L.; PILGER, T. J.; PITTS, K. L.;

RILEY, A.J.; THORNBRUGH, D. J. Eutrophication of US freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental Science & Technology*, v. 43, n. 1, p. 12-19, 2009.

DORNFELD, C.B. Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana, SP). Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

DOUGLAS, G.B. US Patent 6350383: Remediation Material and Remediation Process for Sediments, 2002.

DOUGLAS, G.B., ADENEY, J.A., ZAPPIA, L.R. Sediment Remediation Project: 1998/9. Laboratory Trial Report CSIRO Land and Water. Report Number. CSIRO, Australia, 2000.

DUSSART, B. *Limnologie: L'étude des e aux continentales*. Paris: Gauthier Villars.

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. 2004. Morphological anomalies in the cladoceran *Ilyocryptus spinifer* (Apipucos reservoir, Pernambuco State, Brazil). *Braz J Biol*. v.64, n.1, p.53-58, 1966.

ELSER, J. J., M. E. S. BRACKEN, E. E. CLELAND, D. S. GRUNER, W. S. HARPOLE, H. HILLEBRAND, J. T. NGAI, E. W. SEABLOOM, J. B. SHURIN & J. E. SMITH, Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*. v. 10, p. 1135–1142, 2007.

EPE, T, S.; FINSTERLE, K.; YASSERI, S. Nine years of phosphorus management with lanthanum modified bentonite (Phoslock) in a eutrophic, shallow swimming lake in Germany, *Lake and Reservoir Management*, 33:2, 119-129, 2017.

ESTEVEES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 3ª edição. Interciência: Rio de Janeiro, RJ. 826p, 2011.

ESTEVEES, F. A.; CALIMAN, A.; SANTANGELO, J. M.; GUARIENTO, R. D.; FARJALLA, V. F.; BOZELLI R. L. Neotropical coastal lagoons: An appraisal of their biodiversity, functioning, threats, and conservation management. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68 (4, Suppl.), p. 967-981, 2008.

FAASSEN, E. J.; GILLISSEN, F.; LÜRLING, M. A Comparative Study on Three Analytical Methods for the Determination of the Neurotoxin BMAA in Cyanobacteria. *PlosOne*. v.7, n.5, 2012.

FARIA, B.M. Metabolismo e crises distróficas na laguna da Barra, Maricá, RJ. Tese de Doutorado da Universidade Federal Fluminense, RJ, 86p, 1993.

FARIA, M.S.; NOGUEIRA, A.J.A.; SOARES, A.M.V.M. The use of *Chironomus riparius* larvae to assess effects of pesticides from rice fields in adjacent freshwater ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. V.67, p. 218-226, 2007.

FERRÃO-FILHO, A. D. S. *et al.* Accumulation of microcystins by a tropical zooplankton community. *Aquatic toxicology*. v. 59, n. 3, p.201-208, 2002.

FINOGENOVA, N. P. Oligochaete communities at the mouth of the Neva and their relationship to anthropogenic impact. *Hydrobiologia*, vol. 334, no.1-3, p. 185-191, 1996.

FISHER, T. R., J. M. MELACK, J. U. GROBBELAAR & R. W. HOWARTH, Nutrient limitation of phytoplankton and eutrophication of inland, estuarine, and marine waters. In Tiessen, H. (ed.), *Phosphorus in the Global Environment: Transfers, Cycles and Management*. Wiley, New York, p. 301–322, 1995.

FURTADO, L. L. Efeitos da técnica de floculação-sedimentação para mitigação de florações de cianobactérias sobre população natural de copépodos. 2017. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 49p., 2017.

GEELHOED, J. S., HIEMSTRA, T., VAN RIEMSDIJK, W.H. Phosphate and sulfate adsorption on goethite: single anion and competitive adsorption. *Geochim. Cosmochim. Acta*. v.61, p. 2389–2396, 1997.

GHERARDI-GOLDSTEIN, E., BERTOLETTI, E., ZAGATTO, P. A., ARAUJO, R. P. A. & RAMOS, M. L. L. C. Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos. CETESB, São Paulo, Série manuais, v. 6, 17p, 1990.

GIBBS, M. M.; HICKEY, C. W.; OZKUNDAKCI, D. Sustainability assessment and comparison of efficacy of four P-inactivation agents for managing internal phosphorus loads in lakes: sediment incubations. *Hydrobiologia*. v.658, p.253-275, 2011.

GIBBS, M. M., HICKEY, C. W. Flocculants and Sediment Capping for Phosphorus Management. In *Lake Restoration Handbook*, Springer, Cham., 207-265, 2018.

GILLER, P.S.; MALMQVIST, B. *The biology of streams and rivers*. New York: Oxford University Press, 2008.

GOLTERMAN, H. L. *Physiological limnology: an approach to the physiology of lake ecosystems*. Amsterdam, Oxford: Elsevier. 1975.

GONÇALVES, J.F.; FRANÇA, J.S.; CALLISTO, M. Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. *Braz. Arch. Biol. Technol*. V.49, p. 967-973, 2006.

GOODYEAR, K. L.; MCNEILL, S. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macro- invertebrates of different feeding guilds: a review. *The Science of the Total Environment*. V.229, p. 1-19, 1999.

GULATI, R.D. Zooplankton and its grazing as indicators of trophic status in Dutch lakes. *Environ Monitor Assess*. V.3, p.343-354, 1983.

HAMBURGER, K.; DALL, P. C.; LINDERGAARD, C.; NILSON, I.B. Survival and energy metabolism in an oxygen-deficient environment: Field and Laboratory Studies on the Bottom Fauna from Profundal Zone of Lake Esrom, Denmark. *Hydrobiologia*. v. 432, p.173- 188, 2000.

HAWKES, H.A. Invertebrates as indicators of river water quality. *Int. Symp. On Biological Indicators of Water Quality*, p. 12-15, 1978.

HILT, S.; GHOBRIAL, M. G. N.; GROSS, E. M. *In situ* allelopathic potential of *Myriophyllum verticillatum* (Haloragaceae) against selected phytoplankton species. *Journal of Phycology*. v.42, p.189-1198, 2006.

JANČULA, D.; MARSALKOVA, E.; MARŠÁLEK, B. Organic flocculants for the removal of phytoplankton biomass. *Aquacult Int.* v.19, p.1207–1216. (doi:0.1007/s10499- 011-9434-z), 2011.

JANČULA, D.; MARŠÁLEK, B. 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, 2012.

JANKE, H., Avaliação Ecotoxicológica da adição de nitrato em sedimentos eutrofizados da represa Ibirité (Betim- MG): experimentos em microcosmos, São Carlos: Dissertação de Mestrado. Minas Gerais, 199p, 2009.

JEPPESEN, E.; JENSEN, J. P.; SØNDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T.; LANDKILDEHUS, F. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biol.*, vol. 45, no. 2, p. 201-218, 2000.

JEPPESEN, E.; KRISTENSEN, P.; JENSEN, J. P.; SONDERGAARD, M.; MORTENSEN, E.; LAURIDSEN, T. 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*. v.48, p.127–148, 1991.

JOCHIMSEN, E. M.; CARMICHAEL, W. W.; CARDO, D. A.; LYRA, T. M.; BARRETO, V.; AZEVEDO, S. M. F. O.; JARWIS, W. R. Liver failure and death following exposure to microcrystal toxins at a hemodiálisis center in Brasil. *The New England Journal of Medicine*. v.36, p.373-378, 1998.

JOHNSON, R.K.; BOSTROM, B.; VAN DE BUND, W. Interactions between *Chironomus plumosus* (L.) and the microbial community in surficial sediments of a shallow eutrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* V. 34, p. 992-1003, 1989.

JONASSON, P.M. Ecology and production of the profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. *Oikos*. v.14(suppl.), p.1-148, 1972.

KASPRZAK, P., GONSIORCZYK, T., GROSSART, H. P., HUPFER, M., KOSCHEL, R., PETZOLDT, T., WAUER, G. Restoration of a eutrophic hard-water lake by applying an optimised dosage of poly-aluminium chloride (PAC). *Limnologica*, 70: 33-

48, 2018.

KAZANCI, N. and GIRGIN, S. Distribution of Oligochaeta species as bioindicators of organic pollution in Ankara Stream and their use in biomonitoring. *Turk. J. Zool.*, vol. 22, p. 83-87, 1998.

KENDALL, R. J.; ANDERSON, T. A.; BAKER, R. J.; BENS, C. M.; CARR, J. A.; CHIODO, L. A.; COB III, G. P.; DICKERSON, R. L.; DIXON, K. R.; FRAME, L. T.; HOOPER, M. J.; MARTIN, C. F.; MCMURRY, S. T.; PATINO, R.; SMITH, E. E.; THEODORAKIS, W. *EmCasarett and Doull's Toxicology – The Basic Science of Poisons*; KLAASSEN, C. D., ed.; 6th ed., MacGraw-Hill: New York. cap. 29, 2001.

KLAPPER H. Water quality problems in reservoirs of Rio de Janeiro, Minas Gerais and São Paulo. *Int. Ver. Hydrobiol.* 83,93–102, 1998.

KNIE, J.L.W.; LOPES, E.W. *Testes Ecotoxicológicos – Métodos, Técnicas e Aplicações*. Ed. Gráfica Coan. São Paulo, 2004.

KOLZAU, S., WIEDNER, C., RÜCKER, J., KÖHLER, J., KÖHLER, A., DOLMAN, A.M. 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, 2014.

LIN, K. J.; YO, S. P. The effect of organic pollution on the abundance and distribution of aquatic oligochaetes in an urban water basin, Taiwan. *Hydrobiologia*, vol. 596, no. 1, p. 213-223, 2008.

LIU, G. R.; YE, C. S.; HE, J. H.; QIAN, Q.; JIANG, H. Lake sediment treatment with aluminum, iron, calcium, and nitrate additives to reduce phosphorus release. *Journal of Zhejiang University - Science A*, v.10, p.1367-1373, 2009.

LÜRLING, M., WAAJEN, G., VAN OOSTERHOUT, F. Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. *Water Res.* v. 54, p. 78–88, 2014.

LÜRLING, M.; FAASSEN, E. J. Controlling toxic cyanobacteria: effects of dredging and phosphorus-binding clay on cyanobacteria and microcystins. *Water Research.* v.46, p.1447- 1459, 2012.

LÜRLING, M.; MACKAY, E.; REITZEL, K.; SPEARS, B.M. Editorial – A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. *Water Research.* v.97, p. 1-10, 2016.

LÜRLING, M.; VAN OOSTERHOUT, F. Case study on the efficacy of a lanthanum enriched clay (Phoslock®) in controlling eutrophication in Lake Het Groene Eiland (The Netherlands). *Hydrobiologia.* v.710, n.1, p.253-263, 2013a.

LÜRLING, M.; KANG, L.; MUCCI, M.; VAN OOSTERHOUT, F.; NOYMA, N. P.; MIRANDA, M.; MARINHO, M. M. Coagulation and precipitation of cyanobacterial blooms. *Ecological Engineering*, 158, 106032, 2020.

LYDY, M.J.; LASATER, J.L.; LANDRUM, P.F. Toxicokinetics of DDE and 2-Chlorobiphenyl in *Chironomus tentans*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. v.38, p. 163- 168, 2000.

MAGALHÃES, D. D. P. & FERRÃO - FILHO, A. D. S., A Ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. Oecologia Brasiliensis, p. 355 – 381, 2008.

MARSDEN, M. W. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. Freshwater Biology. v.21, p.139-162, 1989.

MEIS, S. Investigating forced recovery from eutrophication in shallow lakes. PhD Thesis 615 Cardiff University, United Kingdom, 350 pp, 2012.

MILANI, D.; REYNOLDSON, T.B.; BORGMANN, U.; KOLASA, J. The relative sensitivity of four benthic invertebrates to metals in spiked-sediment exposures and application to contaminated field sediment. Environmental Toxicology and Chemistry. v.22, p. 845-854, 2003.

MIRANDA, M. A. C. N. Medidas de Mitigação para Controle e Manejo das Florações de Cianobactérias em um Sistema Raso Tropical. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais, cap 4, 136 p., 2017.

MIRANDA, M., NOYMA, N. P., PACHECO, F. S., MAGALHÃES, L., PINTO, E., SANTOS, S., MARINHO, M. M. The efficiency of combined coagulant and ballast to remove harmful cyanobacterial blooms in a tropical shallow system. Harmful algae, 65: 27-39, 2017.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. Oecol. Bras., 13(2): 229-246, 2009

MOSS, B. Engineering and biological approaches to restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatics plant communities are important components. Hydrobiologia. v.200/201, p.367-377, 1990.

MUCCI, M.; MALIKA, V.; NOYMA, N.P.; MARINHO, M.M., LÜRLING, M. Assessment of possible solid-phase phosphate sorbents to mitigate eutrophication: Influence of pH and anoxia. Science of the Total Environment, v.619-620, p.1431-1440, 2018.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Ed. Technical books, 2010.

NIJBOER, R. C., WETZEL, M. J. and VERDONSCHOT, P. F. M. Diversity and distribution of Tubificidae, Naididae and Lumbriculidae (Anelida: Oligochaeta) in the Netherlands: an evaluation of twenty years of monitoring data. Hydrobiologia,

vol. 520, no. 1-3, p. 127-141, 2004.

NOGRADY, T.; WALLACE, R. L.; SNELL, T. W. Rotifera Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. N.4. Amsterdam: Spb. Academic Publishing, 1993.

NOYMA, N. P.; DE MAGALHÃES, L.; FURTADO, L. L.; MUCCI, M.; VAN OOSTERHOUT, F.; HUSZAR, V. L. M.; MARINHO, M. M.; LÜRLING, M. Controlling cyanobacterial blooms through effective flocculation and sedimentation with combined use of flocculants and phosphorus adsorbing natural soil and modified clay. *Water Research*, v. 97, p. 26-38, 2016.

NOYMA, N.P.; DE MAGALHÃES, L.; MIRANDA, M.; MUCCI, M.; VAN OOSTERHUT, F.; HUSZAR, V.L.M.; MARINHO, M. M.; LIMA, E.R.A.; LURLING, L. Coagulant plus ballast technique provides a rapid mitigation of cyanobacterial nuisance. *PLoS ONE*, v.12, n.6, p. 1-16: e0178976, 2017.

NÜRNBERG, G. K.; LAZERTE, B. D. Trophic state decrease after lanthanum-modified bentonite (Phoslock) application to a hyper-eutrophic polymictic urban lake frequented by Canada geese (*Branta canadensis*), *Lake and Reservoir Management*, 32:1, 74-88, 2016.

OBERHOLSTER, P. J. et al. The influence of a toxic cyanobacterial bloom and water hydrology on algal populations and macroinvertebrate abundance in the upper littoral zone of Lake Krugersdrift, South Africa. *Ecotoxicology*.v.18, p. 34-46, 2009.

O'CONNELL, D. W.; ANSEMS, N.; KUKKADAPU, R. K.; JAISI, D.; ORIHEL, D. M.; CADE-MENUN, B. J.; HU, Y.; WIKLUND, J.; HALL, R. I.; CHESSELL, H.; BEHRENDTS, T.; VAN CAPPELLEN, P. Changes in Sedimentary Phosphorus Burial Following Artificial Eutrophication of Lake 227, Experimental Lakes Area, Ontario, Canada. *Journal Of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125, E2020jg005713, 2020.

OLIVEIRA - FILHO, E. C., Avaliação da Periculosidade Ambiental de Bioinseticidas como uma Nova Perspectiva para a Ecotoxicologia no Brasil. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, v.3, n.1, p. 1 – 7, 2008.

OLIVEIRA, S.J. Contribuição ao estudo dos Chironomidae marinhos (Insecta, Diptera) do litoral brasileiro. Tese de Doutorado. Rio de Janeiro: Instituto Oswaldo Cruz, FIOCRUZ, 1998.

OTHMAN, M. R., SAMAT, A. and HOO, S. L. The effect of bedsediment quality on distribution of macrobenthos in Labu River system and selected stations in Langat River, Malaysia. *J. Biol. Sci.*, vol. 2, no. 1, p. 32-34, 2002.

PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Blooms like it hot. *Science*. v. 320, p.57-58, 2008.

PALUDAN, C.; JENSEN, H.S. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediment: significance of humic acids. *Wetlands*, v. 15, n. 4, p. 365-373, 1995.

PAN, G., ZOU, H., CHEN, H., YUAN, X., Removal of harmful cyanobacterial blooms in Taihu Lake using local soils: Factors affecting the removal efficiency and an *in-situ* field experiment using chitosan-modified local soils. *Environ Pollut.* v.141, n. 2, p.206 – 212, 2006.

PEARSON, T.H.; ROSENBERG, R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review.* V.16, p. 229-311, 1978.

PEJLER, B. Regional – ecological studies of Swedish freshwater zooplankton. *Zoo Bird Uppsala.*v.36, p.407-515, 1965.

PENG, L.; LAMEI, L.; LIJUAN, X.; BOPING, H. 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*, 2018.

PEREIRA, S.M.; DA SILVA, E.R. Descrição de uma nova espécie de *Campsurus* Eaton, 1868 do sudeste do Brasil, com notas biológicas (Ephemeroptera: Polymitarcidae: Campsurinae). *Rev. Brasil. Bio.* v.51, n.2, p.321-326, 1991.

PÉRY, A.; MONS, R.; FLAMMARION, P.; LAGADIC, L.; GARRIC, J. A modeling approach to link food availability, growth, emergence, and reproduction for the midge *Chironomus riparius*. *Environmental Toxicology and Chemistry.* v.21, p. 2507-2513, 2002.

PÉRY, A.; SULMON, V.; MONS, R.; FLAMMARION, P.; LAGADIC, L.; GARRIC, J. A model to understand the confounding effects of natural sediments in toxicity tests with *Chironomus riparius*. *Environmental Toxicology and Chemistry.* v.22, p. 2476-2481, 2003.

PINDER, L.C.V. Biology of Freshwater Chironomidae. *Annual Review of Entomology.* v.31, p. 1-23, 1986.

PINTO-COELHO, R.; PINEL-ALLOUL, B.; MÉTHOT, G.; HAVENS, K.E. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* v.62, p.348-361, 2005.

PORTER, K.G.; FEIG, Y.S; VETTER, E.F. Morphology, flow regimes and filtering rates of *Daphnia*, *Ceriodaphnia* and *Bosmina* fed natural bacteria. *Oecologia.* v.58, p.156-163, 1983.

CARPENTER, S. R. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 105, n. 32, p. 11039–11040, 2008.

RAMOS, M. L. L. C. Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). São Paulo, 1990.

RAND, G. M.; WELLS, P. G.; MCCARTY, L. S. Em *Fundamentals of Aquatic*

Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment; Rand, G. M., ed.; 2nd ed., Taylor & Francis: Washington, 1995, cap. 1, 1995.

RAND, G.M.; PETROCELLI, S.R. Fundamentals of aquatic toxicology. Washington, 665p, 1985.

RANGEL, L. M., SILVA, L. H., ROSA, P., ROLAND, F., HUSZAR, V. L. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia* 693 (1), 13e28, 2012.

REISE, K. Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea – Are polychaetes about to take over? *Netherlands Journal of Sea Research*. v.16, p. 29-36, 1982.

RENAULT, F.; SANCEY, B.; BADOT, P. M.; CRINI, G., Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach. *European Polymer Journal*, p. 1337–1348, 2009.

REYNOLDS, C. S., IRISH, A. E. Modelling phytoplankton dynamics in lakes and reservoirs: the problem of in-situ growth rates. *Hydrobiologia*, 349 (1): 5-17, 1997.

REZENDE, R.S. *et al.* Leaf breakdown and invertebrate colonization of *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) and *Hirtella glandulosa* (Chrysobalanaceae) in two neotropical lakes. *Acta Limnol Bras.*v.22, n.1, p.23-34, 2010.

RIBO, J.M. Interlaboratory comparison studies of the luminescent bacteria toxicity bioassay. *Environmental Toxicology. and Water Quality*. v.12,283p, 1997.

ROCHA M. I. A., BRANCO C. W. C., SAMPAIO G. F., GÔMARA G.A.; DE FILIPPO R. Spatial and temporal variation of limnological features, *Microcystis aeruginosa* and zooplankton in a eutrophic reservoir (Funil Reservoir, Rio de Janeiro). *Acta Limnol. Bras.* 14, 73 –86, 2002.

RODRÍGUEZ, M. P.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Variation of density, species composition and dominance of rotifers at a shallow tropical reservoir (Broa Reservoir, SP, Brazil) in a short scale time. *Rev Bras Biol.* v.60, n.1, p.1-9, 2000.

RONCO, A.; BAEZ, M.C.D.; GRANADOS, Y.P. In. *Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de Aguas – Estandarización, Intercalibración, Resultados y Aplicaciones*; MORALES, G.C. Ed. Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo: Ottawa. Cap 1, 2004.

RUTTNER, F.; KOLISKO, A. Rotatoria. In *Das Zooplankton der Binnengewässer*, I. Teil. *Die Binnengewässer*. v.26(Pt 1), p. 99-234, 1972.

SAS, H. Lake restoration by nutrient control: expectations, experiences, extrapolations. St. Augustin: Academia Verlag Richarz, 1989.

SCHENKOVÁ, J., KOMÁREK, O. and ZAHŘÁDKOVÁ, S. Oligochaeta of the Morava and Odra River Basins (Czech Republic): species distribution and community

composition. *Hydrobiologia*, vol. 463, no. 1-3, p. 235-240, 2001.

SCHENKOVÁ, J.; HELEŠIC, J. Habitat preferences of aquatic Oligochaeta (Annelida) in the Roktná River, Czech Republic - a small highland stream. *Hydrobiologia*, vol. 564, no. 1, p. 117-126, 2006.

SCHINDLER, D.W. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science, New Series*, v.184, n.4139, p.897-899, 1974.

SCHINDLER, D. W., R. E. HECKY, D. L. FINDLAY, M. P. STANTON, B. R. PARKER, M. J. PATERSON, K. G. BEATY, M. LYNNG & S. E. M. KASIAN, 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 USA*. v.105, p. 11254–11258, 2008.

SCHINDLER, D. W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society*, v. 279, p. 4322-4333, 2012.

SCHVARTSMAN, S.1991. Intoxicações agudas. 4ª edição. Sarvier.São Paulo.355p.
SEGRS, H. Global diversity of rotifers (Rotifera) In *Freshwater Hydrobiologia*. v.595, p. 49-59, 2008.

SEGRS, H. Global Diversity of Rotifers (Rotifera) In *Freshwater Hydrobiologia*. v.595, p. 49-59, 2008.

SLOOT, W. Benthic macroinvertebrates and water quality assessment: some toxicological considerations. National Institute for Water Supply, The Netherlands. *Aquatic Toxicology*, Elsevier Science Publishers B. v. 4, p. 72-83, 1983.

SMITH V.H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* v. 221, p. 669–671, 1983.

SMITH, V. H.; TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*.v.100, n.1, p.179-196, 1999.

SOARES, M. C. S.; ROCHA M. I. A.; MARINHO, M. M., AZEVEDO, S.; BRANCO, C. W.; HUSZAR, V. L. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. *Aquat. Microb. Ecol.* 57 (2), 137e149, 2009.

SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*. v.408/409, p.145-152, 1999.

SØNDERGAARD, M.; JENSEN J. P.; JEPPESEN E. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *Scientific World Journal*, v. 1, p. 427-442, 2001.

SPEARS, B. M; LÜRLING, M.; SAID, Y.; CASTRO-CASTELLON, A.T.; GIBBS, M.; MEIS, S.; MCDONALD, C.; MCLINTOSH, J.; SLEEP, D.; VAN OOSTERHOUT, F.

Lake responses following lanthanum-modified bentonite clay (Phoslock®) application: An analysis of water column lanthanum data from 16 case study lakes. *Water research*. v.47, n.15, p.5930-5942, 2013a.

STEFFENSEN, D. A. Economic cost of cyanobacterial blooms. In: Hudnell, K.E. (Ed.), *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. *Advances in Experimental Medicine and Biology*. v.619, p. 855-865, 2008.

STRIXINO, G.; STRIXINO, S.T. Macrobenos da represa do Monjolinho (São Carlos, SP). *Revta bras. Biol.* v. 2, n.1, p. 165-179, 1982a.

STUIJFZAND, S.C.; HELMS, M.; KRAAK, M.H.S.; ADMIRAAL, W. Interacting effects of toxicants and organic matter on the midge *Chironomus riparius* in polluted river water. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. V.46, p. 351-356, 2000.

SVENSON, J.M. The role of benthic macrofauna on nitrogen cycling in eutrophic lake sediment. *Doctoral Thesis*. Sweden: Lund University, 1998.

TUNDISI, J. G. Recursos Hídricos. *Revista Multiciência: O Futuro dos Recursos*, Unicamp, n.1, out. 2003. Disponível em: <http://www.multiciencia.unicamp.br/art03.htm>.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. 1ª edição. Oficina de Textos: São Paulo, SP.632p, 2008.

VAN DER MOLEN, D. T.; BOERS, P. C. N. Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia*. v. 275/276, p.379–389, 1994.

VAN OOSTERHOUT, F.; LÜRLING, M. Effects of the novel 'Floc&Lock' lake restoration technique on *Daphnia* in Lake Rauwbraken (The Netherlands). *Journal of Plankton Research*.v.33, n.2, p. 255-263, 2011.

VANNOTE, R. I.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. *Can J Fish Aquatic Sci*, n.37, p.:130-137, 1980.

VERDONSCHOT, P. F. M. The role of oligochaetes in the management of waters. *Hydrobiologia*, vol. 180, no. 1, p. 213-227, 1989.

VERSPAGEN, J. M. H.; VISSER, P. M.; HUISMAN, J. Aggregation with clay causes sedimentation of the buoyant cyanobacterium *Microcystis*. *Aquatic Microbial Ecology*.v.44, n.2, p.165-174, 2006.

VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G. E.; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D. W.; SCHLESINGER, W. H.; TILMAN, D. G. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecol. Appl.*, vol. 7, no. 7, p. 737-750, 1997.

VOS J. H. Feeding of detritivores in freshwater sediments. *PhD Thesis*. University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands, 2001.

WAAJEN, G.; PAUWELS, M.; LÜRLING, M. Effects of combined flocculant – Lanthanum modified bentonite treatment on aquatic macroinvertebrate fauna. *Water Research*, 2017.

WAAJEN, G., VAN OOSTERHOUT, F., DOUGLAS, G., LÜRLING, M. Management of eutrophication in Lake De Kuil (The Netherlands) using combined flocculant-lanthanum modified bentonite treatment. *Water Research*, v. 97, p. 83-95, 2016.

WAAJEN, G.; PAUWELS, M.; LÜRLING, M. Effects of combined flocculant – Lanthanum modified bentonite treatment on aquatic macroinvertebrate fauna. *Water Research*, 2017.

WALTHER, G. R. *et al.* Ecological responses to recent climate change. *Nature*, v. 416, p. 389-395, 2002.

WELCH, E. B. *Ecological effects of wastewater*. Cambridge University Press, 1980.

WELCH, H.E.; JORGENSON, J.K.; CURTIS, M.F. Emergence of Chironomidae (Diptera) in fertilized and natural lakes at Saqvaqujac, N.W.T. *Can.J. Fish Aquat. Sci.* 45:731-737, 1988.

WANG, D.; SUNA, W.; XU, Y.; TANG, H.; GREGORY, J. Speciation stability of inorganic polymer flocculant-PACl. *Colloids Surf. A Physicochem. Eng. Asp.* 243, 1–10, 2004.

WETZEL, R.G. *Limnology: lake and river ecosystems*. 3rd ed. San Diego: Academic Press, 2001.

YAMADA-FERRAZ, T. M.; SUEITT, A. P. E.; OLIVEIRA, A. F.; BOTTA, C. M.; FADINI, P. S.; NASCIMENTO, M. R.; FARIA, B. M.; MOZETO, A. A. Assessment of Phoslock® application in a tropical eutrophic reservoir: an integrated evaluation from laboratory to field experiments. *Environmental Technology & Innovation*, 4, 194-205, 2015.

ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia aquática – Princípios e aplicações*. Editora Rima. São Carlos. 464p, 2006.

ZAMPARAS, M.; GIANNI, A.; STATHI, P.; DELIGIANNAKIS, Y.; ZACHARIAS, I. Removal of phosphate from natural waters using innovative modified bentonites. *Applied Clay Science*. v. 62, p.101-106, 2012.