



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

Erick Drummond Oliveira Dias

**Avaliação da longevidade da remoção de fósforo e biomassa de
cianobactérias pela técnica de coagulação e precipitação (“*Floc & Lock*”)
em dois sistemas eutróficos**

Rio de Janeiro

2022

Erick Drummond Oliveira Dias

Avaliação da longevidade da remoção de fósforo e biomassa de cianobactérias pela técnica de coagulação e precipitação (“*Floc & Lock*”) em dois sistemas eutróficos



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

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Manzi Marinho

Coorientadora: Dra. Natália Pessoa Noyma

Rio de Janeiro

2022

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

D541 Dias, Erick Drummond Oliveira .
Avaliação da longevidade da remoção de fósforo e biomassa de
cianobactérias pela técnica de coagulação e precipitação (“*Floc &
Lock*”) em dois sistemas eutróficos/ Erick Drummond Oliveira Dias. -
2022.
98 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 Alcantara
Gomes.

1. Cianobactéria - Teses. 2. Adsorção - Teses. 3. Fósforo - Teses. 4.
Eutrofização - Teses. I. Marinho, Marcelo Manzi. II. Noyma, Natália
Pessoa. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de
Biologia Roberto Alcantara Gomes. III. Título.

CDU 582.232

Patricia Bello Meijinhos CRB7/5217 - Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

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

Erick Drummond O. Dias

Assinatura

20/12/2023

Data

Erick Drummond Oliveira Dias

Avaliação da longevidade da remoção de fósforo e biomassa de cianobactérias pela técnica de coagulação e precipitação (“*Floc & Lock*”) em dois sistemas eutróficos

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

Aprovado em 01 de dezembro de 2022.

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Patrícia Domingos

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof.^a Dra. Fabiana Oliveira de Araújo

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

Prof.^a Dra. Maíra Nunes Teixeira Mucci

Wageningen University - WUR

Rio de Janeiro

2022

DEDICATÓRIA

Dedico esta dissertação à minha família e a todos os professores que fizeram parte da minha formação.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais Eduardo e Izabel, meu irmão Tiago e minha namorada Karina pelo apoio em todos os projetos e sonhos da minha vida, sempre me impulsionando a seguir em diante. Todos vocês fazem parte de todas as minhas conquistas e são as minhas joias.

Também agradeço à minha segunda família LabAlgas; ao meu orientador e amigo Professor Dr. Marcelo Manzi Marinho, por ter me recebido de portas abertas em 2013, ter me incentivado, orientado com muita excelência e compartilhando todo o seu conhecimento. Agradeço por ter me impulsionado a sempre dar o meu melhor, me preparando para o mundo da pesquisa e o mundo profissional.

Gostaria de agradecer à minha co-orientadora Dra. Natália Pessoa Noyma e ao Dr. Leonardo de Magalhães pelo apoio emocional, pela disponibilidade de seu tempo e pelo apoio à minha orientação; desde o desenvolvimento dos meus experimentos, discussão dos dados, fundamentação teórica, grafia e revisão do texto.

Aos integrantes do LabAlgas da UERJ, Marcela, Caio Graco, Ana Carolina, Renan, Davi, e Jônatas expresso meus agradecimentos por todos os momentos em que nesta trajetória precisei de auxílio. Aos demais integrantes do LabAlgas que ajudaram de forma direta ou indireta na produção deste trabalho.

À Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) minha segunda casa que, ao longo da minha formação, me proporcionou momentos especiais e de muitas oportunidades. Ao Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal (PGBV) pelo empenho de todos os professores, coordenadores e os demais funcionários em proporcionar um curso de excelência, o qual tive a honra de cursar. Ao Instituto Estadual do Ambiente (INEA) pelas análises granulométricas e de matéria orgânica. À Central Analítica Fernanda Coutinho (Química - UERJ), Rodrigo França e Professora Mônica Regina pelas análises de Lantânio.

A todos meus amigos e aqueles que não estão mais aqui; em especial à minha avó Olindina de Melo, compositora e melhor avó do mundo, que com certeza estaria orgulhosa de mim neste momento.

À CAPES pela bolsa de mestrado concedida

...porque qualquer homem, mesmo perfeito, entre os homens, não será nada se lhe falta a sabedoria...

Sabedoria 9:6

RESUMO

DIAS, Erick Drummond Oliveira. *Avaliação da longevidade da remoção de fósforo e biomassa de cianobactérias pela técnica de coagulação e precipitação (“Floc & Lock”) em dois sistemas eutróficos*. 2022. 98 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

Um dos sintomas da eutrofização é a formação de florações de cianobactérias. A técnica “Floc & Lock” (F&L), vem se mostrando promissora no controle do estoque interno de fósforo (P), mitigando a ocorrência de florações de cianobactéria. Embora muitos estudos venham relatando efeitos satisfatórios da utilização da técnica F&L, outros já reportaram a necessidade de reaplicação desses tratamentos. Este estudo visou avaliar a longevidade dos tratamentos da técnica F&L em cores coletados ao final de experimentos em mesocosmos, realizados em dois sistemas tropicais eutróficos: um reservatório profundo (Reservatório do Funil) na presença e ausência de florações de cianobactérias e uma lagoa costeira rasa (Lagoa de Jacarepaguá) na ausência de florações de cianobactérias. Em adição, foi avaliada a potencialidade de penetração do LMB em sedimentos de “baixa densidade” e/ou com muita matéria orgânica, como o da Lagoa de Jacarepaguá. A longevidade dos tratamentos foi avaliada em testemunhos de sedimento coletados dentro de cada unidade de mesocosmo, ao final dos experimentos em mesocosmos no dois sistemas. Os cores foram incubados em laboratório por 4 meses e meio, e semanalmente foram mensurados o pH, oxigênio dissolvido (OD), clorofila-a, fósforo solúvel reativo (FSR) e fósforo total (PT). Também foi realizado um experimento de percolação do LMB no sedimento em cores coletados na Lagoa de Jacarepaguá. Durante 35 dias foi avaliada a penetração do LMB e medidos FSR, PT, OD e pH. Ao final, a concentração de Lantânio no perfil vertical dos cores foi utilizada como traçador da penetração do LMB no sedimento. Os tratamentos da técnica F&L mantiveram a sua eficiência em reter o P no sedimento, independentemente das variações de OD e pH da água no Reservatório do Funil. Portanto, para este sistema, os tratamentos devem focar na retirada da biomassa de cianobactérias da coluna d’água podendo ser aplicados em qualquer época. Por outro lado, os tratamentos da técnica F&L para a Lagoa de Jacarepaguá perderam eficiência ao longo do tempo em reter o fósforo presente no sedimento e em prevenir o recrutamento de células de cianobactéria. Condições de anoxia, sedimento inconsolidado, com muita matéria orgânica, e alta taxa de decomposição podem ter influenciado na longevidade. No experimento de percolação do LMB foi observado que a argila penetrou rapidamente no sedimento até 20 cm de profundidade, independentemente da composição granulométrica do sedimento. Contudo, a percolação foi mais acentuada no core coletado na área onde foi realizado o experimento em mesocosmo. A penetração rápida do LMB pode promover a liberação de FSR do sedimento. Considerando sistemas com sedimentos de “baixa densidade” com muita matéria orgânica, como a Lagoa de Jacarepaguá, a reaplicação dos tratamentos para pode ser considerada.

Palavras-chave: Experimentos em cores. Adsorventes de fósforo. Mitigação. Cianobactérias.

ABSTRACT

DIAS, Erick Drummond Oliveira . *Evaluation of the longevity of phosphorus and cyanobacteria biomass removal by the coagulation and precipitation technique (Floc & Lock) in two eutrophic systems*. 2022. 98 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.

Cyanobacterial blooms is one of the symptoms of eutrophication. The Floc & Lock (F&L) technique has shown to be a promising tool in controlling the internal phosphorus (P) stock, and mitigating the occurrence of cyanobacterial blooms. Although many studies have reported good efficiency from the F&L technique, others reported the necessity of reapplications. This study aimed to evaluate the longevity of F&L treatments in sediment cores at the end of mesocosms experiments, in two tropical eutrophic systems. Mesocosms were performed in a deep reservoir (Funil Reservoir) in the presence and absence of cyanobacterial blooms and in a shallow coastal lagoon (Jacarepaguá Lagoon) in cyanobacterial bloom absence. In addition, the potential of LMB penetration was evaluated in “low density” sediments and with a lot of organic matter, such as the Jacarepaguá Lagoon. At the end of the mesocosm experiments, sediment cores were collected in each mesocosm unit. The sediment cores were incubated in the laboratory for four months and a half, and weekly, pH, dissolved oxygen (DO), chlorophyll-a, RSP (reactive soluble phosphorus) and total phosphorus (TP) were measured. Based on the longevity experiment results of Jacarepaguá Lagoon, the LMB percolation experiment was performed. In a transect in the Jacarepaguá lagoon, sediment cores were collected in order to realize the translocation experiment and granulometric analyzes. The experiment last 35 days and were measured RSP, PT, RSP and pH. In addition, the LMB penetration was visual measured in the sediment, as the lanthanum (La) present at six sediment depths was quantified. F&L treatments were efficient over time in retain P in the sediment regardless of variations in DO and pH in the water for the Funil Reservoir. Therefore, for this system, treatments should focus on the cyanobacterial biomass removal from the water column and can be applied at any time. On the other hand, the F&L treatments for the Jacarepaguá Lagoon lost efficiency over time in retaining the phosphorus in the sediment and preventing the recruitment of cyanobacteria cells. Conditions of anoxia, unconsolidated sediment, with a lot of organic matter, and high decomposition rate, probably influenced the longevity. In the percolation of LMB experiment the clay penetrated quickly into the sediment until 20 cm, regardless of the sediment granulometric composition. However, percolation was more pronounced in the core collected in the area where the mesocosm experiment was performed. The fast penetration of the LMB can promote the release of RSP from the sediment. Considering systems with unconsolidated sediments and with a lot of organic matter like the Jacarepaguá Lagoon, the reapplication of treatments can be considered.

Keywords: Cores experiments. Phosphorus adsorbents. Mitigation. Cyanobacteria.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Principais fontes de entradas e saídas de fósforo nos ecossistemas aquáticos.....	15
Figura 2 - Causas e consequências da eutrofização.....	17
Figura 3 - Florescimentos de cianobactérias	20
Figura 4 - Redução no aporte externo e a demora na melhora do sistema devido a fontes internas de P.....	22
Figura 5 - Redução do aporte externo de nutrientes, aplicação da técnica “Floc & Lock” e processos associados.....	25
Figura 6 - Esquema da pesquisa em diferentes escalas experimentais.....	27
Figura 7 - Localização do Reservatório do Funil.....	30
Figura 8 - Localização da Lagoa de Jacarepaguá.....	32
Figura 9 - Complexo Lagunar de Jacarepaguá.....	33
Figura 10 - Materiais químicos utilizados nos tratamentos da técnica “Floc & Lock”.....	34
Figura 11 - Diagrama mostrando a sequência de execução dos experimentos.....	35
Figura 12 - Localização e montagem dos experimentos em mesocosmos no Reservatório do Funil e na Lagoa de Jacarepaguá.....	36
Figura 13 - Dimensões e estrutura de montagem das plataformas flutuantes, dimensões e estrutura dos mesocosmos e o processo de montagem.....	37
Figura 14 - Coleta dos cores de sedimentos para o experimento de longevidade do tratamento no Reservatório do Funil e na Lagoa de Jacarepaguá.....	38
Figura 15 - Desenho amostral dos experimentos em cores no Reservatório do Funil e na Lagoa de Jacarepaguá.....	39
Figura 16 - Equipamentos utilizados para análises de Chl-a, pH, OD, FSR e PT das amostras retiradas dos cores.....	41
Figura 17 - Coleta de cores e sedimento em cinco pontos em um transecto na Lagoa de Jacarepaguá.....	42
Figura 18 - Amostragens, mensuração e equipamentos utilizados no experimento de percolação do LMB.....	44
Figura 19 - Variação do pH e do oxigênio dissolvido no experimento de longevidade em cores de sedimento no período com floração de cianobactéria no Reservatório do Funil.....	47
Figura 20 - Variação da clorofila-a total e fósforo total no experimento de longevidade em cores de sedimento no período de floração de cianobactéria no Reservatório do Funil.....	49
Figura 21 - Variação do pH e do oxigênio dissolvido no experimento de longevidade em período sem floração de cianobactéria no Reservatório do Funil.....	51
Figura 22 - Variação da clorofila-a total e fósforo total no experimento de longevidade em cores de sedimento no período sem floração de cianobactérias no Reservatório do Funil.....	52
Figura 23 - Variação do pH e do oxigênio dissolvido no experimento de longevidade em cores de sedimento no período sem floração de cianobactéria na Lagoa de Jacarepaguá.....	54
Figura 24 - Variação da clorofila-a total, fósforo total e fluxo de fósforo no experimento de longevidade em cores de sedimento para Lagoa de Jacarepaguá sem floração de cianobactérias.....	56

Figura 25 - Crescimento da biomassa fitoplanctônica nos cores do experimento de longevidade na Lagoa de Jacarepaguá na ausência de floração de cianobactéria.....	57
Figura 26 - Penetração do LMB no sedimento nos cores do experimento de longevidade na Lagoa de Jacarepaguá na ausência de floração de cianobactéria.....	57
Figura 27 - Percentual das frações de sedimento das análises granulométricas e de matéria orgânica (representada por carbono) do sedimento da Lagoa de Jacarepaguá nos pontos J1,J2, J3, J4 e J5.....	58
Figura 28 - Observação visual da penetração do LMB em centímetros nos cores de sedimento da Lagoa de Jacarepaguá em cada ponto de coleta.....	60
Figura 29 - Medições da penetração do LMB nos cores de sedimento da Lagoa de Jacarepaguá em cada ponto de coleta no primeiro e último dia do experimento de percolação do LMB.....	61
Figura 30 - Concentração de La nos cores coletados em cinco pontos na Lagoa de Jacarepaguá e em seis profundidades diferentes do sedimento.....	62
Figura 31 - Concentração de La nos cores coletados em cinco pontos na Lagoa de Jacarepaguá e em seis profundidades diferentes do sedimento.....	63
Figura 32 - Penetração do LMB no sedimento inconsolidado da Lagoa de Jacarepaguá e exposição em camadas inferiores.....	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Período de execução dos experimentos de longevidade em cores com seus respectivos cenários (com ou sem floração) e tempos de amostragens para o Reservatório do Funil e Lagoa de Jacarepaguá.....	39
Tabela 2 -	Valores médios e o desvio padrão das variáveis: pH, oxigênio dissolvido, clorofila-a, fósforo solúvel reativo e fósforo total, coletadas no fundo do último dia de amostragem do experimento em mesocosmos, na presença de cianobactérias no Reservatório do Funil.....	45
Tabela 3 -	Resumo dos resultados do modelo linear misto (MLM) para as variáveis resposta para OD, pH, Chl-a e PT dos experimentos de longevidade em cores de sedimento no Reservatório do Funil no período com floração de cianobactérias.....	46
Tabela 4 -	Valores médios e o desvio padrão das variáveis: pH, oxigênio dissolvido, clorofila-a, fósforo solúvel reativo e fósforo total coletadas no fundo do último dia de amostragem do experimento em mesocosmos sem a presença de cianobactérias no Reservatório do Funil.....	48
Tabela 5 -	Resumo dos resultados do modelo linear misto (MLM) para as variáveis resposta para OD, pH, Chl-a e PT dos experimentos de longevidade em cores de sedimento no Reservatório do Funil sem a presença de floração.....	50
Tabela 6 -	Valores médios e o desvio padrão das variáveis: pH, oxigênio dissolvido, clorofila-a, fósforo solúvel reativo e fósforo total coletadas no fundo do último dia de amostragem do experimento em mesocosmos sem floração de cianobactérias na Lagoa de Jacarepaguá.....	52
Tabela 7 -	Resumo dos resultados do modelo linear misto (MLM) para as variáveis resposta para OD, pH, Chl-a e PT dos experimentos de longevidade em cores de sedimento na Lagoa de Jacarepaguá sem floração de cianobactérias.....	53
Tabela 8 -	Valores médios de pH e de oxigênio dissolvido na água dos cores durante os 35 dias do experimento de percolação do LMB na Lagoa de Jacarepaguá.....	58
Tabela 9 - Modelo linear misto (MLM) da concentração de Lantânio em seis profundidades de sedimento em cores de sedimento coletados na Lagoa de Jacarepaguá em cinco pontos (J1,J2,J3,J4,J5) para o experimento de percolação do LMB.....	61
Tabela 10 -	Resumo dos resultados do modelo linear misto (MLM) para as variáveis resposta para FSR, PT, e penetração do LMB dos experimentos de percolação da Lagoa de Jacarepaguá.....	63

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Chl-a	Clorofila- <i>a</i>
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
F&L	<i>Floc & Lock</i>
F&S	<i>Floc & Sink</i>
FSR	Fósforo solúvel reativo
LMB	Bentonita Modificada com Lantânio
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
PAC	Cloreto de Polialumínio
PT	Fósforo total
RS	Solo vermelho local
ZEO	Zeólita natural (aluminossilicato mineral hidratado)

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
µg	Micrograma
C	Carbono
cm	Centímetro
d	Dia
Fe	Ferro
g	Gramma
Km ²	Quilômetro quadrado
L	Litro
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro cúbico
mg	Miligrana
ml	Mililitro
mm	Milímetro
N	Nitrogênio
OD	Oxigênio dissolvido
P	Fósforo
s	Segundo
La	Lântânio

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	15
1	OBJETIVOS	29
1.1	Objetivo geral	29
1.2	Objetivos específicos	29
2	METODOLOGIA	30
2.1	Área de estudo	30
2.1.1	<u>Reservatório do Funil</u>	30
2.1.2	<u>Lagoa de Jacarepaguá</u>	31
2.2	Químicos e materiais	34
2.3	Longevidade dos tratamentos “Floc & Lock”	35
2.3.1	<u>Experimento de mesocosmo</u>	36
2.3.2	<u>Experimento em cores</u>	38
2.4	Experimento de percolação do LMB	42
2.5	Análise estatística	45
3	RESULTADOS	47
3.1	Longevidade dos tratamentos “Floc & Lock”	47
3.1.1	<u>Reservatório do Funil com floração de cianobactérias</u>	47
3.1.1.2	Mesocosmo.....	47
3.1.1.3	Experimento de longevidade em cores.....	48
3.1.2	<u>Reservatório do Funil sem floração de cianobactérias</u>	50
3.1.2.1	Mesocosmo.....	50
3.1.2.2	Experimento de longevidade em cores.....	51
3.1.3	<u>Lagoa de Jacarepaguá sem floração de cianobactéria</u>	54
3.1.3.1	Mesocosmo.....	54
3.1.3.2	Experimento de longevidade em cores.....	55
3.1.3.3	Experimento de percolação do LMB.....	58
4	DISCUSSÃO	71
4.1	Longevidade dos tratamentos “Floc & Lock” em cores	71
4.2	Experimento de percolação	77
	CONCLUSÃO	81
	REFERÊNCIAS	82

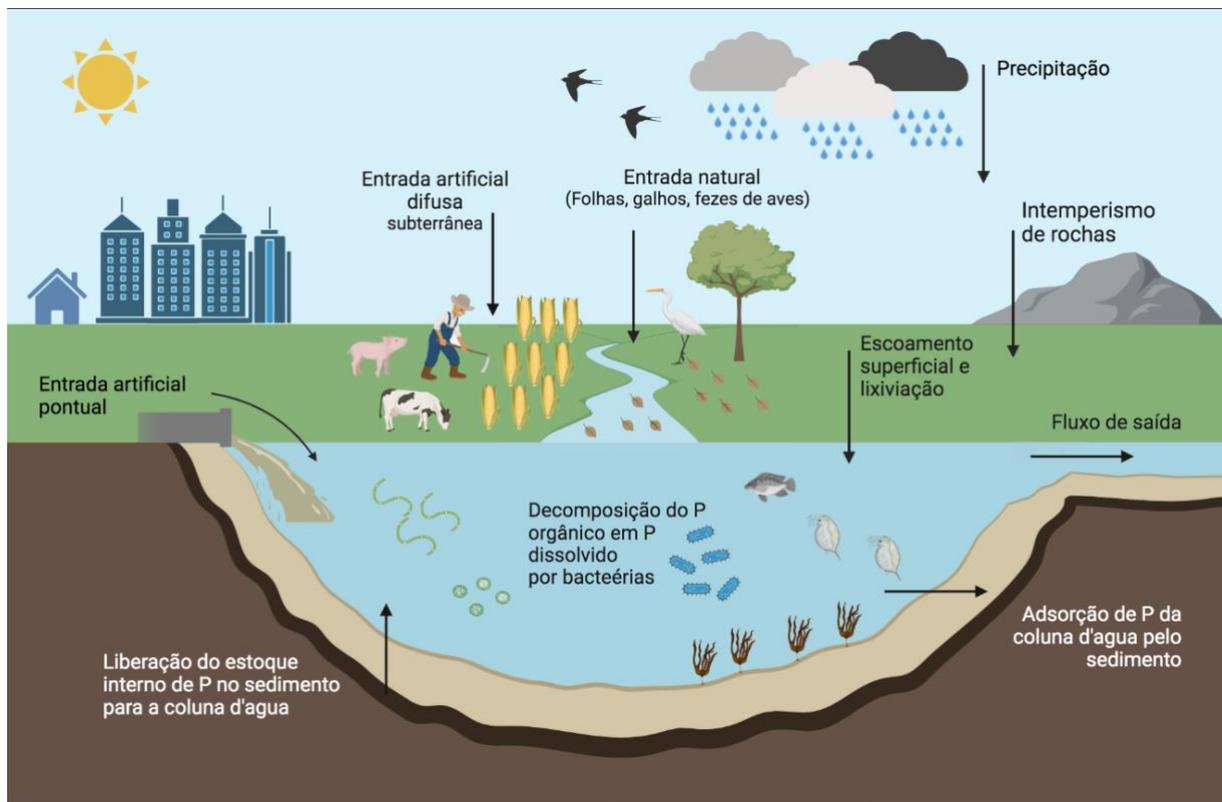
INTRODUÇÃO

Fósforo

O fósforo (P) é um macronutriente essencial para a manutenção da vida nos ecossistemas e, portanto, de extrema importância para os produtores primários. Faz parte de diversos processos como o metabolismo celular, energético (na forma de armazenamento de energia em moléculas de adenosina trifosfato, ATP), na estruturação da membrana celular e na transmissão de informações genéticas a partir dos ácidos nucleicos DNA e RNA. Em ambientes aquáticos com oferta regular desse nutriente, o teor de fósforo em células fitoplanctônicas é de aproximadamente 1 a 1,2% do seu peso seco (REYNOLDS, 2006), com uma razão atômica C:P de cerca 106 átomos de carbono para 1 de fósforo (REDFIELD, 1934). Baixas concentrações deste nutriente ($<10 \mu\text{g L}^{-1}$) podem atuar como limitadoras para o seu crescimento (BERMAN, 1988; HECKY; KILHAM, 1988; SAS, 1989). Portanto, é considerado um importante nutriente dentro dos ecossistemas aquáticos, onde, a escassez de sua forma biodisponível para organismos pode ser um fator limitante para a produtividade primária (WETZEL, 2001).

Diferentemente de nutrientes como o nitrogênio (N) e o carbono (C), o fósforo não apresenta estoque atmosférico. A entrada de fósforo em ecossistemas aquáticos pode ocorrer de forma natural através de diversas fontes (Figura 1).

Figura 1 – Principais fontes de entrada e saída de fósforo nos ecossistemas aquáticos.



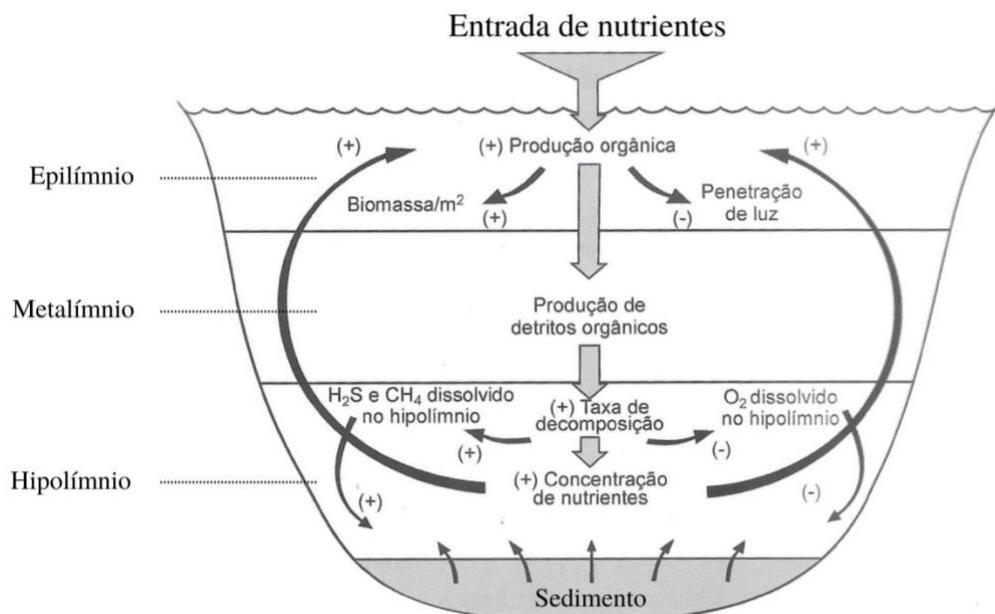
Legenda: Figura com as principais fontes de entrada e saída de fósforo em um ecossistema aquático.
 Fonte: O autor, 2022 (produzido através do Biorender.com)

Como principal fonte natural, destaca-se o intemperismo de rochas minerais da bacia de drenagem no entorno, de onde é carregado para os corpos hídricos por escoamento superficial. Além disso, pode se dar pela precipitação, deposição de material orgânico particulado (como folhas, galhos e fezes de animais que são carregados pelos rios) ou a partir de águas subterrâneas (EMSLEY, 1980; WETZEL, 2001; RABALAIS, 2004; REYNOLDS, 2006). O aumento da entrada de nutrientes de forma natural nos ecossistemas aquáticos ao longo do tempo (escala de tempo geológica), acarreta um processo natural chamado de “eutrofização natural”. Contudo, o processo de eutrofização vem sendo intensificado e acelerado pela entrada artificial de nutrientes provenientes das ações antrópicas, promovendo a “eutrofização artificial” dos ecossistemas aquáticos (SCHINDLER et al., 2008).

A eutrofização artificial e a degradação dos corpos hídricos

A intensa entrada de P nos sistemas aquáticos, principalmente através de fontes artificiais, aquelas provenientes das atividades antropogênicas, promovem a aceleração da eutrofização (eutrofização artificial). Dessa forma, as atividades antropogênicas vem se tornando um grande agente da deterioração/degradação dos corpos hídricos e, conseqüentemente, diminuindo a qualidade da água em todo o mundo (SMITH, 2003; SMITH; SCHINDLER, 2009; PAERL; OTTEN, 2013; DOWNING, 2014). Dentre as principais atividades humanas causadoras desse distúrbio, podemos citar as fontes artificiais pontuais (despejo de efluentes não tratados de origem industrial/urbana, aquicultura) e difusas (agricultura, pecuária) (Figura 1) (CARPENTER et al., 1998; ARBUCKLE; DOWNING, 2001; BEUSEN et al., 2016). Tais ações antrópicas são prejudiciais para o ecossistema pois podem interferir diretamente nas propriedades físicas, químicas e biológicas do sistema aquático (HUISMAN et al., 2005). Uma das conseqüências da eutrofização é o crescimento excessivo de produtores primários, em detrimento a outros, e o seu acúmulo na superfície da água, leva o ecossistema aquático a diversos impactos/desequilíbrios em todas as suas camadas (epilímnio, metalímnio e hipolímnio) (Figura 2).

Figura 2 – Causas e conseqüências da eutrofização



Legenda: Entrada artificial de nutrientes em ecossistemas aquáticos gerando alterações físicas, químicas e biológicas nas suas respectivas camadas (Epilímnio, Metalímnio, Hipolímnio). No epilímnio pode ser observada uma maior produção de biomassa de organismos do fitoplâncton que se acumulam na superfície e promovem a diminuição da entrada de luz no sistema. No metalímnio, ocorre a produção de detritos orgânicos. Já no hipolímnio maiores taxas de decomposição da matéria orgânica elevam a concentração de nutrientes enquanto diminuem a concentração de oxigênio dissolvido pelo processo de respiração das bactérias decompositoras. Além disso, o processo de decomposição em condições anóxicas por sua vez promove a liberação de gases como sulfeto de hidrogênio (H_2S) e metano (CH_4). Condições anóxicas próximas ao sedimento promovem a liberação de nutrientes para a coluna d'água.

Fonte: Modificado de Esteves (2011).

Outro sintoma da eutrofização é a diminuição da penetração da luz pelo aumento da turbidez orgânica, decorrente da elevada biomassa de microalgas na superfície, pode ser um fator limitante para o crescimento de outros produtores primários, promovendo a queda acentuada da biodiversidade de organismos, e alterando a composição das comunidades aquáticas (PAERL; HUISMAN, 2008; PAERL; PAUL, 2012; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2014). Além disso, a diminuição da entrada de luz no sistema pode levar à redução da taxa fotossintética de alguns organismos como macrófitas aquáticas submersas enraizadas. Quanto maior a oferta de matéria orgânica do sistema, maior será a taxa de decomposição por bactérias aeróbicas que, através de seu metabolismo utilizam o oxigênio dissolvido (OD) para remineralizarão dos nutrientes, aumentando a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) do sistema. Portanto, grandes taxas de decomposição aliadas à depleção do OD na água tornam o ambiente anóxico, podendo ocasionar a morte de vertebrados e invertebrados bentônicos por hipoxia (ESTEVES, 2011; PAERL; PAUL, 2012; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2014). À medida que a biomassa fitoplanctônica perde a capacidade de flutuação, devido à morte, ou perda por sedimentação (PADISÁK et al., 2003), inicia-se o processo de decomposição que disponibiliza ainda mais nutrientes para a água através de um processo de retroalimentação positiva (QUIN et al., 2013).

As condições anóxicas do hipolímnio e a decomposição da matéria orgânica podem liberar gases metano e sulfídrico do sedimento, que podem ser tóxicos para animais aquáticos em altas concentrações (ALLIEVI et al., 2018). Tais gases que, além de diminuir o oxigênio do sistema na sua formação, desprendem-se do sedimento em forma de bolhas, revolvendo-o e contribuindo para a liberação de nutrientes para o sistema (OHLE, 1978). A interface água e sedimento é um compartimento importante para troca e armazenamento de nutrientes no ambiente aquático. Hipolímnios anóxicos podem promover a liberação do P que antes, estavam ligadas a compostos presentes no sedimento, (como as ligadas ao hidróxido de ferro

(Fe(OH)₃) (LAKE et al., 2007; AMIRBAHMAN et al., 2013). O sedimento pode estocar P e, portanto, atuar como uma importante fonte interna de nutriente (“*internal loading*”) para os sistemas aquáticos. Por isso, sua liberação pode favorecer e/ou intensificar o processo de eutrofização (LIJKLEMA et al., 1994; WU et al., 2001).

Florações de cianobactérias

Uma floração de cianobactérias é o aumento da biomassa de cianobactéria em um ecossistema aquático (mensurado, por exemplo, pela concentração de clorofila-a) durante um pequeno período de tempo (entre poucos dias e 1 ou 2 semanas) e é caracterizado pela dominância de mais de 80% de uma ou mais espécies dentro da comunidade fitoplanctônica. Em ecossistemas mesotróficos e oligotróficos, biomassas de 30 a 50 µg L⁻¹ de clorofila-a correspondem a uma biomassa elevada, enquanto que em um sistema eutrófico e hipertrófico, 300 a 400 µg L⁻¹ de biomassa pode ser encontrada (HUMBERT & FASTNER, 2016; PEARL; HUISMAN, 2008; HUISMAN et al., 2018) (Figura 3).

As cianobactérias ganham papel de destaque na eutrofização pois podem atingir altas densidades, acumulando na superfície da água, formando florações, e gerando diversas alterações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas (PAERL; PAUL, 2012; PAERL; OTTEN, 2013; CHORUS; WELKER, 2021). As cianobactérias são microrganismos procariotos fotossintetizantes com rápido crescimento e adaptados a diversas condições ambientais, tais como: elevada concentração de nutrientes, altas temperaturas e estabilidade da coluna d’água, ocupando dessa maneira uma grande variedade de nichos ecológicos (REYNOLDS, 2006; PAERL; OTTEN, 2013; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2014; CHORUS; WELKER, 2021). As cianobactérias possuem diversas adaptações que lhes conferem vantagem competitiva sobre outros organismos fitoplanctônicos, dentre elas podemos citar a presença de células e estruturas especializadas como: heterocito, célula capaz de fixar nitrogênio atmosférico (N₂) e aerótopos (vesículas de gás importantes na migração vertical da célula na coluna d’água) (REYNOLDS, 2006; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2014). Além disso, as cianobactérias ainda possuem a capacidade de utilizar CO₂ e bicarbonato como fonte inorgânica de carbono (SANDRINI et al., 2016), e também apresentam a capacidade absorver o fósforo do meio através de um consumo de luxúria (*luxury uptake*) e armazenando-o internamente na célula (GONZALEZ-ESQUER et al., 2016).

Figura 3 – Florações de cianobactérias



Legenda: Floração de cianobactérias na barragem do Reservatório do Funil em agosto de 2019, um ambiente eutrofizado.

Fonte: O autor, 2022.

As florações de cianobactérias causam diversos impactos negativos ao ecossistema aquático, como águas esverdeadas (pelo acúmulo de biomassa na superfície), gosto e odores desagradáveis (SMITH et al., 1999; PAERL; HUISMAN, 2008; CONLEY et al., 2009; CHORUS; WELKER., 2021). Além da perda da qualidade cênica do ambiente, as florações podem tornar ambientes aquáticos inutilizáveis para o lazer, o consumo de água, a pesca, a aquicultura, a irrigação e também promover o aumento do custo do tratamento de água (STEFFENSEN, 2008).

Algumas espécies de cianobactérias formadoras de florações são potencialmente produtoras de cianotoxinas (ex. microcistinas, saxitoxinas, cilindrospermopsina e nodularina), podendo acarretar a formação de florações tóxicas (PEARL; HUISMAN, 2008; PAERL ; OTTEN, 2013; HALLEGRAEFF, 2021), comprometendo o uso de lagos e reservatórios para irrigação, recreação e pesca. Estas toxinas podem bioacumular e biomagnificar ao longo da

cadeia trófica (IBELINGS et al., 2005; FERRÃO-FILHO, 2002; JONES et al., 2022), podendo chegar a nós humanos pela ingestão de peixes e animais contaminados (MAGALHÃES et al., 2001), ou pela ingestão direta de água contaminada de reservatórios de abastecimento (DITTMANN; WIEGAND, 2006; BURATTI et al., 2017; HUISMAN et al., 2018), e gerar casos mais graves de intoxicação (atingindo o fígado e os sistemas digestivo e nervoso, pele e trato gastrointestinal) em humanos. Isto porque algumas cianotoxinas apresentam estruturas estáveis e resistentes à hidrólise química e, portanto, sua remoção da água bruta é considerada um processo difícil (AZEVEDO et al., 2002). Casos de intoxicação em animais já foram reportados na literatura (FAASSEN et al., 2012; LÜRLING; FAASSEN, 2013). Em humanos já foram relatados casos mais sérios de intoxicação, como o ocorrido em Caruaru (Pernambuco), onde pacientes de uma clínica de hemodiálise morreram após receberem tratamento com água acidentalmente contaminada com cianotoxinas (JOCHIMSEN et al. 1998, AZEVEDO et al., 2002).

As florações de cianobactérias vêm aumentando seus registros de ocorrência, frequência e magnitude em ecossistemas aquáticos ao redor do mundo (HALLEGRAEFF et al., 2021) principalmente pelo uso indiscriminado dos recursos hídricos aliado às mudanças climáticas (aumento da temperatura do planeta e as alterações hidrológicas) (O'NEIL et al., 2012; PAERL; PAUL, 2012; MANTZOUKI et al., 2016; PAERL, 2018).

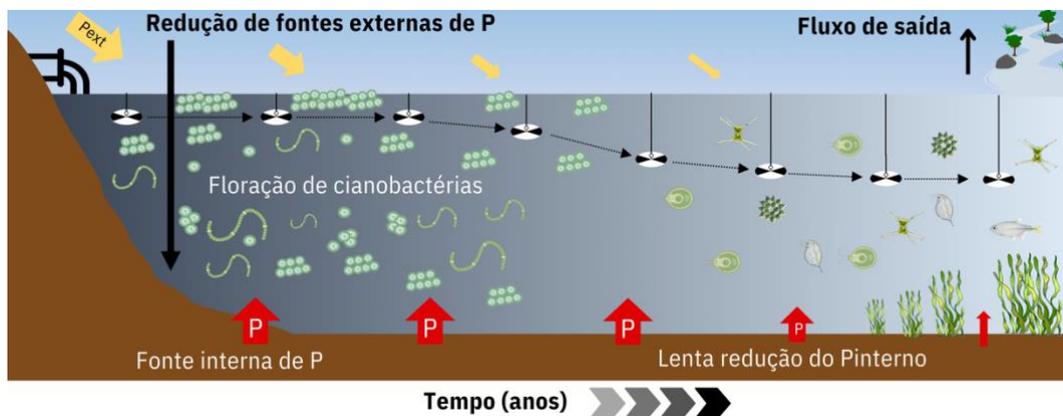
Florações de cianobactérias têm se tornado cada vez mais comuns em ecossistemas aquáticos brasileiros (COSTA et al., 2006; GOMES et al., 2009; LAGOS et al., 1999; SOARES et al., 2012; RANGEL et al., 2016; CAVALCANTE et al., 2017; MARINHO; HUSZAR, 2002, SILVA et al., 2016, BARÇANTE et al., 2020). Portanto, tais eventos e seus efeitos deletérios, geram grande preocupação para os gestores e usuários dos recursos hídricos, tornando o controle da eutrofização e a mitigação de florações nocivas de cianobactérias um desafio chave para melhoria da qualidade das águas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2014).

Ações “*In-Lake*” de mitigação da eutrofização e de florações de cianobactérias

Para mitigar a eutrofização e suas consequências, são necessárias medidas de redução dos nutrientes disponíveis no sistema, entretanto, esta não é uma tarefa simples. Dentre essas medidas, a redução do aporte externo de nutrientes é dita como crucial e a mais direta (COOKE, 2005; HAMILTON et al., 2016; HUISMAN et al., 2018), sendo defendida por

muitos autores como a única medida possível (HAMILTON et al., 2016; PAERL et al., 2016). Porém, o controle de fontes externas pode não trazer melhora rápida do sistema, podendo levar décadas para que isso ocorra (FASTNER et al., 2016). Essa demora se deve principalmente as fontes internas e ao estoque de P acumulado no sedimento, em sistemas submetidos a longos períodos de eutrofização artificial, podendo sua liberação para coluna d'água ocorrer mesmo após cessadas as fontes externas (Figura 4) (SØNDERGAARD et al., 2003; YU et al., 2017).

Figura 4 – Redução no aporte externo e a demora na melhora do sistema devido a fontes internas de P.



Legenda: Lago eutrofizados com presença de florações de cianobactérias e redução do aporte externo de nutrientes, apresentando demora na recuperação da qualidade da água, em função do aporte interno de fósforo estocado no sedimento por décadas de eutrofização.
Fonte: Modificado de Lürling et al., (2016b).

Cerca de 80% das águas residuais no mundo são lançadas nos corpos hídricos sem o adequado tratamento (WWAP - United Nations World Water Assessment Programme, 2017). Nos países emergentes, menos de 10% da água de descarte municipal e industrial passa por algum tipo de tratamento (WWAP, 2017). Além disso, o custo para implementação de um tratamento de água de qualidade nesses países seria muito elevado, levando muito tempo para ser concretizado (VAN LOOSDRECHT; BRDJANOVIC, 2014). Conseqüentemente, o controle da carga externa de nutrientes nem sempre é possível, sendo muitas das vezes economicamente inviável para esses países (HUSER et al., 2016a). No Brasil, 53% dos domicílios particulares urbanos são conectados a redes coletoras e apenas 31% dos esgotos gerados passam por alguma forma de tratamento (CHERNICHARO, 2007). Além disso, as estações de tratamento apresentam eficiências reduzidas quanto a remoção de nutrientes e problemas operacionais frequentes. (CHERNICHARO, 2007). Aliado a isso, as cargas

externas difusas de nutrientes provenientes da agricultura são bem complexas de serem identificadas e tratadas. A Holanda por exemplo, apesar de tratar mais de 95% dos esgotos removendo nutrientes, é um dos países da EU que mais sofre com eutrofização (EU, 2013; EEA, 2018).

Considerando esta questão, tem sido proposta a utilização de ações “*In-lake*” (no lago) para mitigação da eutrofização e suas consequências (LÜRLING et al., 2016b; OSGOOD, 2017). Tais ações abrangem uma grande variedade de abordagens e podem ser classificados como “*effect-oriented*” (orientadas para o efeito), utilizando métodos físicos, químicos ou biológicos (STROOM; KARDINAAL, 2016; LÜRLING; MUCCI, 2020). Estas podem visar diretamente o controle de cianobactérias (orientadas pelo sintoma – “*symptoms-oriented*”), ou indiretamente pela diminuição das fontes de nutrientes disponíveis (orientada pela fonte – “*source-oriented*”) (LÜRLING; MUCCI, 2020). Contudo, uma grande variedade dessas abordagens ainda não foi testada e suas soluções colocadas em pauta, com muitas incertezas e falta de comprovações científicas (VAN DE GRAAF, 2016). Elas foram chamadas por Lürling et al. (2016a) como soluções “*end-of-pipe*” (ação para atenuar os danos) pois não se mostraram efetivas como prometem em diversas intervenções (STROOM; KARDINAAL, 2016). Dentre essas ações, podemos citar o controle biológico através de Micro-organismos efetivos (“*effective micro-organisms*” - EM), que tem como proposta a competição por recursos com as cianobactérias (LÜRLING et al., 2009, 2010) e o método físico de controle por frequências altas e baixas de ultrassom (HOLM et al., 2008; LÜRLING; TOLMAN, 2014). Entretanto, nenhuma dessas propostas se mostrou efetiva e segura para o ambiente, até o presente momento (LECLERQ et al., 2014; LÜRLING et al., 2016a; KARDINAAL et al., 2008).

Os métodos químicos são utilizados para reduzir diretamente a biomassa de cianobactérias, ou indiretamente, pela redução dos nutrientes disponíveis do sistema, dificultando a sua proliferação (JANČULA; MARSÁLEK, 2011). Dentre os métodos químicos, os algicidas atuam diretamente matando as células de cianobactéria. Incluem uma grande variedade de químicos como: os a base de cobre (BISHOP et al., 2018) (ex: sulfato de cobre (ROUCO et al., 2014), quelatos de cobre (CALOMENI et al., 2014), mas também peróxido de hidrogênio (MATTHIJS et al., 2016) e peróxido de cálcio (CHO; LEE, 2002; GUO et al., 2021). Contudo, muitos desses compostos ao matarem células de cianobactérias, acabam por liberar cianotoxinas e nutrientes na água, podendo gerar riscos para o ambiente e aumentar a eutrofização (JANČULA & MARSÁLEK, 2011; FAN et al., 2014; LÜRLING et al., 2014; COLOMA et al., 2017).

Coagulantes como o cloreto de ferro (III) (QUAAK et al., 1993), sulfeto de alumínio (COOKE et al., 2005), cloreto de polialumínio (PAC) (LI; PAN, 2013) vêm sendo utilizados como alternativa ao uso de algicidas. Os coagulantes de sais de alumínio, quando adicionados à água, formam flocos ($\text{Al}(\text{OH})_3$) nos quais o P dissolvido é adsorvido e o P particulado (ex: células de cianobactérias) é preso aos flocos e sedimentada (DRIKAS et al., 2001; COOKE et al., 2005). Contudo, esses flocos ($\text{Al}(\text{OH})_3$) são leves, e facilmente podem ser resuspendidos e realocados por pequenos distúrbios no sedimento (EGEMOSE et al., 2010). Quando suspensos em águas com o pH acima de 8,5 os íons se desassociam, promovendo a liberação de P (REITZEL et al., 2013). Apesar dos flocos se ligarem ao P imobilizando-o no sedimento, em alguns casos os efeitos de adsorção de P já se mostraram reduzida ao longo do tempo (DE VICENTE et al., 2008), acarretando ineficiente efeito frente ao estoque interno de P no sedimento, que aos poucos, continuamente, liberará o P para a coluna d'água (SPEARS et al., 2013a; DOUGLAS et al., 2016). A aplicação de altas doses de coagulantes a base de sais de alumínio pode acarretar na redução do pH do meio (DE JULIO et al., 2010) promovendo a lise celular e liberação de toxinas das cianobactérias (HUSER et al., 2013, 2016), assim como, formar espécies tóxicas de alumínio (Al^{3+}) quando em $\text{pH} < 5.5$, uma forma insolúvel e tóxica para diversos organismos (DRISCOLL AND SCHECHER 1990; GENSEMER AND PLAYLE 1999; MACDIARMIND & GARDNER, 1998). Desse modo, visando a segurança, compostos que tem forte capacidade de ligação com o P, como os adsorventes de P em fase sólida (DOUGLAS et al., 2016; SPEARS et al., 2013a), vêm ganhando cada vez mais espaço como alternativa às medidas mitigadoras da eutrofização e de florações de cianobactérias em todo o mundo por possuir baixa capacidade de alteração do pH e não serem tão sensíveis as suas mudanças (ROOB et al., 2003; LIU et al., 2012; BISHOP et al., 2014; LÜRLING et al., 2016; MACKAY et al., 2014; SPEARS et al., 2013a,b, 2016).

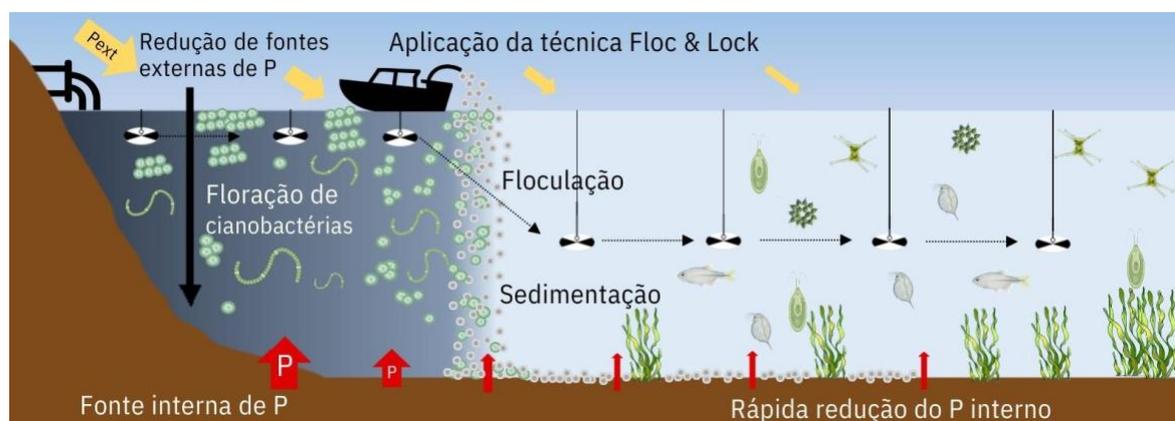
A técnica “*Floc & Lock*” como medida mitigadora

As técnicas de geo-engenharia utilizam compostos que visam manipular os processos biogeoquímicos a fim de se atingir uma resposta ecológica e/ou química satisfatória em um sistema (LÜRLING et al., 2016b). Dentre esses compostos, os adsorventes de P em fase sólida como solos naturais, argilas, minerais sintéticos e/ou modificados são utilizados para o controle do ciclo do P (SPEARS et al., 2013a,2016; DOUGLAS et al., 2004). As técnicas de geo-engenharia não se restringem apenas ao uso isolado de compostos como sais de

alumínio ou adsorventes de P em fase sólida, mas também ao uso combinado desses compostos.

Nesse contexto, a técnica “*Floc & Lock*” (F&L) (Figura 5) vem ganhando destaque, sendo amplamente aplicada e estudada como ferramenta de mitigação dos efeitos da eutrofização (LÜRLING; VAN OOSTERHOUT 2013a, WAAJEN et al., 2016a). O objetivo é agregar e sedimentar as células de cianobactérias em flocos (“*Floc*”), remover o P dissolvido presente na coluna d’água e imobilizar, impedindo sua liberação do sedimento para a água (“*Lock*”) através de ligações químicas com P (Figura 5) (WAAJEN et al., 2016a; LÜRLING et al., 2020). São utilizados baixas doses de coagulantes (COOKE et al., 2005), combinados a adsorventes de P em fase sólida, como argilas modificadas (ex: bentonita modificada com lantânio - LMB) ou solos naturais (DOUGLAS, 2002; DOUGLAS et al., 2016; NOYMA et al., 2016, 2017).

Figura 5 – Redução do aporte externo de nutrientes, aplicação da técnica “*Floc & Lock*” e processos associados.



Legenda: Redução do aporte externo de nutrientes e a aplicação da técnica “*Floc & Lock*” em um ecossistema aquático. Após a aplicação da técnica “*F&L*” a rápida recuperação do sistema através da remoção da biomassa de cianobactérias e fósforo dissolvido na água e a retenção do fósforo presente no sedimento.

Fonte: Modificado de Lürling et al. (2016b)

A técnica F&L já foi aplicada com sucesso em dois lagos holandeses, Lago Rauwbraken e Lago De Kuil, reduzindo a concentração de clorofila-a e fósforo total (PT) (VAN OOSTERHOUT ; LÜRLING, 2011; LÜRLING; VAN OOSTERHOUT, 2013 a; VAN OOSTERHOUT et al., 2020; WAAJEN et al., 2016^a). Contudo, estudos já relataram uma tendência de aumento nas concentrações de fósforo 10 anos após a aplicação dos tratamentos no lago Rauwbraken (VAN OOSTERHOUT et al., 2022) e após 8 anos no lago De Kuil (WAAJEN et al., 2016a). Um estudo realizado no lago Taihu (China), em

mesocosmos durante 30 dias, evidenciou forte redução das concentração de nutrientes, clorofila e sólidos, quando aplicado somente o tratamento LMB (HAN et al., 2021). Estudos em mesocosmos de 2 anos em 5 lagos poloneses evidenciaram que, após a aplicação do tratamento PAC (11 g Al m⁻² na superfície e 29 g Al m⁻² no fundo), ocorreu uma redução de P, sendo que as maiores remoções de P foram proporcionais a águas com maior capacidade de tamponamento (LOPATA et al., 2019). Além disso, um estudo em mesocosmos realizado durante 87 dias no lago Kleine Melanen (Holanda) demonstrou que o tratamento areia+LMB(Phoslock®)+PAC foi capaz de reduzir as concentrações de fósforo total, clorofila-a total e turbidez, apresentando as menores concentrações, quando comparado ao tratamento apenas com areia e o tratamento de areia +LMB (WAAJEN et al., 2019).

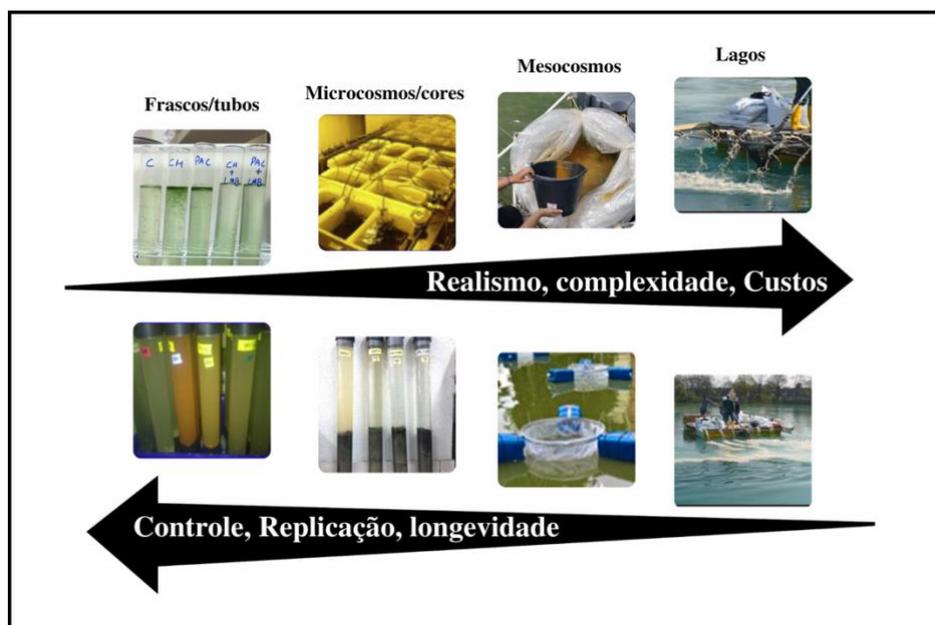
A composição química da água pode definir se um tratamento será eficiente em remover o P dissolvido e particulado da água. A salinidade da água (4 S e 32 S) pode interferir na capacidade do LMB em se ligar ao P, visto que na presença do sal o Lantânio (La) pode se desprender da matriz da bentonita formando precipitados La(PO₄) and La₂(CO₃)₃ (MUCCI et al., 2020). Outro fator é a presença de substâncias húmicas na água que pode promover uma lenta cinética entre o La e o P interferindo na capacidade do LMB em se ligar ao P (LÜRLING et al. 2014; DITHMER et al., 2016b). O pH quando menor que 5 e maior que 9 pode interferir na eficiência da LMB, que apresenta as melhores taxas de remoção de P no intervalo entre 6 e 9 (COPETTI et al., 2016; MUCCI et al., 2018; LI et al., 2019).

Embora muitos estudos venham relatando efeitos satisfatórios da utilização de compostos com capacidade de adsorção de fósforo, outros já reportaram a necessidade de reaplicação desses tratamentos (LÜRLING, 2012; 2013a; MOOS, et al., 2014; BARÇANTE et al., 2020; BEZERRA., et al 2022), como por exemplo, reaplicações de LMB a cada 3 anos no lago Bärensee na Alemanha (EPE et al., 2017) e a cada 2 anos em 18 lagos já tratados ao redor do mundo (Spears et al., 2016;). Com isso, medidas mitigadoras não devem ser utilizadas em uma simples metodologia de “copia e cola” (LÜRLING et al., 2016b), visto que cada ecossistema aquático é único e apresenta suas próprias especificidades e características (VAN LIERE ; GULATI, 1992). Isso reforça a necessidade de que antes de qualquer intervenção no ambiente, sejam assegurados a eficácia, segurança e a longevidade dos tratamentos, uma vez que impactará diretamente nos custos de remediação (MACKAY et al., 2014).

Argilas modificadas com capacidade de adsorção de P, como por exemplo o Phoslock® (Europe GmbH; Zug,Switzerland), podem ser uma alternativa cara (\$ 2500, - por

tonelada) se necessárias reaplicações (COPETTI et al., 2016; DE MAGALHÃES et al., 2019). Segundo o cálculo da dose necessária de LMB (507.5 g m^{-2}) para inativar o P do sedimento proposto por De Magalhães (2019) para a lagoa de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ), considerando a área total do sedimento da lagoa ($3,7 \text{ km}^2$), seriam necessárias 1878 toneladas de LMB, custando ao final cerca de \$4.695.000,00 de dólares. Nessa perspectiva, os compostos devem ser testados em diferentes escalas experimentais: do laboratório ao ambiente (aumentando a escala, complexidade e realismo) e do ambiente ao laboratório (reduzindo a escala, controle, replicabilidade e longevidade) (Figura 6), para que reaplicações sejam minimizadas e gastos desnecessários sejam evitados (LÜRLING et al., 2016b).

Figura 6 – Esquema da pesquisa em diferentes escalas experimentais



Legenda: Aumento da escala experimental, do laboratório ao ambiente e a redução de escala do ambiente para o laboratório.

Fonte: Modificado de Lürling (2016b).

Visando maior realismo dos testes de eficácia no ambiente natural, alguns trabalhos testaram tratamentos utilizando solo ou argila modificada em conjunto ou não, com coagulantes em experimentos de maior complexidade como o de mesocosmos (ORIHÉL et al., 2016; LOPATA et al., 2019; WAAJEN et al., 2019; PENG et al., 2019). No Brasil, entretanto, esses trabalhos são escassos só existindo, até o momento, para quatro sistemas: Reservatório Ibirité (Minas Gerais, Brasil) (YAMADA et al., 2015), Lago artificial no Parque do Museu Mariano Procópio (Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil) (MIRANDA, 2017), Lagoa

de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, RJ) (MARINHO et al., com. pess.), Reservatório do Funil (Resende, RJ) (MARINHO et al., com. pess.). Vale ressaltar que esses dois últimos estudos em mesocosmos (Lagoa de Jacarepaguá e Reservatório do Funil) integram um projeto maior, no qual esse trabalho está inserido. Os estudos realizados nesses sistemas (Lagoa de Jacarepaguá e Reservatório do Funil) visam testar a eficácia e aplicabilidade da técnica “*Floc & Lock*” *in situ*, em uma maior escala experimental (mesocosmos), em um ambiente eutrofizados raso e outro profundo. Embora os estudos anteriores de mesocosmos tenham verificado a eficiência dos tratamentos, nenhum deles tinha, até o presente momento, avaliado a longevidade desses tratamentos após aplicação em mesocosmos.

Experimentos de monitoramento após tratamentos e avaliação da longevidade são essenciais (SPEARS et al., 2013b, 2016), e podem revelar se os fluxos iniciais de P foram precisos e se os tratamentos irão se manter eficientes ao longo do tempo, identificando assim, a necessidade de repetição das intervenções (LÜRLING et al., 2016b). Uma boa maneira de se avaliar a longevidade dos tratamentos aplicados é através de testemunhos de sedimento (cores) (VAN OOSTERHOUT et al., 2020, 2022). Estes consistem na coleta da camada superficial do sedimento e água do fundo do sistema de interesse em cilindros de plástico. Dessa forma, podemos avaliar se os tratamentos irão se manter eficientes em impedir a liberação de P do sedimento para a coluna da água, por exemplo. Alguns trabalhos já avaliaram a longevidade dos tratamentos da técnica F&L em cores de sedimentos. Waajen et al. (2016a) realizaram experimentos com cores de sedimentos coletados no Lago de Kuil (Holanda) após 5 anos da aplicação da técnica F&L e relataram aumento de fluxo de P. Além disso, no monitoramento de 10 anos do lago Rauwbraken (Holanda) realizado por Van Oosterhout et al. (2022), os autores observaram um aumento da liberação de P do sedimento em cores coletados 5 anos após a aplicação da técnica F&L, em abril de 2008 devido ao acúmulo de P externo no sedimento (LÜRLING; VAN OOSTERHOUT, 2013). Entretanto, embora a longevidade dos tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” tenha sido avaliada por alguns trabalhos, escassos são os trabalhos que avaliam a longevidade desses tratamentos em ambientes tropicais e sem a influência de fontes externas de P. Desse modo, é preciso avaliar se os tratamentos da técnica F&L se mantêm eficientes ao longo do tempo (longevidade), principalmente em ambientes tropicais (onde a dinâmica dos ecossistemas aquáticos são diferentes), para que dessa forma, seja feita um controle da eutrofização e mitigação de florações de cianobactérias mais efetivo, e assim, reduzir os gastos e aumentar a taxa de sucesso da recuperação de ecossistemas aquáticos.

Nessa perspectiva, para avaliar a longevidade dos tratamentos da técnica F&L em dois ambientes tropicais eutrofizados foram realizados experimentos em cores de sedimento ao final de experimentos de mesocosmos. Para este estudo são consideradas as seguintes hipóteses: I) Os tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” manterão sua eficiência em bloquear a liberação do fósforo presente no sedimento ao longo do tempo, independentemente da presença ou ausência de florações de cianobactérias e de variações de OD e pH nos dois sistemas; II) O LMB penetrará no sedimento da Lagoa de Jacarepaguá, que é bastante inconsolidado e, portanto, terá eficiência reduzida em bloquear o fósforo do sedimento para a coluna d’água.

1. OBJETIVOS

1.1. Objetivo geral

Este estudo visou avaliar a longevidade dos tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” em cores coletados ao final de experimentos em mesocosmos, realizados em dois sistemas tropicais eutrofizados: um reservatório profundo na presença e ausência de florações de cianobactérias e uma lagoa costeira rasa na ausência de florações de cianobactérias. Em adição, foi avaliada a potencialidade de penetração do LMB em sedimentos de “baixa densidade” e/ou com muita matéria orgânica, como o da Lagoa de Jacarepaguá.

1.2. Objetivos específicos

- Avaliar a longevidade do tratamento “*Floc & Lock*” em bloquear a liberação do fósforo do sedimento em dois sistemas eutrofizados;
- Avaliar a eficiência, ao longo do tempo, dos tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” em impedir o recrutamento de células de cianobactérias para a coluna da água;
- Avaliar a possível interferência do pH e OD na longevidade dos tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” em cada sistema;
- Avaliar como a percolação de bentonita modificada com lantânio no sedimento da Lagoa de Jacarepaguá pode interferir na eficiência do tratamento da técnica “*Floc & Lock*”.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

2.1.1. Reservatório do Funil

O Reservatório do Funil está localizado no município de Resende, no sul do estado do Rio de Janeiro, Brasil (22° 30' S; 44° 45' W) (Figura 7), a uma altitude de aproximadamente, 440 m acima do nível do mar. O reservatório foi construído em 1969 para a produção de energia elétrica e o controle de fluxo da água do rio Paraíba do Sul, que é transposta para o rio Guandu, principal rio de abastecimento de água potável para milhões de pessoas da grande região metropolitana do Rio de Janeiro (KLAPPER, 1998).

Figura 7 – Localização do Reservatório do Funil



Legenda: Localização do Reservatório do Funil (imagem A) e detalhe das margens do reservatório (imagem B). Na imagem A, marcação azul indica a localização da barragem e marcação verde representa o local de realização dos experimentos.

Fonte: Google Earth 2022 (A), o autor, 2018 (B)

O reservatório possui 4 km² de área, uma profundidade média de 22 m e máxima de 77 m (próximo à barragem), com volume total de 890×10^6 m³ e tempo de residência da água de 25 a 80 dias, que são regulados pela produção de energia e pluviosidade (SOARES et al., 2009). A precipitação local média é de 500 mm no inverno e 1500 – 2500 mm no verão com

temperatura anual média de 21° C, sendo a média de 24° C no verão e 17° C no inverno (KLAPPER, 1998; BRANCO et al., 2002; SOARES et al., 2008)

A região da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul é uma região industrializada, possuindo grandes metalúrgicas, petroquímicas, indústria têxtil e plantações a montante do reservatório (KLAPPER, 1998). Vem, ao longo dos anos, sofrendo com a poluição de suas águas através de descargas de esgoto industrial e urbano não tratado em seus tributários e rio principal. Com isso, o Reservatório do Funil é considerado um sistema eutrófico, segundo a classificação de NÜRNBERG (1996) com concentração de clorofila-a atingindo 500 µg L⁻¹, concentração de fósforo total acima de 40 µg L⁻¹ e frequentes eventos de florações de cianobactérias (ROCHA et al., 2002; SOARES et al., 2009; RANGEL et al., 2012; RANGEL et al., 2016; DRUMMOND et al., 2022). Portanto, em alguns anos, o uso de sua água foi imprópria para a pesca, para o gado, e irrigação de plantações (ARAÚJO et al., 2011)

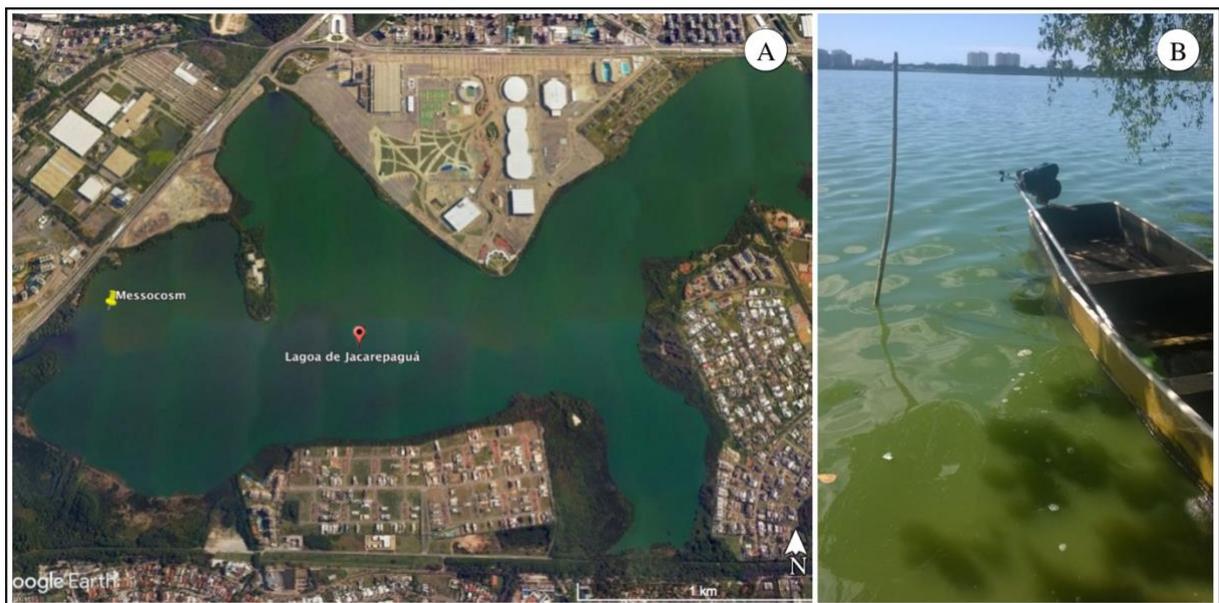
A região é principalmente caracterizada por dois períodos climáticos: quente-chuvoso (outubro a março) e frio-seco (abril a setembro) (BARRETO, 2020). Flutuações nos valores das variáveis limnológicas e biomassa de cianobactérias são frequentemente observadas no reservatório (SOARES et al., 2008, 2009). As maiores biomassas de cianobactérias são frequentemente observadas durante o períodos quente-chuvoso, com espécies de cianobactérias como *Microcystis aeruginosa*, *Dolichospermum circinalis*, e *Raphidiopsis raciborskii* contribuindo com grande parte da biomassa total (SOARES et al., 2012; RANGEL et al., 2016; DRUMMOND et al., 2022).

A vegetação ripária do entorno do reservatório foi muito degradada em decorrência do uso da terra pela agricultura, principalmente pelo plantio de café e criação de gado na região. Conseqüentemente, a flutuação do volume de água no reservatório vem contribuindo para a erosão e a sedimentação da sua margem. Contudo, ao final dos anos 90, tentativas de ações de reflorestamento dessas áreas começaram a ser implementadas pela companhia responsável pela geração de energia no reservatório e por indústrias das áreas adjacentes (COPPETEC FOUNDATION, 2007).

2.1.2. Lagoa de Jacarepaguá

A Lagoa de Jacarepaguá está localizada na planície costeira de Jacarepaguá, no sudeste do município do Rio de Janeiro ($43^{\circ} 17' - 43^{\circ} 30' W$, $22^{\circ} 55' - 23^{\circ} 00' S$) (Figura 8). Jacarepaguá vem do tupi *yakaré-upá-guá* ou lagoa baixa dos jacarés devido a grande presença desses animais nesse sistema. Com presença de vegetação de mangue no seu entrono, a Lagoa de Jacarepaguá é o habitat de importantes espécies de valor econômico e ambiental e local estratégico para reprodução de espécies como o jacaré-do-papo-amarelo (*Caiman latoristi*), caranguejo-guaianum (*Cardisoma guanhumi*) e o caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), estes últimos classificados como criticamente em perigo (PINHEIRO, 2016).

Figura 8 – Localização da Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: Localização da Lagoa de Jacarepaguá (imagem A) e imagem tirada da associação de pescadores de Jacarepaguá às margens da lagoa (imagem B). Marcação em amarelo na imagem A indica o local de realização dos experimentos.

Fonte: Google Earth 2022 (A), o autor, 2018 (B).

Sua bacia de drenagem ocupa uma área de $102,8 \text{ km}^2$ e está limitada ao norte pelo maciço da Pedra Branca, ao sul pelo Oceano Atlântico e a Oeste pelo maciço da Tijuca e por pequenos morros como o do Rangel, morro do Urubu, morro do Portelo, morro do Amorim, morro do Cantagalo e morro do Outeiro (SANTOS, 2014; SEMADS, 2001). Esta lagoa faz parte do Complexo Lagunar de Jacarepaguá (Figura 9), composta pelas lagoas do Camorim,

da Tijuca e de Marapendi, que se interligam através do canal de Marapendi e com o mar através do canal da Joatinga (MARQUES, 1987; DOMINGOS, 2001). A conexão dessas lagoas com o mar possibilita a troca de suas águas através da influência da maré, provocando a salinização desse sistema.

Figura 9 – Complexo Lagunar de Jacarepaguá.



Legenda: Lagoas e canais que compõem o Complexo Lagunar de Jacarepaguá: (1) Lagoa de Jacarepaguá – (2) Lagoa de Camorim – (3) Lagoa da Tijuca – (4) Lagoa de Marapendi – (5) Canal da Joatinga.

Fonte: Google Earth (2022).

A Lagoa de Jacarepaguá é considerada um sistema oligohalino raso, com 3,7 km² de espelho d'água, volume de 12.276.000 m³ e uma profundidade média de 3,3 m (ZEE, 1994). Entretanto, em alguns pontos, a lagoa pode apresentar profundidade máxima de 15 m devido a dragagens clandestinas realizadas por empreiteiras, com a finalidade de retirar areia para aterros e projetos imobiliários (FERNANDES, 1993).

Os rios e canais da bacia contribuinte do Sistema Lagunar de Jacarepaguá são classificados como áreas de preservação permanente, com intuito de preservar a flora e fauna e para o uso estético (DZ Feema nº. 109). Os principais rios afluentes da Lagoa de Jacarepaguá são: Arroio Pavuna (5,0 km), rio Pavuninha (4,0 km), rio Passarinho (2,5 km), rio Caçambé (3,2 km), rio Camorim (6,5 km) e rio Marinho (3,5 km) (SEMADS, 2001). Entretanto, esses rios atravessam grande parte dos bairros de Jacarepaguá e áreas adjacentes, trazendo em suas águas quantidade significativa de sedimentos, resíduos industriais e domésticos (DOMINGOS, 2001).

A poluição e contaminação das águas de Jacarepaguá pela atividade humana teve início com a explosão demográfica na região a partir da década de 70 (FREITAS, 2009; SANTOS, 2014). Ainda hoje a região é considerada uma das áreas de maior crescimento populacional do Rio de Janeiro, com intensa e desorganizada ocupação urbana, gerando, portanto, diversos impactos como: o lançamento de resíduos sólidos e esgoto de origem doméstica *in natura*, provenientes de residências, hotéis, shoppings, condomínios e de comunidades pobres que vivem em situações precárias às margens dos rios (ARAÚJO, 2007). Tal problemática hoje leva este sistema a ser classificado como hipereutrófico (NÜRNBERG, 1996), e apresentando constantes florações de cianobactérias, resultante dessas elevadas concentrações de nutrientes (MAGALHÃES et al., 2001; FERRÃO FILHO et al., 2002; GOMES et al., 2009). Outro fator que contribuiu para o aumento da eutrofização e a ocorrência de florações de cianobactérias tóxicas nesse sistema é a própria morfologia irregular das lagoas do complexo, que gera o confinamento de águas da Lagoa de Jacarepaguá (DOMINGOS, 2001, GOMES et al., 2009). A maior continentalidade da Lagoa de Jacarepaguá e o estreitamento da Lagoa do Camorim, devido ao seu assoreamento, geram uma escassa troca de água com o mar e conseqüentemente aumentam o tempo de retenção da água na lagoa (ZEE, 1994).

2.2. Químicos e Materiais

Foram utilizados os coagulantes PAC (cloreto de polialumínio, $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$, $\rho \approx 1.37 \text{ kg L}^{-1}$, 8,9 % Al, 21,0 % Cl), da marca AQUA-PAC®, obtido pela empresa Purewater (São Paulo, Brasil) (Figura 10 - A). O adsorvente de P em fase sólida, bentonita modificada com Lantânio (LMB), uma argila modificada da marca Phoslock® (Figura 10 - B), foi fornecido pela empresa HydroScience (Porto Alegre, Brasil). A zeólita (ZEO), um mineral natural (Figura 10 - C) foi obtido da empresa SNATURAL Meio Ambiente (São Paulo, Brasil), enquanto o solo vermelho local (RS), uma argila natural, foi retirada das margens do Reservatório do Funil (Figura 10 - D).

Figura 10 – Materiais químicos utilizados nos tratamentos da técnica “Floc & Lock”.



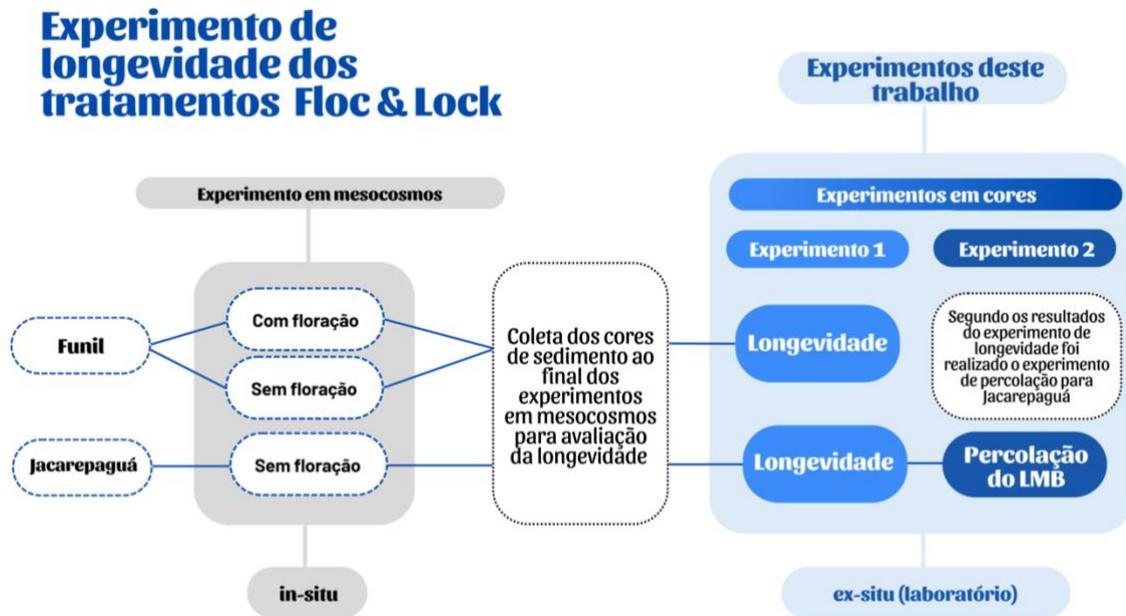
Legenda: Material químico utilizado nos experimentos. cloreto de polialumínio (PAC) – (A), bentonita modificada com lantânio (LMB) – (B), zeolita (ZEO) – (C), solo natural vermelho (RS).

Fonte: O autor, 2022

2.3. Longevidade dos tratamentos “Floc & Lock”

O experimento de avaliação da longevidade dos tratamentos da técnica “Floc & Lock” foi realizado em laboratório (*ex situ*) a partir da coleta de cores de sedimento ao final dos experimentos em mesocosmos (*in situ*) na Lagoa de Jacarepaguá e no Reservatório do Funil (Figura 11). O sistema em mesocosmo, por ser fechado, com o tempo acaba entrando em colapso, não refletindo as condições reais do ambiente e, conseqüentemente, podendo afetar o acompanhamento dos tratamentos em campo. Com isso, é necessário diminuir a escala dos experimentos para experimentos em cores de sedimento em laboratório. Além disso, os experimentos em cores possibilitam uma melhor avaliação da longevidade, pois preservam a estrutura do sedimento, o efeito dos tratamentos no sedimento, como também não apresentam entrada da carga externa de nutrientes.

Figura 11 – Diagrama da sequência de execução dos experimentos



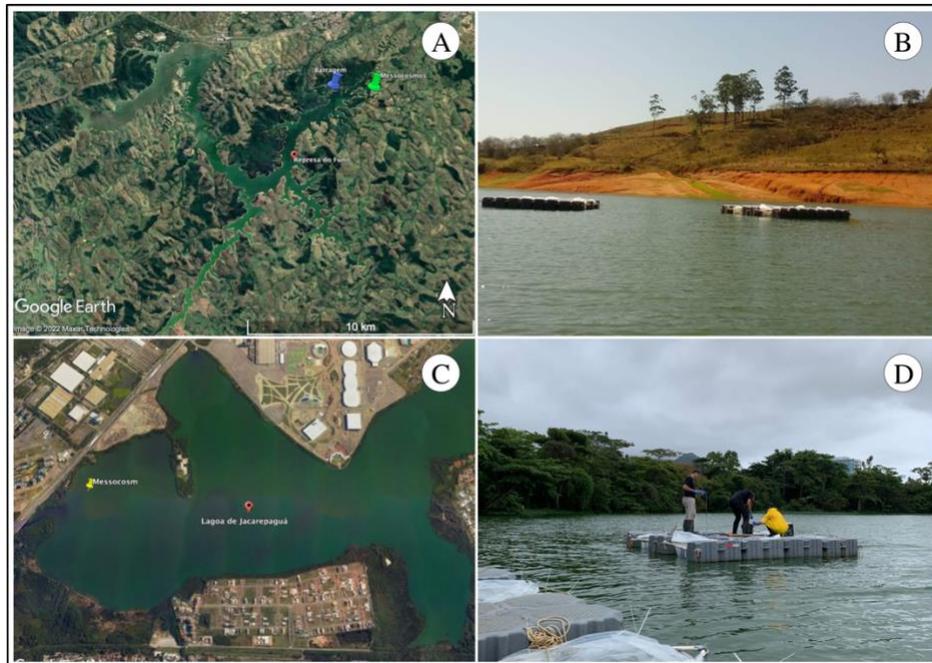
Legenda: O experimento da longevidade em cores de sedimento (experimento 1), foi realizado após o experimento em mesocosmos no Reservatório do Funil e na Lagoa de Jacarepaguá com a retirada de testemunhos de sedimentos (cores) de dentro dos mesocosmos de cada tratamento. A partir dos resultados do experimento de longevidade (experimento 1), o experimento de percolação do LMB (experimento 2) foi realizado.

Fonte: O autor, 2022

2.3.1. Experimento de mesocosmo

Os experimentos em mesocosmos ocorreram *in situ* no Reservatório do Funil (Figura 12 -A, B) e na Lagoa de Jacarepaguá (Figura 12- C, D). Os mesocosmos são estruturas feitas com plástico de formato cilíndrico, presos a aros de alumínio em sua parte superior e inferior, sendo este último fixado ao sedimento por pontas de alumínio (Figura 13 – B, C, D). Os aros de alumínio possuíam aproximadamente 0,9 metros de diâmetro sendo os plásticos na parte inferior vazados para permitir a troca com o sedimento (Figura 13 -B, C). Também vale ressaltar que a elevada profundidade do Reservatório do Funil exigiu o uso de 12 m de plástico para se atingir o fundo, enquanto que para Jacarepaguá foram utilizados apenas 4,5 metros (Figura 14). Os mesocosmos foram fixados em plataformas flutuantes (Figura 13 - A), ancoradas para evitar que fossem deslocados pelo vento.

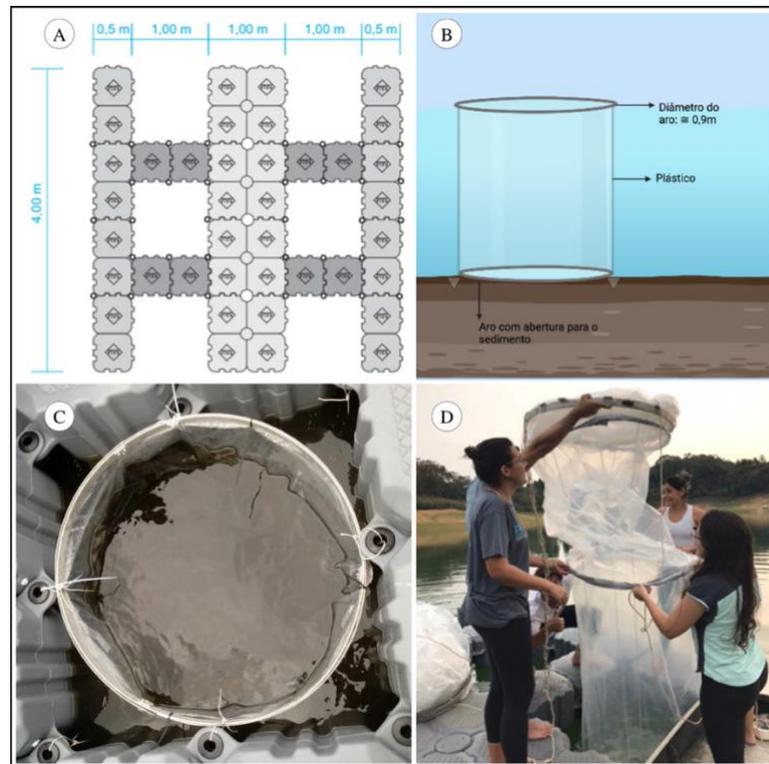
Figura 12 – Localização e montagem dos experimentos em mesocosmos no Reservatório do Funil e na Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: Experimento em mesocosmo no Reservatório do Funil e na Lagoa de Jacarepaguá. Localização do Reservatório do Funil e local onde foi realizado o experimento em mesocosmo (pino verde) – (A); plataformas flutuantes posicionadas na água no reservatório do Funil – (B); Localização da Lagoa de Jacarepaguá e local onde foi realizado o experimento em mesocosmo (pino amarelo) – (C); plataformas flutuantes posicionadas dentro da Lagoa de Jacarepaguá – (D)

Fonte: Google Earth 2022 (Painel A, B e E).

Figura 13 – Dimensões e estrutura de montagem das plataformas flutuantes, dimensões e estrutura dos mesocosmos e o processo de montagem.



Legenda: Estruturas de montagem dos mesocosmos. Plataforma flutuante onde foram presas as estruturas dos mesocosmos – (A), componentes que compõem um mesocosmo e fixação no sedimento – (B), aro de alumínio superior preso à plataforma flutuante – (C), montagem de arames em todo o corpo do mesocosmo (plástico) – (D).

Os experimentos em mesocosmos no Funil ocorreram em janeiro de 2019 (presença de floração de cianobactérias), e em agosto de 2019 (ausência de floração de cianobactérias), com duração de 27 e 28 dias, respectivamente. O experimento em Jacarepaguá ocorreu em setembro de 2018 (na ausência de floração) e teve duração de 27 dias. O experimento em mesocosmos com a presença de floração de cianobactéria no Reservatório do Funil apresentou inicialmente uma biomassa média de $7,9 \text{ mm}^3/\text{L}$ de cianobactérias, representando 98% da comunidade fitoplanctônica, antes da aplicação dos tratamentos.

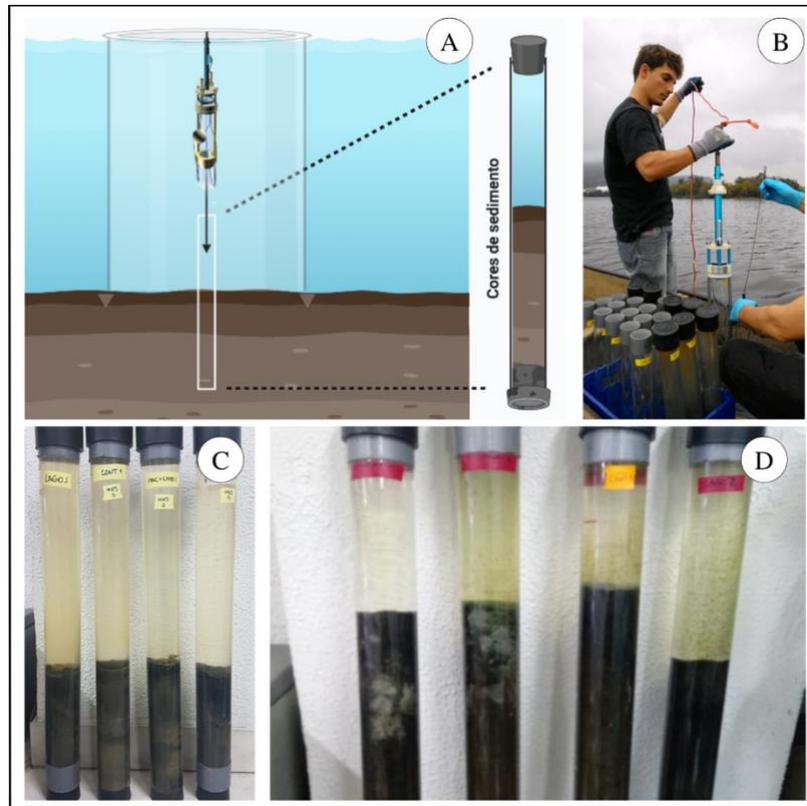
Nos dois experimentos de mesocosmos realizados no Reservatório do Funil foram aplicados dois tratamentos com quatro réplicas cada: PAC + LMB e PAC + LMB + RS e os mesocosmos controle (C), totalizando 12 mesocosmos. Suas respectivas concentrações foram de PAC + LMB ($4 \text{ mg Al L}^{-1} + 0,2 \text{ g L}^{-1}$, respectivamente) e PAC + LMB + RS (4 mg Al L^{-1}

+ 0,1 g L⁻¹ + 0,1 g L⁻¹, respectivamente) (MARINHO et al., em preparação). No experimento realizado na Lagoa de Jacarepaguá foram aplicados dois tratamentos com quatro réplicas cada: PAC + LMB (8 mg Al L⁻¹ + 4,24 g L⁻¹) e PAC + LMB + ZEO (8 mg Al L⁻¹ + 2,12 g L⁻¹ + 2,12 g L⁻¹) e os mesocosmos controle (C), totalizando 12 mesocosmos.

2.3.2. Experimento em cores

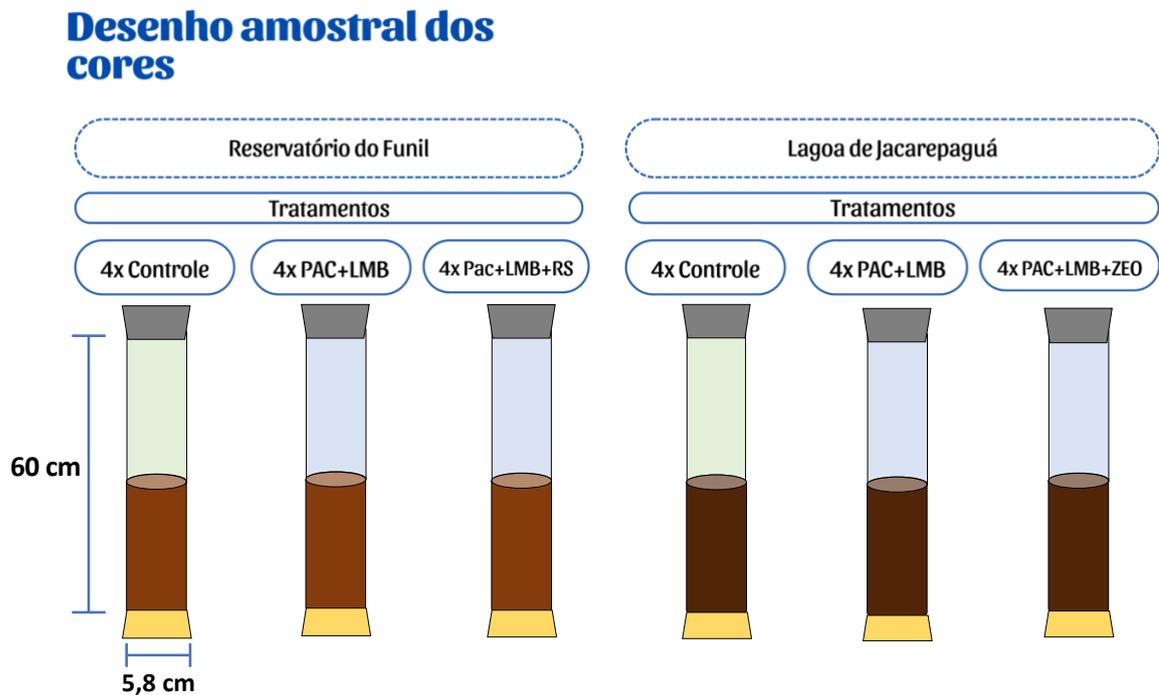
Ao final dos experimentos em mesocosmos de cada sistema (Figura 11), testemunhos contendo sedimento e água (“cores”) foram coletados dentro de cada mesocosmo e trazidos para laboratório (*ex situ*) para a avaliação da longevidade dos tratamentos (Figura 14 – C, D). Os cores de sedimentos são tubos em acrílico de 60 cm de altura e 5,8 cm de diâmetro (Figura 15) que preservam as características e integridade do sedimento. Para a coleta, foi utilizado um coletor de testemunhos por gravidade, marca Uwitec (Mondsee, Áustria) (Figura 14 – A, B). Foram coletados um core em cada mesocosmo, totalizando 12 cores para cada sistema (Figura 15). Os cores apresentaram em média $34,17 \pm 9,64$ cm de sedimento e $19,29 \pm 8,12$ cm de água para a Lagoa de Jacarepaguá e $17,2 \pm 6,1$ de sedimento e $37 \pm 6,2$ de água para o Reservatório do Funil.

Figura 14 – Coleta dos cores de sedimentos para o experimento de longevidade do tratamento no Reservatório do Funil e na Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: (A) Coleta dos cores de sedimentos ao final dos experimentos em mesocosmos dentro de cada unidade amostral, (B) momento da preparação do coletor de sedimento para a coleta do sedimento, (C) cores de sedimentos do Reservatório do Funil retirados de cada mesocosmo sendo incubados em laboratório e (D) cores de sedimentos da Lagoa de Jacarepaguá retirados de cada mesocosmo sendo incubados em laboratório.

Figura 15 – Desenho amostral dos experimentos em cores no Reservatório do Funil e na Lagoa de Jacarepaguá



Legenda: Tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” utilizados nos experimentos em mesocosmos para cada sistema (Reservatório do Funil e Lagoa de Jacarepaguá); seus respectivos números de réplicas e dimensões dos cores (PAC - cloreto de polialumínio; LMB - Bentonita modificada com Lantânio; RS - solo vermelho e ZEO - solo natural zeolita) .

Os cores foram incubados em laboratório à temperatura ambiente de 25°C e em diferentes condições de luz dependendo de cada sistema (Tabela 1). O Reservatório do Funil é um sistema profundo onde a luz não atinge o fundo (RANGEL et al., 2016), portanto, os cores foram mantido no escuro. A Lagoa de Jacarepaguá é um sistema raso onde a luz chega ao fundo (GOMES et al., 2009), com isso, os cores foram mantidos na presença de luz ambiente. Todos os cores permaneceram tampados com rolhas de borracha para evitar a difusão do oxigênio da atmosfera para a água dos cores mantendo a condição anóxica. Os experimentos tiveram a duração de aproximadamente 4 meses cada (Tabela 1). As amostragens de tempo T1 representam o início do experimento de cores, que ocorreu 24 horas após a chegada dos cores ao laboratório (Tabela 1). O experimento começou 24h horas após as amostragens para que eventuais ressuspensões de sedimento (na hora das amostragens, do manuseio dos cores e do transporte) assentassem e não interferissem no experimento.

Tabela 1 – Período de execução dos experimentos de longevidade em cores com seus respectivos cenários (com ou sem floração) e tempos de amostragens para o Reservatório do Funil e Lagoa de Jacarepaguá.

Sistema	Período (mês/ano)	Cenário	Tempo em dias das amostragens (T)	Condição de luz
Funil	Janeiro/19	com floração	T1, 7, 14, 21, 28, 60, 88, 116	escuro
	Agosto/19	sem floração	T1, 7, 14, 21, 29, 64, 93, 133	escuro
Jacarepaguá	Setembro/18	sem floração	T1, 7, 14, 20, 27, 103, 133	luz ambiente

Legenda: T1 - Primeiro dia de amostragem, 24horas após a chegada no laboratório .

Em cada amostragem, foi retirado aproximadamente 25 ml de amostras de água de cada core para análises de clorofila-a total (Chl-a), concentrações de fósforo solúvel reativo (FSR) e fósforo total (PT). O mesmo volume de água retirado foi repostado com água deionizada de modo a manter o mesmo volume inicial nos cores e não acrescentar fósforo na água. A clorofila-a total dos grupos do fitoplâncton (soma dos sinais de fluorescência de cianobactérias e algas eucariontes) foi estimada por fluorimetria PAM através do analisador de fitoplâncton (PHYTOPAM, Heins Walz GmbH, Effeltrich, Alemanha) (Figura 16-A), onde a concentração ($\mu\text{g L}^{-1}$) foi utilizada como “*proxy*” da biomassa fitoplanctônica (LÜRLING et al., 2018). A concentração de fósforo total (PT) foi analisada em amostras não filtradas, enquanto para a análise do fósforo dissolvido (Fósforo Solúvel Reativo – FSR), as amostras foram filtradas em filtros de borosilicato (Macherey-Nagel GF- 3). Ambas as amostras foram imediatamente congeladas e mantidas até a análise. A fração total de fósforo foi primeiramente digerida com persulfato de potássio, através da metodologia de Gross and Boyd (1998), no qual todo o fósforo particulado é digerido e transformado em FSR. As frações inorgânicas dissolvidas e totais de P foram analisadas através de sistema automático de ensaios baseados em análise colorimétrica por injeção de fluxo (modelo FIALab-2500, FIALab Instruments Inc., Seattle, Washington, USA) (Figura 16-C), seguindo o protocolo proposto pelo fabricante. Também foram mensurados o pH e oxigênio dissolvido (OD) dentro de cada core através de um medidor multiparâmetro de pH e oxigênio dissolvido (Edge® Instruments, Hanna, USA) (Figura 16-B), para monitorar possíveis interferências dessas variáveis na longevidade dos tratamentos. Concentrações de OD entre 1 e 3 mg/L^{-1} foram consideradas condições de hipóxia, enquanto concentrações menores que 1 mg/L^{-1} foram consideradas anóxicas (UNIVERSIDAD DE COSTA RICA, 2001).

Figura 16 – Equipamentos utilizados para análises de Chl-a, pH, OD, FSR e PT das amostras retiradas dos cores.



Legenda: Equipamentos utilizados para análises de Chl-a, pH, OD, FSR e PT das amostras retiradas dos cores. (A) Analisador de fitoplâncton (PHYTOPAM), (B) pHmêtro e oxímetro digital e (C) sistema automático de ensaios baseados em análise colorimétrica por injeção de fluxo (FIALab-2500).

Fonte: O autor, 2022 (A, B, C).

Para melhor representação da longevidade dos tratamentos da técnica “*Floc & Lock*”, foi calculado o fluxo de fósforo liberado do sedimento para a coluna d’água. O fluxo de fósforo foi estimado através do cálculo da diferença entre as concentrações de FSR inicial e final do experimento, utilizando a equação abaixo (DE MAGALHÃES et al., 2019; MERCEDES 2020):

$$\text{Fluxo } (Pm^{-2}dia^{-1}) = \frac{H(FSR_{Final} - FSR_{Inicial})}{\Delta T}$$

Onde:

FSR = Fósforo solúvel reativo ($mg\ m^{-3}$)

H = Altura da coluna d’água no core (m)

Δt = Variação de tempo em dia (d)

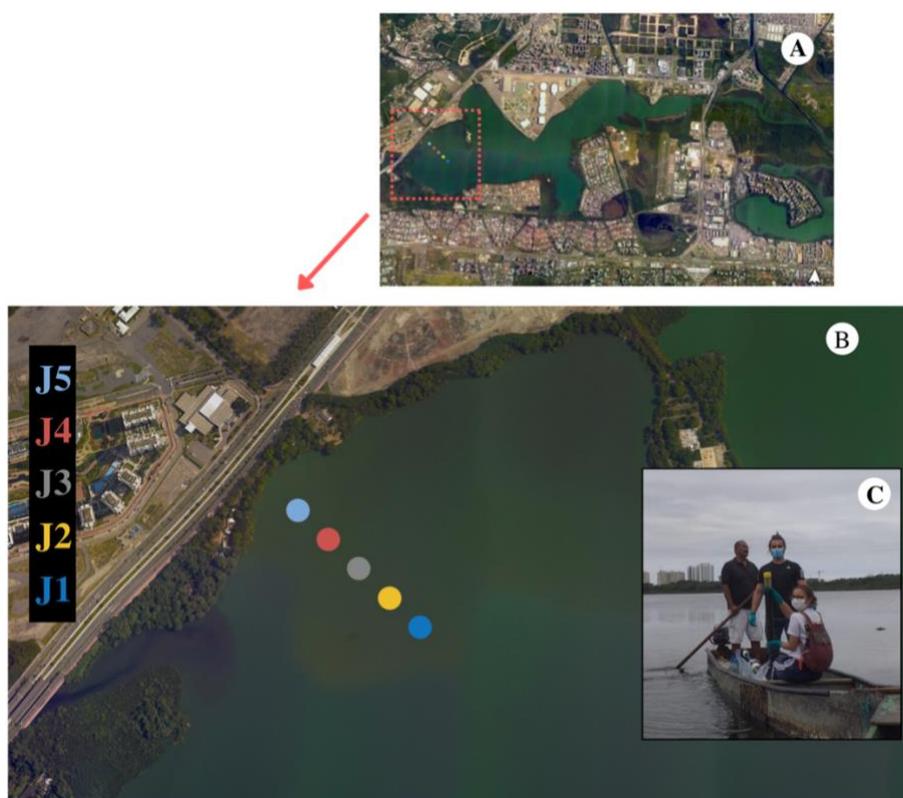
2.4. Experimento de percolação do LMB

Baseado nos resultados do experimento de longevidade nos cores da Lagoa de Jacarepaguá, um segundo experimento foi desenvolvido (Figura 11). O experimento de

percolação do LMB teve como objetivo, avaliar a performance e a possível potencialidade de afundamento do LMB em sedimentos de “baixa densidade” e com muita matéria orgânica como o da Lagoa de Jacarepaguá.

Na Lagoa de Jacarepaguá, cores de sedimento foram coletadas em um transecto de 50 m, em cinco pontos (J1, J2, J3, J4, J5), sendo o ponto J5 próximo à margem, e o ponto J1 mais interno à lagoa de modo a avaliar as diferenças nas características do sedimento (Figura 17-A). Para a caracterização do sedimento, em cada ponto, foi coletado 1kg de sedimento em uma profundidade de cerca de 30 cm, através do coletor de sedimento para as análises de granulometria e matéria orgânica (Figura 17-B). As análises granulométricas foram realizadas pelo INEA (Instituto Estadual do Ambiente), seguindo a norma ABNT NBR 6457 (1986).

Figura 17 – Coleta de cores e sedimento em cinco pontos em um transecto na Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: (A) Transecto de 50 m realizado na Lagoa de Jacarepaguá para os testes de percolação do LMB, (B) pontos de coletas dos cores de sedimento na lagoa: J1, J2, J3, J4, J5 e (C) coleta de cores de sedimento com coletor de cores de sedimento em barco na Lagoa de Jacarepaguá.

Fonte: A e B – Google Earth; C – o autor.

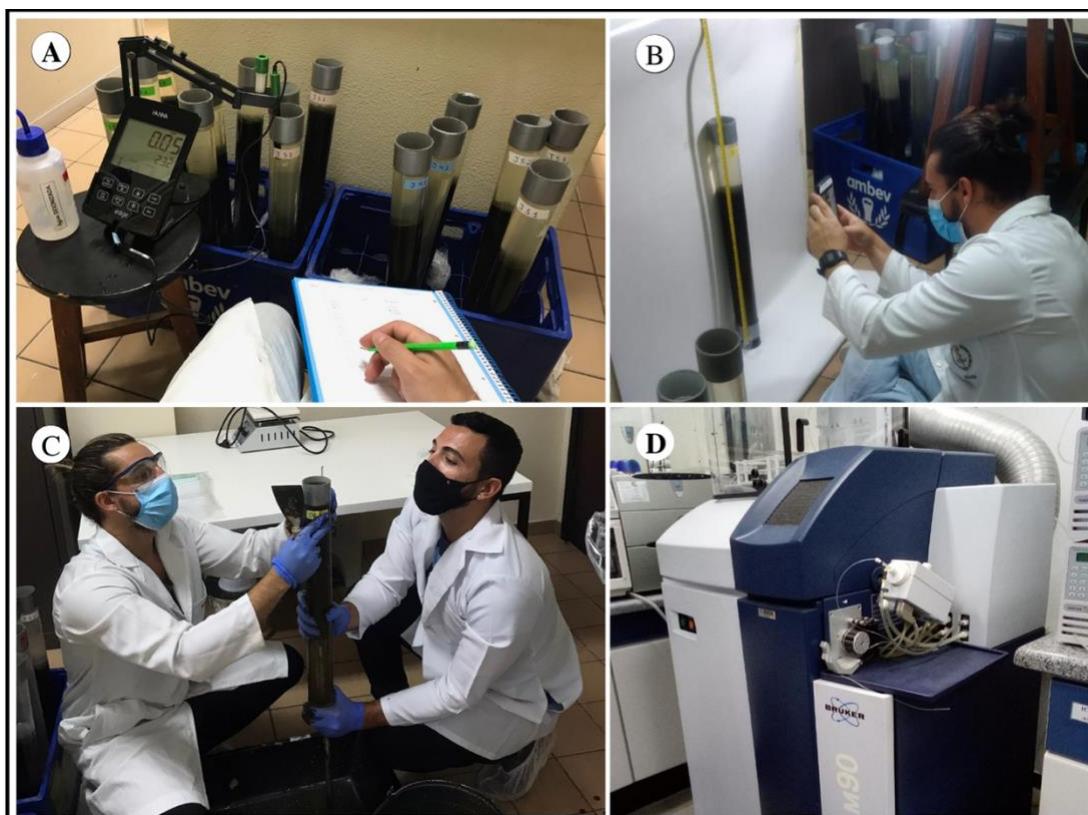
Para o experimento de percolação, com o auxílio do um coletor de sedimentos (Figura 15 – B), foram coletados 16 cores. No momento da coleta, a lagoa se apresentava sem a

presença de floração de cianobactérias. Os cores foram levados para o laboratório, e incubados em temperatura de 25° C após a coleta. Em cada ponto, os cores foram coletados em triplicata (Figura 15-B), totalizando 15 cores de sedimento para o experimento de percolação. Um core extra foi coletado fora do transecto para quantificação do P potencialmente disponível no sedimento, a fim de determinar a dose de LMB necessária. Para isso, foi realizado o protocolo de fracionamento sequencial de P, dos primeiros 10 cm de sedimento (PSENNER et al., 1984; CAVALCANTE et al., 2018). Os cores apresentaram em média $38,63 \pm 7,76$ cm de sedimento e $13,30 \text{ cm} \pm 7,73$ cm de água. De acordo com o volume de água de cada core o volume de PAC foi calculado.

Foram aplicados em todos os cores o tratamento PAC+LMB ($8 \text{ mg Al L}^{-1} + 16 \text{ g L}^{-1}$) 24 horas após a chegada dos cores ao laboratório para evitar que eventuais ressuspensões do sedimento interferissem no tratamento. O experimento teve duração de 35 dias, sendo os dias de amostragens: T0 (antes da aplicação), T1 (24 horas após a aplicação) e, sucessivamente, T7, T14, T21, T28, T35. Em cada core foram retiradas amostras para avaliar a concentração de FSR e PT, assim como foram mensurados OD e pH, de acordo com o já descrito previamente (Figura 18-A). Além disso, em cada dia, os cores foram fotografados para a posterior mensuração da penetração do LMB no sedimento, através do software imageJ (Wayne Rasband, National Institute of Mental Health, USA) (Figura 18 - B).

Após o término do experimento, os vinte primeiros centímetros de sedimento de cada core foram fatiados em seis profundidades (0-3 cm, 3-6 cm, 6-9 cm, 9-12 cm, 12-15 cm, 15-20 cm) para as análises de lantânio (La) no sedimento (Figura 18 -C). O La é um elemento presente no composto LMB, portanto, foi considerado traçador para a avaliação da penetração da argila no sedimento. A extração do La foi realizada de acordo com Houba et al. (1997), onde 30 ml de ácido nítrico (HNO_3) 0,43 M foram adicionados a três gramas do sedimento seco. O pH após a extração é geralmente entre 0,5 e 1, o que é indicado para a extração de metais (ISO 17402.18). Solos calcários, ao final da extração, apresentam pH final maior e, portanto, precisam ser ajustados através da adição de ácido nítrico mais forte. Com isso, foram adicionados 0,20 ml de HNO_3 5M para cada % de CaCO_3 presente em cada amostra, a fim de afetar o mínimo possível a razão solução/sólido (SILVA, 2019). Ao final da extração, as amostras foram filtradas com filtro $0,45 \mu$ e as concentrações de La determinadas por meio de espectrômetro de Massa com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP MS) (Modelo: Aurora M90, Fabricante: Bruker) (Figura 18-D), na Central Analítica Fernanda Coutinho (UERJ).

Figura 18 – Amostragens, mensuração e equipamentos utilizados no experimento de percolação do LMB.



Legenda: (A) Mensuração de fósforo dissolvido (FSR), fósforo total (PT), mensuração do oxigênio dissolvido (OD) e pH em cada core. (B) Cores sendo fotografados para posterior mensuração da penetração do LMB no software imageJ. (C) Fatiamento do sedimento de cada core em seis profundidades (0-3 cm, 3-6 cm, 6-9 cm, 9-12 cm, 12-15 cm, 15-20 cm) para a quantificação da concentração de La. (D) Espectrômetro de Massa com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP MS) utilizada para a quantificação de La no sedimento em cada core.

Fonte: O autor, 2022

2.5. Análise estatística

As hipóteses dos experimentos de longevidade (experimento 1) e experimento de percolação (experimento 2) foram testadas através de modelos lineares mistos (MLM). O MLM foi usado porque este método permite incorporar ao modelo a correlação temporal nas medições das variáveis dependentes em cada um dos *cores* (LINDSTROM; BATES, 1988).

Todos os modelos foram checados para homoscedasticidade, multicolinearidade, autocorrelação e normalidade dos resíduos com a significância estatística de $\alpha = 0,05$. Todas as análises foram realizadas no software R v.4.1.0 (R Core Team 2021) usando os pacotes lmerTest v.3.1.3 (KUZNETSOVA et al., 2017), lme4 v.1.1.2 (BATES et al., 2015), e a suíte tidyverse v.1.3.1 (WICKHAM et al., 2019)

No primeiro experimento foi investigada a eficiência temporal da técnica “*Floc & Lock*” no bloqueio do fósforo contido no sedimento. Além disso, também foram investigadas flutuações significativas nos valores de OD e pH ao longo do experimento. Isso porque a variação das variáveis pH ou OD pode interferir na eficiência dos tratamentos. Nós utilizamos modelos lineares mistos para testar a significância das tendências de flutuação dos valores de pH, OD, Chl-a e PT em cada tratamento (Controle, PAC+LMB, PAC+LMB+RS, PAC+LMB+ZEO), ao longo dos diferentes dias amostrados (BOLKER et al., 2009). Para controlar a correlação temporal entre as medidas feitas no mesmo *core*, os modelos foram construídos de modo que cada *core* pudesse ter um valor inicial específico (diferentes interceptos).

No segundo experimento, foi investigado se a penetração do LMB no sedimento da Lagoa de Jacarepaguá, que possui a característica de ser inconsistente e apresentar muita matéria orgânica, promoverá a redução da eficiência do tratamento “*Floc & Lock*” em bloquear o fósforo do sedimento para a coluna da água. O mesmo modelo linear misto foi utilizado para testar a significância das tendências da penetração do LMB, FRS e PT em cada ponto de coleta (J1, J2, J3, J4, J5), ao longo do tempo em dias (T1, T7, T14, T21, T28, T35) (LMER; BOLKER et al., 2009). Para controlar a correlação temporal entre as medidas feitas no mesmo *core*, os modelos foram construídos de modo que cada *core* pudesse ter um valor inicial específico.

Além disso, para investigar o potencial da argila LMB em penetrar no sedimento de Jacarepaguá através da presença do elemento traçador La em cada profundidade no sedimento, foi realizado um teste de MLM. A concentração de La foi incluída como a variável resposta em função da interação entre profundidade (0-3 cm, 3-6 cm, 6-9 cm, 9-12 cm, 12-15 cm, 15-20 cm) e os pontos (J1, J2, J3, J4, J5). A fim de manter as relações de dependência entre as profundidades em cada *core*, os modelos incluíram um intercepto separado para cada *core*. Além disso, as profundidades foram tratadas variáveis numéricas.

3. RESULTADOS

3.1. Longevidade dos tratamentos “*Floc & Lock*”

O experimento de longevidade dos tratamentos F&L em cores (experimento 1) foi realizado ao término dos experimentos em mesocosmos, onde um core de sedimento foi coletados dentro de cada unidade de mesocosmo. Com isso, antes da apresentação dos resultados do experimento em cores, um panorama dos resultados de amostras de água do fundo próximo ao sedimento nos mesocosmos será fornecido para que haja uma contextualização dos dados.

3.1.1 Reservatório do Funil com floração de cianobactérias

3.1.1.1 Mesocosmo

Nas amostras de água do fundo do experimento em mesocosmo, foi observado valores próximos a neutralidade do pH no controle e tratamentos, no final do experimento (Tabela 3). O OD não foi mensurado no fundo durante o experimento em mesocosmos. As concentrações de Chl-a no controle permaneceu baixa e nos tratamentos ocorreu redução de cerca de 90%, permanecendo com concentrações médias menores quando comparada ao controle no último dia de experimento (Tabela 2). As concentrações de FSR ao longo do experimento foram reduzidas em cerca de 27% e permaneceram inferiores ao limite de detecção ($5 \mu\text{g L}^{-1}$) até o último dia do experimento no controle e tratamentos (Tabela 2). As concentração de PT do controle se manteve baixa enquanto que nos tratamentos as concentrações foram reduzidas em cerca de 70% das concentrações iniciais nos 3 primeiros dias de experimento quando comparado ao controle até o último dia de experimento, com concentrações médias de $13,9 \pm 7,4$ e $9,6 \pm 0,3$ (PAC+LMB e PAC+LMB+RS, respectivamente) (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores médios e o desvio padrão das variáveis: pH, oxigênio dissolvido, clorofila-a, fósforo solúvel reativo e fósforo total, coletadas no fundo do último dia de amostragem do experimento em mesocosmos, na presença de cianobactérias no Reservatório do Funil.

	Controle	PAC+LMB	PAC+LMB+RS
pH	6,9 ± 0,1	6,7 ± 0,1	6,6 ± 0,2
Chl-a (µg L ⁻¹)	10,4 ± 2,9	1,3 ± 0,6	0,9 ± 0,1
FSR (µg L ⁻¹)	< 5	< 5	< 5
PT (µg L ⁻¹)	24,1 ± 7,1	13,9 ± 7,4	9,6 ± 0,3

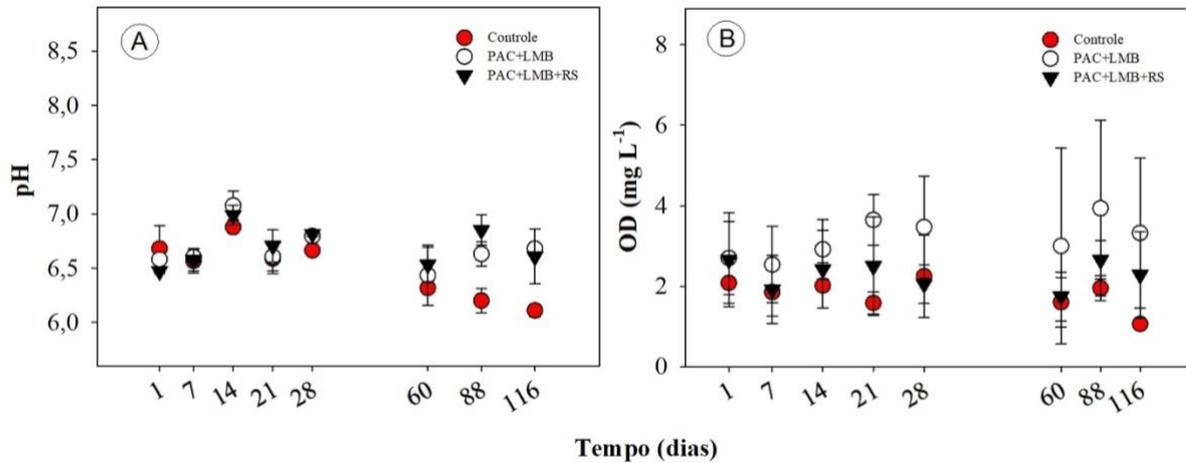
Legenda: OD – oxigênio dissolvido, Chl-a – clorofila-a total, FSR – fósforo solúvel reativo, PT – fósforo total.

3.1.1.2 Experimento de longevidade em cores

No experimento de longevidade em cores, o pH apresentou valores próximos a neutralidade (entre 6,5 e 7) para os tratamentos até o final do experimento com uma tendência de diminuição para o controle (Figura 19 – A). O MLM indicou um efeito significativo no tempo e da interação tempo x tratamento (Tabela 3). O pH do controle no início do experimento (T1) foi significativamente maior que no final (T88 e T116). Além disso, o controle foi significativamente menor que os tratamentos em T88 e T116.

Foram observadas condições de hipóxia (<3 - 1 mg/L⁻¹) e anóxia (<1 mg/L⁻¹) dentro dos cores nos tratamentos e controle ao longo de todo o experimento. As concentrações médias de OD nos cores dos tratamentos foram de 3 ± 1,2 mg L⁻¹ para PAC+LMB e 2,2 ± 0,9 mg L⁻¹ PAC+LMB+RS para todo o experimento (Figura 19 – B), sem variações significativas (Tabela 3).

Figura 19 – Variação do pH e do oxigênio dissolvido no experimento de longevidade em cores de sedimento no período com floração de cianobactéria no Reservatório do Funil



Legenda: Os símbolos representam a média e as barras o desvio-padrão das quatro réplicas de cada tratamento ao longo do tempo. Os círculos vermelhos representam o controle (C), círculos brancos o tratamento combinado de cloreto de polialumínio (PAC) com bentonita modificada com lantânio (LMB) e o triângulo invertido preto o tratamento combinado PAC + LMB + Red soil (RS - solo vermelho)

Tabela 3 – Resumo dos resultados do modelo linear misto (MLM) para as variáveis resposta para OD, pH, Chl-a e PT dos experimentos de longevidade em cores de sedimento no Reservatório do Funil no período com floração de cianobactérias.

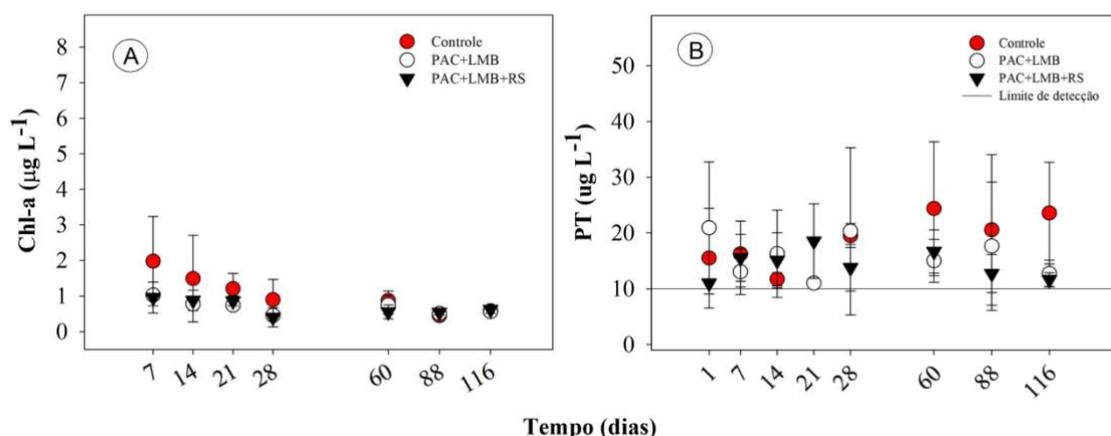
pH						
	Soma q	q Médio	Num GL	Den GL	F	p
Tempo	2,083	0,298	7	44,830	23,552	<0,001
Tratamento	0,082	0,041	2	5,067	3,277	0,122
Tempo x tratamento	0,784	0,056	14	44,739	4,434	<0,001
OD						
	Soma q	q Médio	Num GL	Den GL	F	p
Tempo	4,794	0,685	7	49,811	1,356	0,245
Tratamento	4,071	2,035	2	8,909	4,031	0,057
Tempo x tratamento	9,623	0,687	14	49,755	1,361	0,208
Chl-a						
	Soma q	q Médio	Num GL	Den GL	F	p
Tempo	4,348	0,725	6	41,899	11,705	<0,001
Tratamento	0,226	0,113	2	7,835	1,825	0,223
Tempo x tratamento	0,991	0,083	12	41,893	1,334	0,236
PT						
	Soma q	q Médio	Num GL	Den GL	F	p
Tempo	238,113	34,062	7	51,355	0,887	0,523
Tratamento	55,192	27,596	2	8,631	0,719	0,514
Tempo x tratamento	899,385	64,242	14	51,286	1,675	0,091

Legenda: Soma q – soma dos quadrados, q Médio – Quadrado médio, Num GL – número do grau de liberdade, F – F de Fisher, p – probabilidade. OD – oxigênio dissolvido, Chl-a – clorofila-a, fósforo total – PT. Valores em negrito indicam a diferença significativa.

Apenas neste experimento do Reservatório do Funil a Chl-a foi mensurada a partir de T7. As concentrações do controle eram maiores que os tratamentos no início do experimento (T1), e se igualaram até o final do experimento. As concentrações de Chl-a foram baixas ($< 2 \mu\text{g L}^{-1}$) nos tratamentos ao longo de todo o experimento, indicando que não ocorreu crescimento da biomassa fitoplanctônica (Figura 20 – A). O MLM indicou que ocorreu um efeito significativo apenas para o tempo (Tabela 3), observado apenas no controle, onde T7 foi significativamente diferente dos outros dias.

As concentrações de FSR no controle e tratamentos foram sempre muito baixas, permanecendo abaixo do limite de detecção do método ($5 \mu\text{g L}^{-1}$ para esse experimento) ao longo de todo o experimento. As concentrações de PT permaneceram baixas para o controle e para os tratamentos em todo o experimento ($< 30 \mu\text{g L}^{-1}$), atingindo em alguns momentos, valores abaixo do limite mínimo de detecção do método ($< 10 \mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 20 - B). Foram observadas concentrações médias em todo o experimento de $19,4 \pm 5,3 \mu\text{g L}^{-1}$ para o controle, $20,6 \pm 10,1 \mu\text{g L}^{-1}$, para PAC+LMB, $17,1 \pm 13,1 \mu\text{g L}^{-1}$ para PAC+LMB+RS. O MLM não indicou efeito significativo entre o tempo, tratamentos ou da interação tempo x tratamento, provavelmente devido ao elevado desvio-padrão entre as réplicas (Tabela 3).

Figura 20 – Variação da clorofila-a total e fósforo total no experimento de longevidade em cores de sedimento no período de floração de cianobactéria no Reservatório do Funil.



Legenda: Os símbolos representam a média e as barras o desvio-padrão das quatro réplicas de cada tratamento ao longo do tempo. Os círculos vermelhos representam o controle (C), círculos

brancos o tratamento combinado de cloreto de polialumínio (PAC) com bentonita modificada com lantânio (LMB) e o triângulo invertido preto o tratamento combinado PAC + LMB + *Red soil* (RS - solo vermelho). Linha horizontal no gráfico de fósforo total (PT) representa o limite de detecção da análise.

3.1.2 Reservatório do Funil sem floração de cianobactérias

3.1.2.1 Mesocosmo

Nas amostras de água do fundo do experimento em mesocosmo, foi observado ao longo do experimento uma redução do pH de levemente alcalino para valores médios, próximos à neutralidade no final do experimento no controle e tratamentos ($7,3 \pm 0,1$) (Tabela 4). As concentrações de OD no controle e nos tratamentos variaram pouco, permanecendo >9 mg L⁻¹ ao longo do experimento e com concentrações médias de $10,4 \pm 0,2$ mg L⁻¹ no último dia (Tabela 4). No controle, a Chl-a apresentou valores baixos desde o início do experimento. Já para os tratamentos, ocorreu uma redução de 40% das concentrações iniciais de Chl-a até o final do experimento e permaneceram com concentrações médias menores quando comparada ao controle no último dia $2,8 \pm 0,4$ (Tabela 5). As concentrações de FSR permaneceram < 3 µg L⁻¹ até o último dia do experimento no controle e tratamentos (Tabela 4). Os tratamentos promoveram uma redução de 70% das concentrações iniciais de PT, apresentando médias menores que os controle ao final do experimento em mesocosmo (Tabela 4).

Tabela 4 – Valores médios e o desvio padrão das variáveis: pH, oxigênio dissolvido, clorofila-a, fósforo solúvel reativo e fósforo total coletadas no fundo do último dia de amostragem do experimento em mesocosmos sem a presença de cianobactérias no Reservatório do Funil.

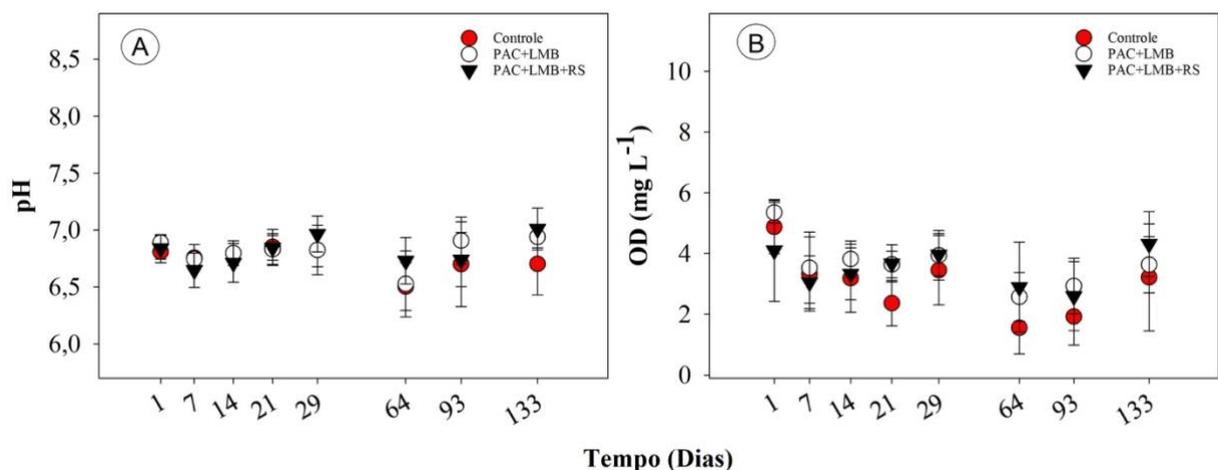
	Controle	PAC+LMB	PAC+LMB+RS
pH	$7,4 \pm 0,3$	$7,2 \pm 0,2$	$7,2 \pm 0,1$
OD (mg L ⁻¹)	$10,2 \pm 0,4$	$10,5 \pm 0,3$	$10,6 \pm 0,1$
Chl-a (µg L ⁻¹)	$5,4 \pm 1,6$	$3,1 \pm 1,5$	$2,6 \pm 1,3$
FSR (µg L ⁻¹)	<3	<3	<3
PT (µg L ⁻¹)	$39,6 \pm 24,1$	$23,6 \pm 7,9$	$28,7 \pm 7,3$

Legenda: OD – oxigênio dissolvido, Chl-a – clorofila-a total, FSR – fósforo solúvel reativo, PT – fósforo total.

3.1.2.2 Experimento de longevidade em cores

Nos experimentos de longevidade em cores, o pH se manteve com valores próximos a neutralidade (entre 6,3 e 7,3) no controle e tratamentos ao longo do experimento (Figura 21 - A). O MLM indicou um efeito significativo do tempo (Tabela 6), onde T1 foi diferente significativamente de T64 e T64 de T133. Foi observada uma redução de 54% nas concentrações médias de OD do controle e tratamentos em T1 ($5,2 \pm 1,1 \text{ mg L}^{-1}$) para condições de hipóxia em T64 ($2,4 \pm 1,2 \text{ mg L}^{-1}$) e uma tendência de aumento até o final do experimento (Figura 21 - B). O MLM evidenciou diferença significativa do tempo (Tabela 4), que no início do experimento (T1) foi significativamente diferente do final (T64 e T93) para o controle e PAC+LMB.

Figura 21 – Variação do pH e do oxigênio dissolvido no experimento de longevidade em cores de sedimento no período sem floração de cianobactéria no Reservatório do Funil



Legenda: Os símbolos representam a média e as barras o desvio-padrão das quatro réplicas de cada tratamento ao longo do tempo. Os círculos vermelhos representam o controle (C), círculos brancos o tratamento combinado de cloreto de polialumínio (PAC) com bentonita modificada com lantânio (LMB) e o triângulo invertido preto o tratamento combinado PAC + LMB + *Red soil* (RS - solo vermelho).

Tabela 5 – Resumo dos resultados do modelo linear misto (MLM) para as variáveis resposta para OD, pH, Chl-a e PT dos experimentos de longevidade em cores de sedimento no Reservatório do Funil sem a presença de floração.

pH						
	<i>Soma q</i>	<i>q Médio</i>	<i>Num GL</i>	<i>Den GL</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	0,708	0,101	7	58,278	4,416	<0,001
Tratamento	0,017	0,008	2	8,918	0,381	0,694
Tempo x tratamento	0,370	0,026	14	58,260	1,155	0,333
OD						
	<i>Soma q</i>	<i>q Médio</i>	<i>Num GL</i>	<i>Den GL</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	46,160	6,594	7	58,566	8,812	<0,001
Tratamento	2,027	1,013	2	9,235	1,354	0,305
Tempo x tratamento	8,671	0,619	14	58,549	0,827	0,637
Chl-a						
	<i>Soma q</i>	<i>q Médio</i>	<i>Num GL</i>	<i>Den GL</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	87,567	12,509	7	66	79,225	<0,001
Tratamento	0,409	0,2045	2	66	1,295	0,281
Tempo x tratamento	1,642	0,117	14	66	0,743	0,724
PT						
	<i>Soma q</i>	<i>q Médio</i>	<i>Num GL</i>	<i>Den GL</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	19808,416	2829,774	7	67	24,795	<0,001
Tratamento	358,982	179,491	2	67	1,573	0,215
Tempo x tratamento	1778,430	127,031	14	67	1,113	0,363

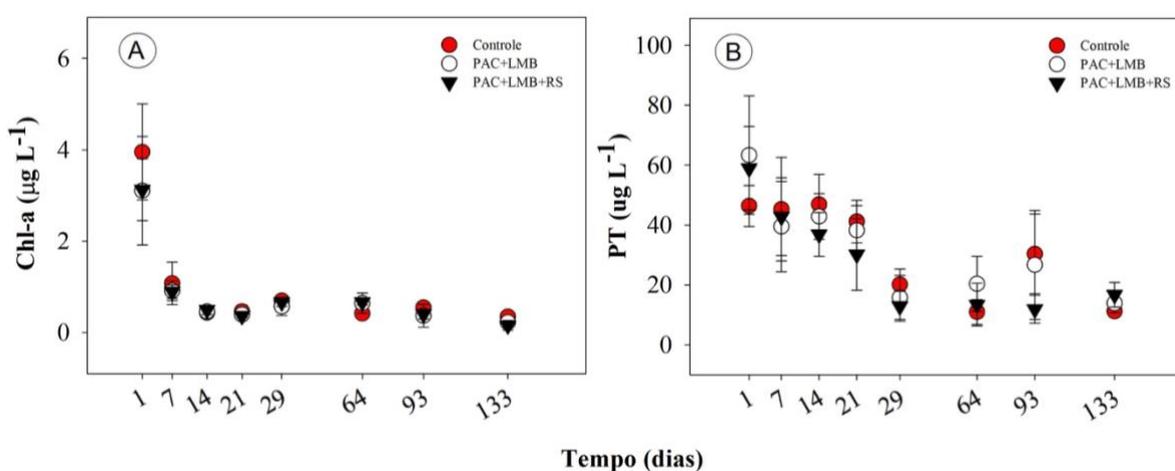
Legenda: Soma q – soma dos quadrados, q Médio – Quadrado médio, Num GL – número do grau de liberdade, F – F de Fisher, p – probabilidade. OD – oxigênio dissolvido, Chl-a – clorofila-a, fósforo total – PT. Valores em negrito indicam a diferença significativa.

As concentrações de Chl-a foram reduzidas em 73% no controle e 71% nos tratamentos após sete dias, permanecendo com concentrações menores que $2 \mu\text{g L}^{-1}$ até o final do experimento, e indicando que não ocorreu o crescimento de biomassa fitoplanctônica tanto no controle quanto nos tratamentos (Figura 22 -A). O MLM evidenciou uma diferença significativa do tempo, (Tabela 5), onde o início do experimento (T1) foi significativamente diferente de todos os outros dias de experimento para o controle e tratamentos.

As concentrações de FSR nos cores mantiveram-se abaixo do limite de detecção do método ($3 \mu\text{g L}^{-1}$) ao longo de todo o experimento no controle e tratamentos. Foi observada redução das concentrações iniciais de PT em 43% para o controle, 76% para PAC+LMB e 71% para PAC+LMB+RS de T1 até T29 que se manteve até o final do experimento (T133). As concentrações médias no final do experimento (T133) foram de $11,2 \pm 1,6 \mu\text{g L}^{-1}$ para o

controle, $13,9 \pm 3,1 \mu\text{g L}^{-1}$ para PAC+LMB e $16,7 \pm 4,1 \mu\text{g L}^{-1}$ para PAC+LMB+RS (Figura 22 -B). O MLM indicou efeito significativo do tempo (Tabela 5), sendo o início do experimento (T1) significativamente diferente dos últimos dias de experimento (T64, 93 e 133) para o controle e tratamentos. Não foi possível observar diferença entre o controle e os tratamentos.

Figura 22 – Variação da clorofila-a total e fósforo total no experimento de longevidade em cores de sedimento no período sem floração de cianobactérias no Reservatório do Funil



Legenda: Os símbolos representam a média e as barras o desvio-padrão das quatro réplicas de cada tratamento ao longo do tempo. Os círculos vermelhos representam o controle (C), círculos brancos o tratamento combinado de cloreto de polialumínio (PAC) com bentonita modificada com lantânio (LMB) e o triângulo invertido preto o tratamento combinado PAC + LMB + *Red soil* (RS - solo vermelho).

3.1.3 Lagoa de Jacarepaguá sem floração de cianobactéria

3.1.3.1 Mesocosmo

Nas amostras de água do fundo do experimento em mesocosmo, o pH se manteve próximo à neutralidade durante todo o experimento, apresentando concentrações médias de $7,2 \pm 0,2$ no último dia para o controle e tratamentos (Tabela 6). Foi observado aumento nas concentrações médias de OD nos tratamentos ao longo do experimento, permanecendo com condições de hipóxia ($2,4 \pm 0,6$) no final do experimento, enquanto o controle apresentou condições anóxicas (Tabela 6). Foi observada redução de 36% das concentrações médias

iniciais de Chl-a nos mesocosmos dos tratamentos em comparação ao controle ($48,2 \mu\text{g L}^{-1} \pm 12,6$ para $30,3 \mu\text{g L}^{-1} \pm 23,3$), logo após a aplicação. Porém ocorreu um aumento das concentrações ao final do experimento para os tratamentos em relação ao controle (Tabela 6). Após um dia da aplicação foi observada redução de 86% das concentrações iniciais de FSR nos tratamentos, permanecendo com concentrações médias de $0,3 \pm 0,1 \text{ mg L}^{-1}$ no final do experimento para os tratamentos (Tabela 6). Foi observada redução de 72% das concentrações de PT logo após a aplicação dos tratamentos quando comparados ao controle ($1342,11 \text{ mg L}^{-1} \pm 224,41$ para $329,34 \text{ mg L}^{-1} \pm 73,58$), permanecendo com concentrações médias menores que o controle no último dia de experimento (Tabela 7).

Tabela 6 – Valores médios e o desvio padrão das variáveis: pH, oxigênio dissolvido, clorofila-a, fósforo solúvel reativo e fósforo total coletadas no fundo do último dia de amostragem do experimento em mesocosmos sem floração de cianobactérias na Lagoa de Jacarepaguá.

	Controle	PAC+LMB	PAC+LMB+ZEO
pH	$7,1 \pm 0$	$7,5 \pm 0,6$	$7,1 \pm 0,1$
OD (mg L^{-1})	$0,6 \pm 0,7$	$2,9 \pm 3,0$	$1,5 \pm 1,4$
Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	$56,5 \pm 28$	$64,6 \pm 31,3$	$126,4 \pm 45,2$
FSR (mg L^{-1})	$0,6 \pm 0,2$	$0,2 \pm 0,1$	$0,4 \pm 0,3$
PT (mg L^{-1})	$1,4 \pm 0,3$	$0,4 \pm 0,2$	$0,5 \pm 0,3$

Legenda: OD – oxigênio dissolvido, Chl-a – clorofila-a total, FSR – fósforo solúvel reativo, PT – fósforo total.

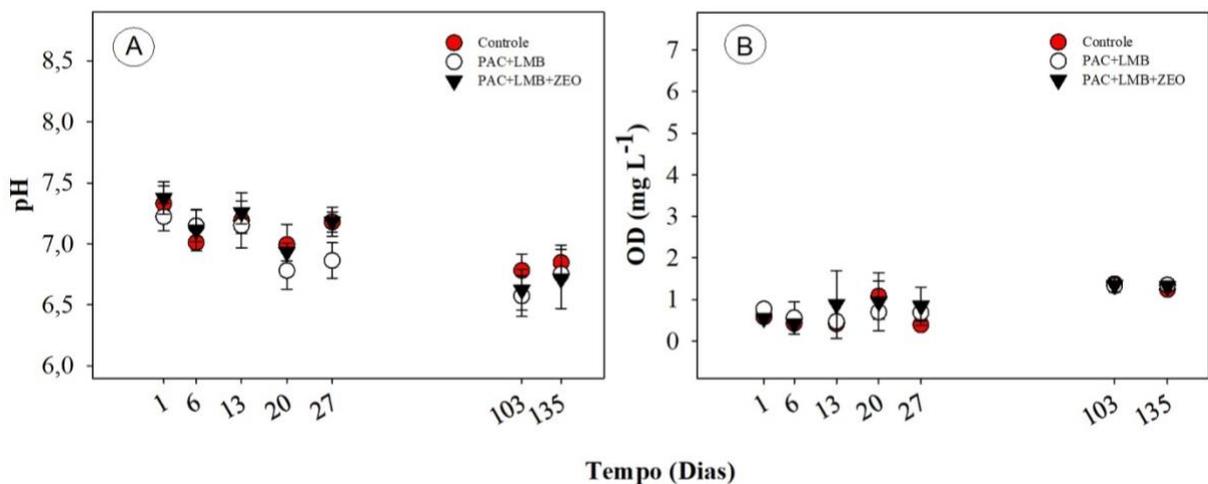
3.1.3.2 Experimento de longevidade em cores

Nos experimentos de longevidade em cores, foi possível observar que o pH se manteve próximo à neutralidade (entre 7,5 e 6,5) para o controle e tratamentos ao longo do experimento, assim como tendência de redução no final do experimento (T103, 135), apresentando valores médios para o controle de $6,8 \pm 0,1$, PAC+LMB de $6,7 \pm 0,1$ e PAC+LMB+ZEO de $6,7 \pm 0,2$ (Figura 23 - A). O MLM evidenciou diferença significativa para o tempo e entre os tratamentos (Tabela 7), sendo observado diferença significativa entre o PAC+LMB e controle apenas em T27. Além disso, o início dos tratamentos (T1) foi

estatisticamente diferente dos últimos dias do experimento (T103, 135) para o controle e tratamentos.

Os cores apresentaram condições de anóxia/hipóxia ao longo de todo o experimento, com tendência de aumento das concentrações no final. As concentrações permaneceram abaixo de 2 mg de OD L⁻¹ no controle e nos tratamentos, em todo o experimento (Figura 23 - B). O MLM indicou efeito significativo do tempo (Tabela 7), com o início do experimento (T1, 6) apresentando diferença significativa em relação ao final do experimento (T103, 135), tanto para o controle, quanto para os tratamentos.

Figura 1 – Variação do pH e do oxigênio dissolvido no experimento de longevidade em cores de sedimento no período sem floração de cianobactéria na Lagoa de Jacarepaguá.



Legenda: Os símbolos representam a média e as barras o desvio-padrão das quatro réplicas de cada tratamento ao longo do tempo. Os círculos vermelhos representam o controle (C), círculos brancos o tratamento combinado de cloreto de polialumínio (PAC) com bentonita modificada com lantânio (LMB) e o triângulo invertido preto o tratamento combinado PAC + LMB + zeolita (ZEO)

Tabela 7 – Resumo dos resultados do modelo linear misto (MLM) para as variáveis resposta para OD, pH, Chl-a e PT dos experimentos de longevidade em cores de sedimento na Lagoa de Jacarepaguá sem floração de cianobactérias.

pH						
	<i>Soma q</i>	<i>q Médio</i>	<i>Num GL</i>	<i>Den GL</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	3,943	0,657	6	63	32,961	<0,0001
Tratamento	0,234	0,117	2	63	5,868	0,005
Tempo x tratamento	0,377	0,031	12	63	1,576	0,122
OD						
	<i>Soma q</i>	<i>q Médio</i>	<i>Num GL</i>	<i>Den GL</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	9,125	1,521	6	54	26,440	<0,0001
Tratamento	0,039	0,019	2	9	0,338	0,722
Tempo x tratamento	1,260	0,105	12	54	1,825	0,066
Chl-a						
	<i>Soma q</i>	<i>q Médio</i>	<i>Num GL</i>	<i>Den GL</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	81377,74	16275,55	5	41,540	6,095	0,0003
Tratamento	21669,28	10784,64	2	9,950	4,039	0,052
Tempo x tratamento	70203,60	7020,36	10	41,458	2,629	0,014
PT						
	<i>Soma q</i>	<i>q Médio</i>	<i>Num GL</i>	<i>Den GL</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	46,908	7,818	6	53,125	6,356	<0,0001
Tratamento	9,785	4,892	2	9,037	3,978	0,0576
Tempo x tratamento	5,729	0,477	12	53,118	0,388	0,9620

Legenda: Soma q – soma dos quadrados, q Médio – Quadrado médio, Num GL – número do grau de liberdade, F – F de Fisher, p – probabilidade. OD – oxigênio dissolvido, Chl-a – clorofila-a, fósforo total – PT. Valores em negrito indicam a diferença significativa.

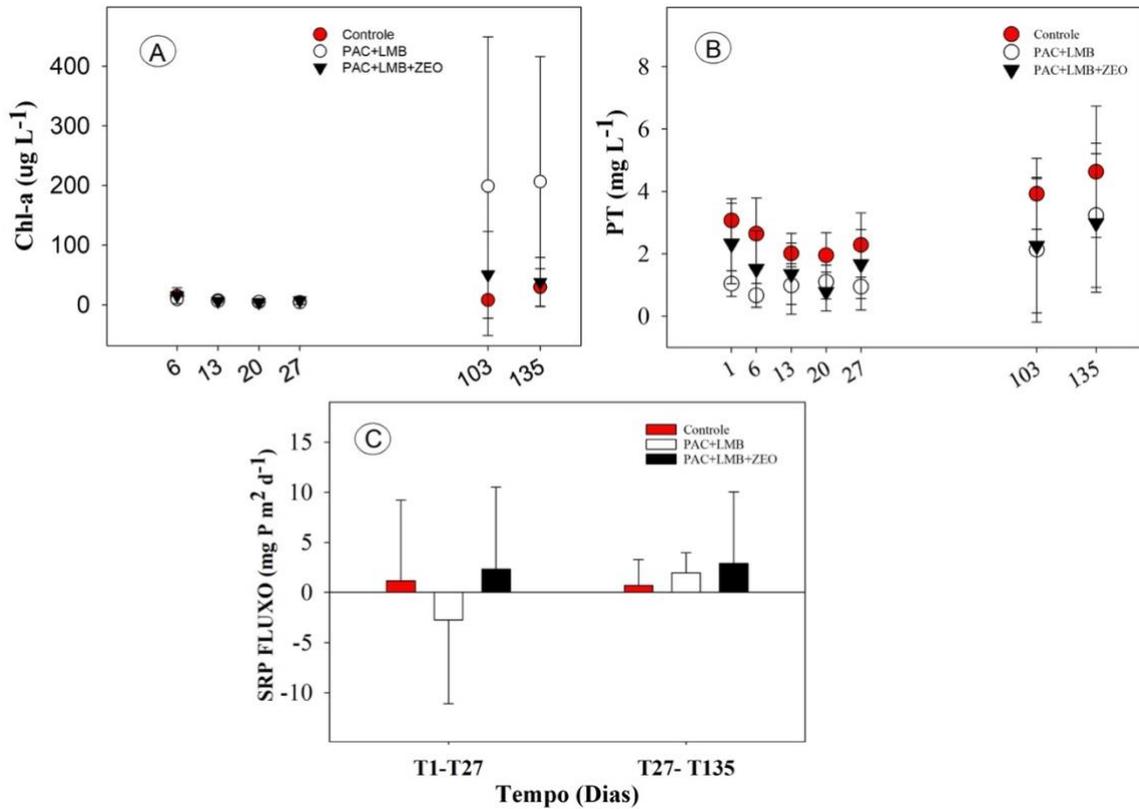
A Chl-a apresentou baixas concentrações no controle ($7,7 \pm 4,9 \mu\text{g L}^{-1}$) e nos tratamentos ($7 \pm 6 \mu\text{g L}^{-1}$) até 27 dias de experimento e tendência de aumento no final do experimento (Figura 24 - A). Foi observado crescimento da biomassa fitoplanctônica nos cores, com aumento de 96% para PAC+LMB ($198,9 \pm 250,7 \mu\text{g L}^{-1}$) e de 70% para PAC+LMB+ZEO ($50,3 \pm 72,8 \mu\text{g L}^{-1}$) do T27 ao T103 (Figura 24 – A; 25). O MLM evidenciou efeito significativo do tempo, um efeito marginalmente significativo dos tratamentos ($p= 0,052$), e um efeito significativo da interação tempo x tratamento (Tabela 7). O início do experimento (T6) foi significativamente diferente dos últimos dias de experimento (T103, 135) apenas para PAC+LMB. O tratamento PAC+LMB foi significativamente diferente do controle e PAC+LMB+ZEO nos dias T103 e T135.

Foram observadas concentrações médias de PT de $3,1 \pm 0,7 \text{ mg L}^{-1}$ para o controle $1 \pm 0,4 \text{ mg L}^{-1}$ para PAC+LMB e $2,3 \pm 1,3 \text{ mg L}^{-1}$ para PAC+LMB+ZEO no início do experimento (T1) e um aumento nas concentrações de 30% para o controle, 69% para

PAC+LM e 26% PAC+LMB+ZEO até o final do experimento (T133) (Figura 24 - B). O MLM indicou efeito significativo do tempo (Tabela 7), onde os tempos T6, 13, 20, 27 foram diferentes significativamente do último dia de experimento (T135). Além disso, o modelo não indicou nenhuma diferença significativa entre o controle e os tratamentos ao longo do tempo.

Os tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” apresentaram eficiência reduzida ao longo do experimento em bloquear a liberação de P do sedimento para a coluna d’água. O PAC+LMB teve eficiência reduzida em 27 dias, enquanto o PAC+LMB+ZEO apresentou eficiência reduzida no início do experimento. Com isso, foram observados dois períodos no fluxo de fósforo do sedimento para a coluna d’água; o primeiro de T1 até T27 (com maior retenção de P no sedimento) e o segundo de T27 até T135 (com menor retenção de P no sedimento) (Figura 24 - C). No primeiro período, verificou-se um fluxo negativo de FSR para o tratamento PAC+LMB, indicando que o FSR continuou a ser adsorvido pelo sedimento (redução de P na água). Enquanto o controle e o tratamento PAC+LMB+ZEO apresentaram fluxo positivo, indicando que ocorreu liberação de FSR do sedimento para a coluna d’água. No segundo período (T27 – T135), foi observada liberação de FSR, com fluxo positivo de $1,75 \pm 2 \text{ mg P m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ para PAC+LMB, e de $0,46 \pm 7,1 \text{ mg P m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ para PAC+LMB+ZEO. Assim, o aumento em relação ao primeiro período foi de 140% para PAC+LMB e 19% para PAC+LMB+ZEO (Figura 24 - C).

Figura 24 – Variação da clorofila-a total, fósforo total e fluxo de fósforo no experimento de longevidade em cores de sedimento para Lagoa de Jacarepaguá sem floração de cianobactérias.



Legenda: Os símbolos representam a média e as barras o desvio-padrão das quatro réplicas de cada tratamento ao longo do tempo. Os círculos vermelhos representam o controle (C), círculos brancos o tratamento combinado de cloreto de polialumínio (PAC) com bentonita modificada com lantânio (LMB) e o triângulo invertido preto o tratamento combinado PAC + LMB + zeolita (ZEO)

Figura 25 – Crescimento da biomassa fitoplanctônica nos cores do experimento de longevidade na Lagoa de Jacarepaguá na ausência de floração de cianobactéria.



Legenda: O aumento da biomassa de algas dentro dos cores no final dos experimentos de longevidade.

Fonte: O autor, 2022

3.2 Experimento de percolação do LMB

O experimento de percolação (experimento 2), foi realizado com base nos resultados e observações feitas ao final do experimento de longevidade em cores na Lagoa de Jacarepaguá, onde foi possível verificar que o LMB presente nos dois tratamentos penetrou no sedimento atingindo as camadas inferiores (Figura 26). Este experimento visou confirmar a hipótese de que a penetração do LMB em sedimentos de “baixa densidade”, ou com muita matéria orgânica nas camadas superficiais, como no caso da lagoa, seria a causa da baixa eficiência dos tratamentos contendo LMB.

Figura 26 – Penetração do LMB no sedimento nos cores do experimento de longevidade na Lagoa de Jacarepaguá na ausência de floração de cianobactéria.

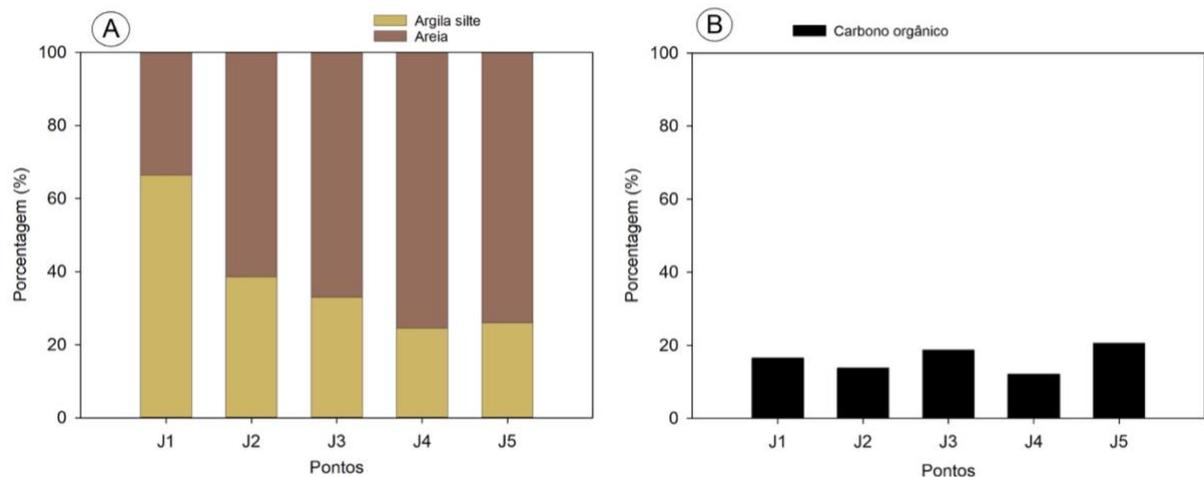


Legenda: A penetração do LMB no sedimento, visivelmente observado no círculo vermelho destacado.

Fonte: O autor, 2022.

Segundo as análises granulométricas do sedimento da Lagoa de Jacarepaguá, foi possível observar diminuição da porcentagem de areia e aumento da porcentagem de argila/silte à medida que nos afastamos da margem para o ponto mais interno da lagoa (J1) (Figura 27 -A). O percentual de matéria orgânica na forma de carbono orgânico variou de 10 a 20 % entre os cinco pontos.

Figura 27 – Percentual das frações de sedimento das análises granulométricas e de matéria orgânica (representada por carbono) do sedimento da Lagoa de Jacarepaguá nos pontos J1,J2, J3, J4 e J5.



Legenda: (A) Análises granulométricas. (B) Análises de matéria orgânica. Figura A mostra a porcentagem das frações do sedimento da Lagoa de Jacarepaguá divididas entre areia e argila/silte em cada ponto de coleta (J1, J2, J3, J4 e J5). Figura B mostra a porcentagem de carbono na forma de carbono orgânico para cada ponto de coleta. O ponto J1 representa o ponto mais interno a lagoa, enquanto J5 o ponto mais próximo à margem da lagoa.

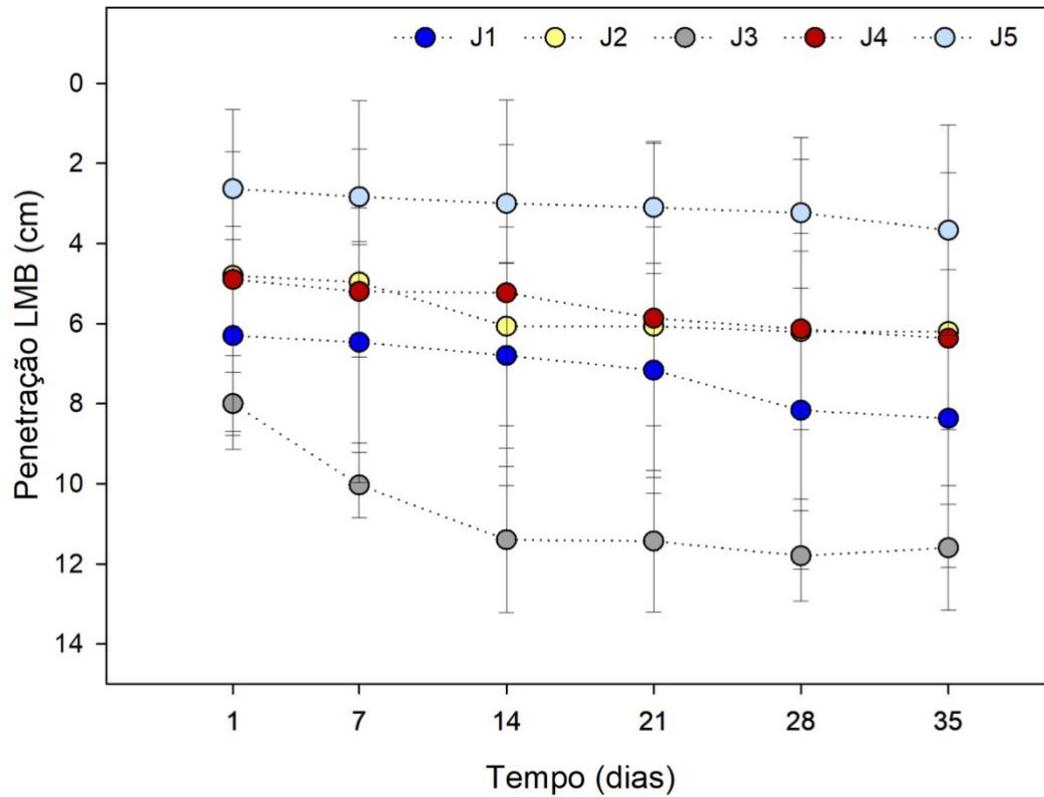
Na água de cada core, foi observado que o pH variou de levemente alcalino a neutro ao longo dos 35 dias de experimento para todos os pontos (Tabela 8). O oxigênio dissolvido se manteve baixo em todos os cores, permanecendo em condições de anóxia/hipóxia ao longo de todo o experimento (Tabela 8).

Tabela 8 – Valores médios de pH e de oxigênio dissolvido na água dos cores durante os 35 dias do experimento de percolação do LMB na Lagoa de Jacarepaguá.

Pontos	pH	OD (mg L ⁻¹)
J1	7,20 ± 0,28	0,91 ± 0,50
J2	7,21 ± 0,32	0,90 ± 0,51
J3	7,27 ± 0,34	0,93 ± 0,86
J4	7,26 ± 0,29	1,22 ± 1
J5	7,28 ± 0,35	2,09 ± 1,58

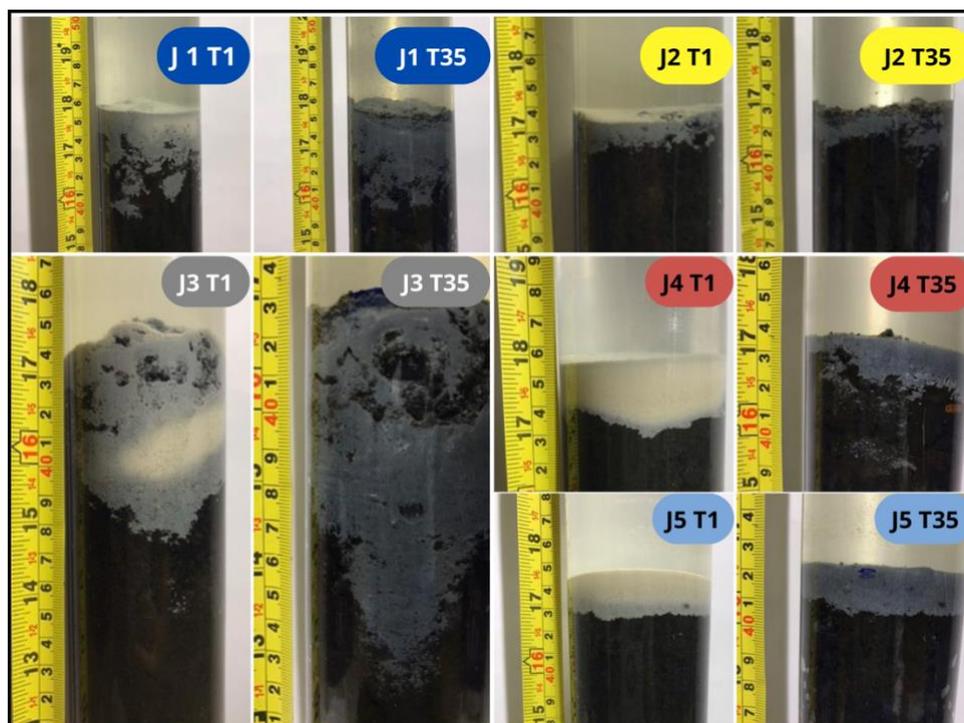
Através das medições feitas por meio de observações visuais nos cores, foi possível observar que o LMB penetrou no sedimento dos cores em todos os pontos amostrados, logo 24 horas após a aplicação (Figura 28 e 29). O ponto em que o LMB mais penetrou foi o ponto J3 ($10,8 \pm 1,9$ cm), enquanto J5 foi o ponto em que o LMB menos afundou ($3,3 \pm 2$ cm), tanto no início quanto no final do experimento. O MLM evidenciou efeito significativo do tempo (Tabela 10), onde T1 e T7 foram significativamente diferentes dos outros dias (T14, 21, 28, 35), indicando, portanto, que após 14 dias de experimento não ocorreu variação do afundamento do LMB nos pontos, até o final do experimento (T35).

Figura 28 – Observação visual da penetração do LMB em centímetros nos cores de sedimento da Lagoa de Jacarepaguá em cada ponto de coleta.



Legenda: Observação visual da penetração do LMB em centímetros nos cores de sedimento da Lagoa de Jacarepaguá, Rio de Janeiro, RJ, ao longo de 35 dias em cinco pontos de coleta. O tempo T1 corresponde a 24 horas após a aplicação. O ponto J1 corresponde ao ponto mais interno a lagoa enquanto o ponto J5 próximo à margem. Barras indicam o desvio padrão da média de cada ponto de coleta.

Figura 29 – Medições da penetração do LMB nos cores de sedimento da Lagoa de Jacarepaguá em cada ponto de coleta no primeiro e último dia do experimento de percolação do LMB.

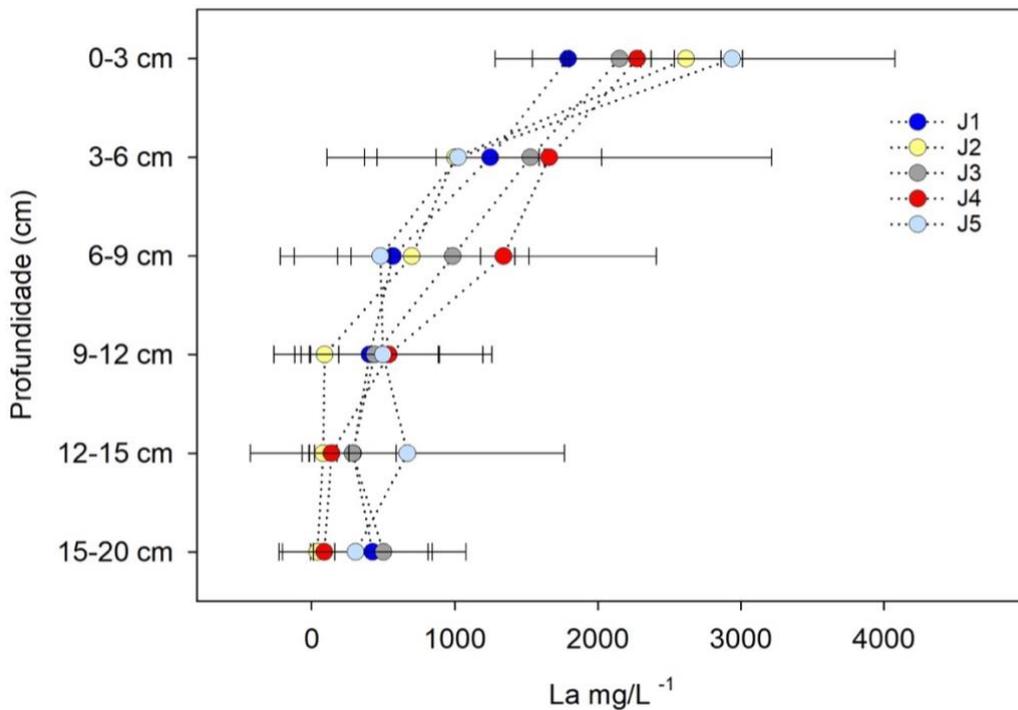


Legenda: Cores fotografados 24 horas após a aplicação do tratamento PAC+LMB (T1) e no final do experimento de percolação (T35) em cada ponto de coleta (J1, J2, J3, J4, J5).

O La é um elemento presente no composto LMB e, com isso, foi considerado como elemento traçador da avaliação da penetração da argila no sedimento. O La foi encontrado em todas as camadas de sedimento e em todos os pontos (Figura 30). As maiores concentrações de La foram encontradas nas primeiras camadas do sedimento, enquanto as menores concentrações foram observadas à medida que a profundidade do sedimento aumentava nos cores (Figura 30). As concentrações mais elevadas de La foram encontradas nos primeiro 3 cm de sedimento para J5 ($2938,4 \pm 1136,8$ mg de La L⁻¹), seguidas de J2 ($2617,4 \pm 246,2$ mg de La L⁻¹), J4 ($2274,8 \pm 734,1$ mg de La L⁻¹), J3 ($2152 \pm 383,8$ mg de La L⁻¹) e J1 ($1792,1 \pm 511,1$ mg de La L⁻¹), enquanto as menores concentrações foram encontradas na última camada de sedimento (15- 20 cm) para J3 ($501,6 \pm 340$ mg de La L⁻¹), seguidas por J1 ($429,9 \pm 653,2$ mg de La L⁻¹), J5 ($306,9 \pm 509,5$ mg de La L⁻¹), J4 ($87 \pm 74,7$ mg de La L⁻¹), J2 ($39 \pm 49,0$ mg de La L⁻¹) (Figura 29). A MLM evidenciou efeito

significativo entre as profundidades e da interação entre as profundidades e o ponto J2 (Tabela 9), indicando que todos os pontos apresentam redução das concentrações de La quanto maior a profundidade no sedimento e que apenas J2 e J3 tem concentrações diferentes ao longo das profundidades.

Figura 30 – Concentração de La nos cores coletados em cinco pontos na Lagoa de Jacarepaguá e em seis profundidades diferentes do sedimento.



Legenda: Concentração de La mg L⁻¹ em 6 profundidades do sedimento (0-3cm, 3-6cm, 6-9cm, 9-12cm, 12-15cm, 15-20cm) dos cores coletados em cinco pontos (J1, J2, J3, J4, J5) na Lagoa de Jacarepaguá. Linhas coloridas representam os desvios da média em cada ponto de coleta.

Tabela 9 – Modelo linear misto (MLM) da concentração de Lantânio em seis profundidades de sedimento em cores de sedimento coletados na Lagoa de Jacarepaguá em cinco pontos (J1,J2,J3,J4,J5) para o experimento de percolação do LMB.

	Beta	95%; IC	p
Profundidade	-0,08	-0,11; -0,05	<0,001
Ponto J1	-	-	-
Ponto J2	0,23	-0,68; 1,1	0,6
Ponto J3	-0,03	-0,94; 0,89	>0,9
Ponto J4	0,16	-0,76; 1,1	0,9
Ponto J5	0,07	-0,84; 0,99	0,9
Profundidade x J1	-	-	-
Profundidade x J2	-0,05	-0,09; 0	0,034
Profundidade x J3	0,02	-0,02; 0,07	0,3
Profundidade x J4	-0,01	-0,06; 0,04	0,7
Profundidade x J5	-0,02	-0,06; 0,03	0,4

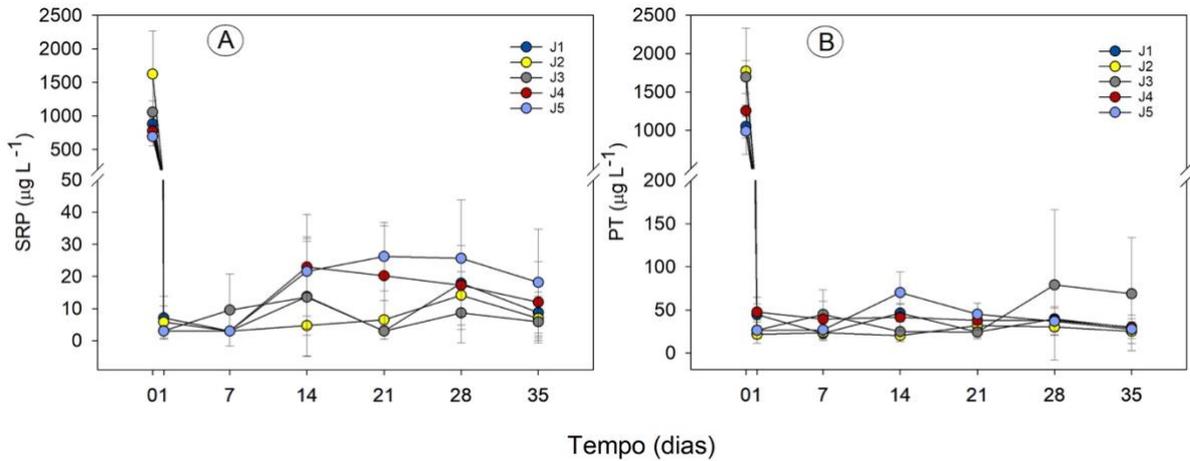
Legenda: IC– intervalo de confiança, p – probabilidade. Valores em negrito indicam diferença significativa.

Antes da aplicação do tratamento PAC + LMB (T0) a concentração média de FSR nos cinco pontos era de $1008 \pm 433 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura31-A). Após 24 horas da aplicação do tratamento (T1), foi observado uma redução de 99% das concentrações iniciais de FSR, que se mantiveram baixas, mas com tendência de aumento até o final do experimento (T35), apresentando concentrações de $8,8 \pm 6,4 \mu\text{g L}^{-1}$ para J1; $7 \pm 6,9 \mu\text{g L}^{-1}$ para J2; $5,9 \pm 5 \mu\text{g L}^{-1}$ para J3; $12 \pm 12,6 \mu\text{g L}^{-1}$ para J4; e $18,1 \pm 16,5 \mu\text{g L}^{-1}$ para J5. O MLM evidenciou efeito significativo do tempo, entre os pontos e da interação tempo x ponto (Tabela 10), indicando que T0 foi significativamente diferente dos outros dias e que os pontos foram diferentes significativamente em T0.

As concentrações médias de PT nos pontos de coleta antes da aplicação do tratamento PAC+LMB (T0) era de $1351 \pm 425 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 31-B). Após 24 horas da aplicação (T1), foi observada redução de 98% das concentrações iniciais, que se mantiveram baixas até o final do experimento, com concentrações médias de $36 \pm 24 \mu\text{g L}^{-1}$. O MLM

evidenciou efeito significativo do tempo entre os pontos e da interação tempo x ponto (Tabela 10), no qual T0 foi significativamente diferente dos outros dias. Da mesma forma, os pontos apresentaram diferença significativa em T0.

Figura 31 – Concentração de La nos cores coletados em cinco pontos na Lagoa de Jacarepaguá e em seis profundidades diferentes do sedimento.



Legenda: Variação das concentrações de fósforo dissolvido e total ao longo do tempo nos cinco pontos de coleta. O tempo T0 corresponde ao momento antes da aplicação do tratamento PAC+LMB, enquanto, T1 corresponde a 24 horas após a aplicação. A- Concentração de fósforo dissolvido (FSR) ao longo do tempo. B- Concentração de fósforo total (PT) ao longo do tempo.

Tabela 10 – Resumo dos resultados do modelo linear misto (MLM) para as variáveis resposta para FSR, PT, e penetração do LMB dos experimentos de percolação da Lagoa de Jacarepaguá.

Penetração do LMB						
	<i>Soma q</i>	<i>q Médio</i>	<i>Num GL</i>	<i>Den GL</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	40,46	8,09	5	50	16,27	<0,0001
Ponto	6,35	1,59	4	4	3,19	0,0620
Tempo x Ponto	16,73	0,84	20	50	1,68	0,0697
FSR						
	<i>Soma q</i>	<i>q Médio</i>	<i>Num GL</i>	<i>Den GL</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	12796105.4	2132684.23	6	60	153.74	<0,0001
Ponto	211494.5	52873.63	4	10	3.811	0,0391
Tempo x Ponto	1443781.8	60157.58	24	60	4.34	<0,0001
PT						
	<i>Soma q</i>	<i>q Médio</i>	<i>Num GL</i>	<i>Den GL</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Tempo	22214349.5	3702391.59	6	60	266,35	<0,0001
Ponto	202245.1	50561.26	4	10	3,64	0,044
Tempo x Ponto	1380015.8	57500.66	24	60	4,14	<0,0001

Legenda: Soma q – soma dos quadrados, q Médio – Quadrado médio, Num GL – número do grau de liberdade, F – F de Fisher, p – probabilidade. Penetração do LMB- mensuração da penetração do

LMB no sedimento de Jacarepaguá, FSR- fósforo solúvel reativo, fósforo total – PT. Valores em negrito indicam a diferença significativa.

4 DISCUSSÃO

Esse estudo avaliou a longevidade em cores de tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” (experimento 1) após experimentos em mesocosmos realizados em dois sistemas tropicais eutrofizados: um reservatório profundo na presença e ausência de florações de cianobactérias, e uma lagoa costeira rasa na ausência de florações de cianobactérias. Com base nos resultados do primeiro experimento, esse estudo também avaliou a potencialidade de penetração do LMB (experimento 2) em sedimentos de “baixa densidade” e com muita matéria orgânica como o da lagoa costeira rasa.

4.1 Longevidade dos tratamentos “*Floc & Lock*” em cores

Esse estudo forneceu indicativos de que os tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” nos experimentos de longevidade em cores para o Reservatório do Funil mantiveram eficiência ao longo do tempo, independentemente das flutuações de valores das variáveis pH e OD, para os cenários de presença ou ausência de floração de cianobactérias, concordando com a hipótese de trabalho. Em contraste, nos experimentos de longevidade em cores para a Lagoa de Jacarepaguá, os tratamentos da técnica “*Floc & Lock*”, não mantiveram eficiência em bloquear a liberação de FSR do sedimento para a coluna d’água ao longo do tempo, refutando a hipótese. Como consequência do aumento das concentrações de nutrientes e da luz, foi possível observar o crescimento da biomassa fitoplanctônica dentro dos cores. Esses resultados destacam a importância de se avaliar a longevidade dos tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” visto que os tratamentos para a Lagoa de Jacarepaguá perderam eficiência ao longo do tempo.

Mudanças no pH podem interferir na eficiência de materiais com capacidade de adsorção de P e, conseqüentemente, diminuir a eficiência e longevidade dos tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” (LÜRLING et al., 2020). Tanto para o experimentos do Reservatório

do Funil quanto para os experimento da Lagoa de Jacarepaguá, o pH nos cores permaneceu próximo à neutralidade no controle e tratamentos ao longo de todo o experimento.

O lantânio presente na argila modificada LMB é um elemento que tem forte afinidade pelo fosfato e, quando ligado a ele, cria um complexo mineral LaPO_4 chamado de rhabdofano (“*rhabdophane*”) (JOHANNESSON ; LYONS, 1994; LIU ; BYRNE, 1997). Alguns estudos vêm relatando que o rhabdofano possui menor estabilidade, quando em pH maior que 5 (COPETTI et al., 2016), e em pH menor que 9. Tal fato se explica principalmente devido a forte competição entre o fosfato e os íons de hidroxila pelos sítios de ligação do LMB, o que interfere na precipitação de La-fosfato e, conseqüentemente, diminuindo a eficiência (MUCCI et al., 2018; LI et al., 2019; KANG et al., 2022). Desse modo, o composto apresenta uma melhor eficiência em se ligar ao fosfato, quando no intervalo de pH entre 6 e 9 (MUCCI et al., 2018). Estudos já relataram que o RS apresenta menor adsorção de FSR à medida que o pH se torna mais alcalino, diminuindo sua eficiência (MUCCI et al., 2018; DAI ; PAN, 2014). Entretanto, nenhuma dessas condições foi observada ao longo de todo o experimento, e, portanto, o pH permaneceu no intervalo de melhor eficiência do composto LMB e RS, para o Reservatório do Funil e do LMB para a Lagoa de Jacarepaguá, indicando que o pH não poderia interferir na longevidade dos tratamentos em se ligarem ao FSR.

Mudanças no OD também podem interferir na eficiência de materiais com capacidade de adsorção de P e, conseqüentemente, diminuir a eficiência de longevidade dos tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” em reter o fosfato no sedimento (LÜRLING et al., 2020)

Os cores tanto do Reservatório do Funil quanto da Lagoa de Jacarepaguá apresentaram em alguns momentos condições de hipóxia ao longo do experimento (controle e tratamentos). O Reservatório do Funil é um sistema profundo que apresenta frequentemente condições de anóxia no hipolímnio (DRUMMOND et al., 2022; SOARES et al., 2008). Períodos de estratificação térmica do sistema, aliados à alta decomposição da matéria orgânica por bactérias aeróbicas no hipolímnio, contribui para a diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido próximo ao sedimento (GUDASZ et al., 2010). A Lagoa de Jacarepaguá é um sistema raso (GOMES et al., 2009) que possui grande concentração de matéria orgânica (MERCEDDES, 2020) e altas taxas de decomposição no sedimento, portanto, condições anóxicas junto ao sedimento são frequentemente observadas na lagoa (DE MAGALHÃES et al., 2017, 2019).

O consumo de oxigênio por bactérias na quebra de matéria orgânica no sedimento promove condições de anoxia no hipolímnio que favorecem a formação de compostos FeS , diminuindo a capacidade dos sedimentos de se ligarem ao P (SMOLDERS et al., 2001) e,

consequentemente, promovendo liberação do fósforo redox-sensitivos (P ligado à Fe e Mn) do sedimento para a coluna d'água (ROY et al., 2012; CAVALCANTE et al., 2018). Alguns estudos já relataram boa eficiência da argila LMB em se ligar ao fosfato em condições de anóxia (ROSS., et al., 2008; DOUGLAS et al., 2004; FUNES et al., 2021; LI et al., 2019). Contudo, outros estudos já relataram que a argila LMB e o solo natural RS apresentam boa eficiência em se ligar ao fosfato, quando em condições oxidantes, mas que essa capacidade pode ser reduzida quando em condições anóxicas (LÜRLING; FAASSEN, 2012; NOYMA et al., 2016; MUCCI et al., 2018).

Ainda que possa ocorrer uma redução da eficiência dos tratamentos em se ligar ao fosfato em ambientes com baixa concentração de oxigênio, tal redução não foi observada para os tratamentos PAC+LMB e PAC+LMB+RS nos experimentos do Reservatório do Funil, indicando que o OD não afetou da longevidade dos tratamentos, ou seja, não promoveu a liberação de FSR. Em contraste, para a Lagoa de Jacarepaguá, o OD pode ter sido um dos fatores que contribuiu para a diminuição da longevidade dos tratamentos (PAC+LMB e PAC+LMB+ZEO). Contudo, nossos resultados diferem do reportado por De Magalhães et al. (2019), onde em um estudo em cores realizado na lagoa de Jacarepaguá, não foi observado efeito das condições anóxicas sobre a longevidade do tratamento PAC+LMB. Considerando que os cores no estudo de De Magalhães et al. (2019) foram coletados em áreas diferentes, podemos argumentar que a heterogeneidade espacial do sedimento da lagoa pode ser a explicação para os efeitos contrastantes.

Nos dois experimentos de longevidade em cores no Reservatório do Funil, o FSR permaneceu baixo ($< 5 \mu \text{L}^{-1}$) no controle e nos tratamentos durante todo o experimento, indicando que os tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” foram eficientes em bloquear a liberação de fósforo do sedimento para a coluna d'água e não tiveram longevidade reduzida. Além de remover o fósforo e mantê-lo ele retido no sedimento, a técnica “*Floc & Lock*” também visa remover a biomassa de cianobactérias da coluna d'água para o fundo do sistema (LÜRLING et al., 2020). Quando a biomassa é sedimentada, esta pode ser decomposta por bactérias que remineralizam a matéria orgânica, disponibilizando fosfato para a água (COLOMA et al., 2017). Entretanto, não foi observado aumento das concentrações de FSR nos tratamentos, indicando que provavelmente o fosfato liberado pela decomposição da biomassa sedimentada, foi adsorvido pelo LMB e pelo RS. Vale ressaltar que para o cálculo da dose dos adsorventes utilizados foram considerados o fósforo presente até 20 cm de profundidade do sedimento e o FSR e PT da água, portanto, evitando que a biomassa quando decomposta seja liberado o fósforo para a coluna d'água.

Concentrações de FSR abaixo de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (SAS, 1986), assim como a ausência de luz (ESTEVEES, 2011), podem atuar como fatores limitantes para o crescimento do fitoplâncton. Nos cores dos dois experimentos de longevidade do Funil, a Chl-a permaneceu baixa ($< 2 \mu\text{g L}^{-1}$), tanto no controle quanto nos tratamentos, indicando que não ocorreu crescimento de biomassa fitoplanctônica, o que se refletiu nas baixas concentrações de PT ($< 30 \mu\text{L}^{-1}$) observadas ao longo de todo o experimento. Os cores dos dois experimentos de longevidade do Funil foram incubados no escuro, uma vez que o Reservatório do Funil é um reservatório profundo e a luz não chega ao fundo (SOARES et al., 2008). Com isso, as baixas concentrações de FSR ao longo do experimento, aliadas à ausência de luz nos cores, provavelmente foram os principais fatores que promoveram a diminuição da biomassa ao longo do experimento.

Embora fosse esperada a liberação do fósforo do sedimento para a coluna d'água no controle, tal fato não foi observado, de modo que o controle se comportou de maneira similar aos tratamentos em todo o experimento. O RS utilizado nos tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” é um solo natural proveniente das margens do próprio Reservatório do Funil, portanto, constitui o fundo de todo o reservatório (DRUMMOND et al., 2022). Em sua composição são encontrados em maior concentração, alumínio e ferro, que lhe confere a capacidade de adsorver fósforo (NOYMA et al., 2016; MUCCI et al., 2018), logo, o RS contido nos cores controle e tratamentos dos experimentos, pode ter atuado retendo o fósforo. Além disso, os cores não permaneceram totalmente anóxicos, e apresentaram concentrações maiores que 1mg/L^{-1} durante o experimento, o que pode contribuir para a retenção do fósforo no sedimento, já que condições anóxicas promovem a liberação de fósforo do sedimento principalmente da fração de P ligada ao Mn e Fe, o que configura a segunda maior fração de P no sedimento do Reservatório Funil (MARINHO et al., com. pess.).

Nesse contexto, os resultados desse estudo indicam que o sedimento do Reservatório do Funil não é uma fonte de P relevante para a coluna d'água, e que o principal foco para esse sistema deva ser a remoção da biomassa de cianobactérias da coluna d'água. Com isso, provavelmente a utilização combinada de coagulantes e RS na abordagem chamada “*Floc & Sink*” seja a intervenção mais adequada para sistemas profundos que sofrem estratificação e possuem baixa carga interna de P comparada com a externa, como no caso do Reservatório do Funil (LÜRLING et al., 2020; MARINHO et al., com. pess.). Nessa técnica o RS funcionaria como lastro, facilitando a sedimentação da biomassa floculada para o hipólímnio frio e escuro (NOYMA et al., 2016; DRUMMOND et al., 2022).

Cabe destacar que, tendo em vista que os experimentos com presença e ausência de floração de cianobactéria para o Reservatório do Funil apresentaram resultados similares, esses achados destacam que as intervenções de mitigação podem ser realizadas em qualquer época do ano.

Por outro lado, diferentemente dos experimentos para o Funil, os tratamentos PAC+LMB e PAC+LMB+ZEO no experimento de longevidade em cores na Lagoa de Jacarepaguá apresentaram redução da eficiência ao longo do tempo e conseqüentemente uma liberação de fósforo do sedimento para a coluna d'água, de 27 dias para o tratamento PAC+LMB+ ZEO e 135 dias para PAC+LMB o que indica a necessidade de reaplicação dos tratamentos.

Esses resultados vão em contraste aos resultados observados em um estudo realizado em cores de sedimento coletados na Lagoa de Jacarepaguá (DE MAGALHÃES., et al., 2019), onde, com duração de 96 dias, a aplicação do tratamento PAC+LMB reduziu em 98% as concentrações de FSR da água, apresentando fluxo negativo de FSR ($- 4,6 \pm 0,3 \text{ mg P m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), indicando que o FSR entrou no sedimento, mantendo-se assim a retenção de fósforo no sedimento. Em outro experimento em cores de sedimento, com 33 dias de duração, coletados em um lago eutrófico raso, o tratamento LMB reduziu em 99% a concentração de FSR da água, sem fluxo de FSR do sedimento para a água (LI et al., 2019). Além disso, no experimento em cores coletados no Lago De Kuil onde, um dia após a aplicação do tratamento PAC+LMB, a concentração de FSR foi reduzida e seus efeitos continuaram sendo observados depois de 640 dias de incubação ($22,7 \pm 14 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), com concentração 100 vezes menor que o controle ($2210 \pm 1176 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) (MUCCI, 2019).

Alguns trabalhos já relataram redução da eficiência dos tratamentos “*Floc & Lock*” e uma liberação positiva de FSR do sedimento para a coluna d'água, em cores de sedimento coletados em dois lagos tratados na Holanda, 5 anos após a aplicação da técnica (Lago de Kuil de $0,4 \pm 0,0 \text{ mg P m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ para $6,3 \pm 2,1 \text{ mg P m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e Lago Rauwbraken de $1,7 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para $4,7 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) (WAAJEN et al., 2016a; VAN OOSTERHOUT et al., 2021). Segundo os autores citados os resultados se explicam, provavelmente, pela alta carga alóctone de nutrientes que continua entrando nos dois sistemas. No entanto, além desses experimentos terem ocorrido numa escala temporal diferente do experimento de longevidade, os cores no presente estudo foram coletados de um sistema fechado (mesocosmos), indicando que o sedimento foi a principal fonte de liberação de FSR para a água.

O LMB é uma argila modificada que vem sendo utilizada em todo mundo (SPEARS et al., 2013b, 2016; DITHMER et al., 2016a; BISHOP; RICHARDSON, 2018). Estudos já

demonstraram que o LMB é eficiente em adsorver o fósforo presente na água (MUCCI et al., 2018; NOYMA et al., 2016), enquanto outros trabalhos evidenciam que a ZEO não apresenta a capacidade de adsorção de FSR (MUCCI et al., 2018), e sim indícios de promover a redução de amônia da água (LUZ, 1995). O mineral natural zeólita foi utilizado como uma alternativa de lastro da biomassa fitoplanctônica e como alternativa ao uso do LMB, visando a redução do custo da aplicação da técnica “*Floc & Lock*”. Contudo, o tratamento PAC+LMB+ZEO teve longevidade reduzida, quando comparado ao PAC+LMB, provavelmente relacionado à menor dose de LMB aplicada no tratamento PAC+LMB+ZEO, quando comparada ao tratamento PAC+LMB. Assim, considerando o período dos mesocosmos e cores juntos, para o experimento de longevidade na Lagoa de Jacarepaguá, os tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” perderam eficiência em reter o fósforo presente no sedimento, ao longo do tempo, no estudo em 55 dias após a aplicação de PAC+LMB e no de 28 dias com PAC+LMB+ZEO (mesocosmos + cores)

Ao final do experimento de longevidade na Lagoa de Jacarepaguá, foi observado que, nos cores onde foram aplicados os tratamentos PAC+LMB e PAC+LMB+ZEO, o composto LMB penetrou no sedimento (Figura 26). A Lagoa de Jacarepaguá apresenta um sedimento de cor escura com grande percentual de matéria orgânica que confere a ele uma característica “inconsolidado”, fato também observado por Mercedes (2020) na mesma lagoa. Nesse contexto, a característica do sedimento de Jacarepaguá em apresentar “baixa densidade”, provavelmente permitiu que o LMB penetrasse com mais facilidade, não bloqueando o FSR do sedimento, e ocorrendo assim a liberação de P para a coluna d’água. Com isso, pode-se dizer que a camada que conecta a água ao sedimento é maior do que os 20 cm de profundidade que foram utilizados para o calculado da dose do adsorvente de P no experimento de mesocosmo, portanto, sendo necessário considerar na dose o P em mais do que 20 cm de profundidade de sedimento em sistemas com as características de sedimento similares à Lagoa de Jacarepaguá.

Alguns trabalhos já evidenciaram o potencial de mobilidade e de mistura do LMB em camadas inferiores no sedimento (MEIS et al., 2012, 2013; YASSERI; EPE, 2016), contudo, nenhum deles relacionou a maior penetração do LMB em sedimentos de “baixa densidade” e com muita matéria orgânica à diminuição da eficiência da argila em reter o fósforo no sedimento. Por isso, este estudo sugere que o fator que mais contribuiu para a redução da longevidade dos tratamentos da técnica “*Floc & Lock*”, foi a penetração do LMB no sedimento da Lagoa de Jacarepaguá promovendo a exposição de camadas inferiores de sedimento e, conseqüentemente, a liberação de FSR do sedimento para a coluna d’água. Para

melhor entender esse mecanismo, um experimento de percolação (experimento 2) foi realizado para a Lagoa de Jacarepaguá.

4.2 Experimento de percolação

Esse experimento forneceu evidências de que o LMB tem potencial para penetrar rapidamente em camadas mais profundas nos sedimentos de “baixa densidade” com muita matéria orgânica, como o da Lagoa de Jacarepaguá. Houve indícios de que a penetração pode ser um fator promotor da liberação de fósforo do sedimento para a coluna d’água, confirmando a hipótese apresentada inicialmente. Dentre inúmeros trabalhos que testaram os possíveis fatores promotores da diminuição da eficiência do LMB, nenhum, até então, tinha avaliado se a penetração do LMB em sedimentos com “baixa densidade” e com muita matéria orgânica promoveria a liberação de FSR do sedimento para a água.

Segundo o fabricante da argila modificada, quando o LMB é aplicado, o P na coluna d’água é adsorvido pela argila e sedimentado. No fundo, a argila forma uma camada entre o sedimento e água (VOPEL et al., 2008), constituindo um tipo de barreira que continua ativa, adsorvendo os influxos de fósforo que são liberados do sedimento, até que a argila se torne saturada com fosfatos e não existam mais sítios de ligação disponíveis (AKHURST et al., 2004). Entretanto, esse e outros estudos já evidenciaram que o LMB não forma uma barreira física, mas sim mistura-se nas camadas superficiais e profundas do sedimento (VAN OOSTERHOUT et al., 2022; DITHMER et al., 2016a).

Através das medições visuais, foi possível observar a penetração do LMB em todos os pontos ao longo do tempo, com expressiva penetração observada após 24 horas da aplicação do tratamento PAC+LMB. Embora estatisticamente não tenha sido possível confirmar diferenças entre os pontos de coleta, J3 foi o de maior penetração do LMB no sedimento (12cm). O sedimento é um importante compartimento de troca de nutrientes em ecossistemas aquáticos, que apresenta grande heterogeneidade (COOKE, 2005). Essa heterogeneidade pode acarretar uma alta variabilidade nos dados, como observado para o sedimento de Jacarepaguá no experimento de percolação e no experimento de longevidade em Jacarepaguá.

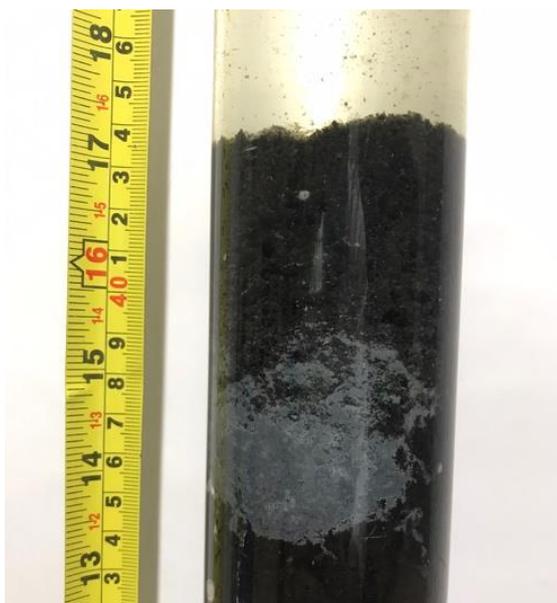
Através da quantificação do La, foi possível confirmar que o LMB penetrou no sedimento dos cores da lagoa até a última camada (15-20 cm) em todos os pontos, sugerindo que a argila teve uma mobilidade ainda maior no sedimento da lagoa de Jacarepaguá, quando

comparada ao último dia de avaliação visual (12 cm) da penetração do LMB. Com isso, o ponto J3, além de ter sido o ponto em que o LMB mais percolou, apresentou as maiores concentrações de La nas camadas inferiores ($501,6 \pm 340$ mg de La L⁻¹), indicando que grande parte do LMB aplicado chegou às camadas inferiores (15-20 cm).

Estudos realizados em cores de sedimento já relataram a distribuição do La em camadas profundas no sedimento (REITZEL et al., 2013; MEIS et al., 2012, 2013; DITHMER et al., 2016a; YASSERI; EPE, 2016). Dithmer et al. (2016a) e Yasseri & Epe (2016) observaram que o La percolou em até 10 cm de sedimento enquanto Reitzel et al. (2013) em uma profundidade de 5 cm. No estudo de Dithmer et al. (2016a) o La foi encontrado distribuído de forma uniforme no sedimento, diferente do observado no experimento de percolação. Contudo, vale ressaltar que no estudo de Dithmer et al. (2016a) a profundidade atingida pelo LMB (10 cm) ocorreu de forma lenta (3 a 10 anos após a aplicação do tratamento), ao contrário dos achados em Jacarepaguá, onde o LMB atingiu a profundidade de 20 cm em 35 dias. Nossos resultados também concordaram com estudos em cores de sedimento nos quais o teor máximo de La foi encontrado nas camadas superiores (YIN et al., 2018; YASSERI; EPE, 2016; REITZEL et al., 2013). No entanto, as maiores concentrações de La na última camada analisada (15-20 cm), encontradas nesse estudo, foram quatro vezes maiores que as concentrações encontradas na última camada (4-5 cm), de acordo com Reitzel et al. (2013).

O tratamento PAC+LMB no experimento de percolação manteve as concentrações de FSR e PT baixas ao longo do experimento, no entanto, uma tendência de aumento das concentrações pode ser observada no final do experimento, fornecendo indícios de perda de eficiência do tratamento, repetindo o padrão observado no experimento de longevidade de Jacarepaguá. Os mesocosmos dos quais os cores foram coletados para o experimento de longevidade estavam na região J3, que foi o ponto em que o LMB afundou mais rápido (7 dias) e onde mais La atingiu as camadas inferiores (Figura 32). Esse fato pode ter reduzido o tempo de contato do LMB com o fosfato nas camadas superficiais do sedimento e, conseqüentemente, evitado a retenção do fósforo no sedimento. Além disso, nos pontos com maior % de areia (J5) e maior % de silte/argila (J1), o LMB penetrou no sedimento de forma similar, indicando que a penetração no sedimento da Lagoa de Jacarepaguá, assim como a liberação do fósforo para a coluna d'água independem da composição granulométrica do sedimento.

Figura 32 – Penetração do LMB no sedimento inconsolidado da Lagoa de Jacarepaguá e exposição em camadas inferiores.



Legenda: A exposição de sedimento escuro e com alto teor de matéria orgânica e água.
Fonte: O autor, 2022.

Alguns fatores podem promover mistura vertical do LMB em camadas inferiores do sedimento e, conseqüentemente, diminuir a eficiência do LMB em lagos rasos. Como exemplo, podem ser citados a ação de ventos (HUSER et al., 2016a; EGEMOSE et al., 2010; FUNES et al., 2021), a presença de peixes bentônicos (HAN et al., 2021; HUSER et al., 2016b) e a bioturbação por organismos no sedimento (oligoquetas e quironomídeos) (REITZEL et al., 2013; MEIS et al., 2012, 2013; DITHMER et al., 2016a). Apesar da Lagoa de Jacarepaguá ser uma lagoa rasa, sofrendo com o revolvimento do sedimento pelo vento, os experimentos de percolação e de longevidade foram conduzidos em ambientes controlados (cores de sedimento), sem a ação de ventos, e sem a presença de peixes e organismos no sedimento. Dessa forma, o efeito da penetração do LMB foi isolado. Os resultados remetem ao questionamento sobre o que poderia estar promovendo a percolação do LMB no sedimento e, assim, reduzindo a longevidade de retenção de FSR no sedimento, como observado nos experimentos de percolação e longevidade em cores de Jacarepaguá.

O sedimento da Lagoa de Jacarepaguá apresenta características de “inconsistência”. Essa “inconsistência” provavelmente está relacionada com a grande quantidade de água presente no sedimento, que representa cerca de 20 % do peso do sedimento, o que facilitaria a penetração. Outro ponto é que a da Lagoa de Jacarepaguá apresenta um sedimento rico em matéria orgânica, altas taxas de decomposição com depleção de oxigênio. O processo de respiração de bactérias, durante a decomposição, pode liberar gases (CO_2 , CH_4 e NO_2) do sedimento para a coluna d’água, processo conhecido como ebulição de gases. Estudos já indicaram que a ebulição de gases do sedimento pode ser um importante mecanismo de transporte de nutrientes do sedimento para a água em lagos eutróficos (VARJO et al., 2003). Dentro dos cores, foi possível observar a liberação de bolhas do sedimento para a coluna da água (observação pessoal) o que provavelmente pode ter sido o fator que facilitou a penetração do LMB no sedimento, promovendo alto fluxo de fósforo nos tratamentos PAC+LMB e PAC+LMB+ZEO. Entretanto, mais estudos são necessários para melhor entendimento dos fatores que podem promover a percolação do LMB no sedimento e a liberação de fósforo do sedimento para a coluna d’água e, conseqüentemente, diminuir a longevidade dos tratamentos da técnica “*Floc & Lock*”.

Nessa perspectiva, a penetração máxima (20 cm) encontrada nesse estudo pode ser vista como um problema, se considerada a aplicação em larga escala do composto LMB em um sistema como Jacarepaguá, ou seja, um sistema tropical, que apresenta altas taxas de decomposição, sedimentos pouco consolidados e muita matéria orgânica.

CONCLUSÃO

Os tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” para o Reservatório do Funil continuaram eficientes em manter o fosforo retido no sedimento, ao longo de 4 meses e meio de experimento (mesocosmos + cores), independentemente das variações de OD e pH na água do sistema.

Para o Reservatório do Funil as intervenções devem focar na retirada da biomassa de cianobactérias da coluna d’água utilizando a técnica “*Floc & Sink*” com a combinação de coagulantes e *Red Soil*.

No Reservatório do Funil, os tratamentos PAC+LMB ou PAC+LMB+RS da técnica “*Floc & Lock*” permaneceram eficientes ao longo do tempo indicando que podem ser aplicadas em qualquer época, tanto na presença, quanto na ausência de floração de cianobactéria.

Na Lagoa de Jacarepaguá, os tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” perderam eficiência em reter o fosforo presente no sedimento, ao longo do tempo, no estudo em 55 dias após a aplicação de PAC+LMB e no de 28 dias com PAC+LMB+ZEO (mesocosmos + cores).

Os tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” na Lagoa de Jacarepaguá perderam eficiência, ao longo do tempo, em impedir o recrutamento de células de cianobactérias para a coluna d’água.

Fatores como baixo oxigênio, sedimento inconsolidado, com muita matéria orgânica e alta taxa de decomposição, provavelmente, reduziram a longevidade dos tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” no experimento em Jacarepaguá, indicando que a reaplicação dos tratamentos para Lagoa de Jacarepaguá pode ser considerada.

A argila modificada LMB mostrou ter potencial de penetrar nas camadas profundas do sedimento da Lagoa de Jacarepaguá.

A penetração do LMB no sedimento da Lagoa de Jacarepaguá pode promover diminuição da longevidade dos tratamentos da técnica “*Floc & Lock*” e promover a liberação de fósforo do sedimento para a coluna d’água.

A penetração do composto LMB no sedimento da Lagoa de Jacarepaguá, assim como a liberação de fósforo do sedimento para a coluna d’água, independem da composição granulométrica do sedimento.

REFERÊNCIAS

- ALLIEVI, M. J. et al. Bacterial community diversity in a full scale biofilter treating wastewater odor. *Water Science and Technology*, v. 77, n. 8, p. 2014–2022, 13 mar. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.2166/wst.2018.114>>.
- AKHURST, D.; JONES, G. B.; MCCONCHIE, D. M. The application of sediment capping agents on phosphorus speciation and mobility in a sub-tropical dunal lake. *Marine and Freshwater Research*, v. 55, n. 7, p. 715–725, 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1071/MF03181>>.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (1986) ABNT NBR 6457: AMOSTRAS DE SOLOS – Preparação para ensaios de compactação e caracterização. Rio de Janeiro/RJ.
- AMIRBAHMAN, A.; LAKE, B. A.; NORTON, S. A. Seasonal phosphorus dynamics in the surficial sediment of two shallow temperate lakes: a solid-phase and pore-water study. *Hydrobiologia*, v. 701, n. 1, p. 65–77, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10750-012-1257-z>>.
- ARAÚJO, R. Urbanização da baixada de Jacarepaguá, degradação dos corpos hídricos e saúde pública: os casos de hepatite A, da leptospirose e da esquistossomose. 171f. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Geografia)-Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói. 2007
- ARAÚJO, F. G.; COSTA DE AZEVEDO, M. C.; LIMA FERREIRA, M. das N. Seasonal changes and spatial variation in the water quality of a eutrophic tropical reservoir determined by the inflowing river. *Lake and Reservoir Management*, v. 27, n. 4, p. 343–354, 1 dez. 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/07438141.2011.627753>>.
- ARBUCKLE, K. E.; DOWNING, J. A. The influence of watershed land use on lake N: P in a predominantly agricultural landscape. *Limnology and Oceanography*, v. 46, n. 4, p. 970–975, 1 jun. 2001. Disponível em: <<https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.4.0970>>.
- AZEVEDO, S. M. F. O. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru - Brazil. *Toxicology*, 181–182, 441–446, 2002 Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0300-483X\(02\)00491-2](https://doi.org/10.1016/S0300-483X(02)00491-2)>.
- BARÇANTE, B. et al. Cyanobacteria dynamics and phytoplankton species richness as a measure of waterbody recovery: Response to phosphorus removal treatment in a tropical eutrophic reservoir. *Ecological Indicators*, v. 117, p. 106702, 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20306397>>.
- BERMAN, T. Differential uptake of orthophosphate and organic phosphorus substrates by bacteria and algae in Lake Kinneret. *Journal of Plankton Research*, v. 10, n. 6, p. 1239–1249, 1 jan. 1988. Disponível em: <<https://doi.org/10.1093/plankt/10.6.1239>>.

- BATES, D. et al. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, v. 67, n. 1, p. 1–48, 2015. Disponível em: <<https://www.jstatsoft.org/index.php/jss/article/view/v067i01>>.
- BEUSEN, A. H. W. et al. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences*, v. 13, n. 8, p. 2441–2451, 2016. Disponível em: <<https://bg.copernicus.org/articles/13/2441/2016/>>.
- BEZERRA, M. P. et al. Water quality evaluation and dissolved organic matter characterization of a tropical hypereutrophic reservoir and its streams treated with Phoslock® and microbial bioremediation Enzilimp®. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 29, n. 1, p. 1375–1390, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-021-15645-0>>.
- BISHOP, W. M. et al. Operational Evaluation of Phoslock Phosphorus Locking Technology in Laguna Niguel Lake, California. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 225, n. 7, p. 2018, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11270-014-2018-6>>.
- BISHOP, W. M.; RICHARDSON, R. J. Influence of Phoslock® on legacy phosphorus, nutrient ratios, and algal assemblage composition in hypereutrophic water resources. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 5, p. 4544–4557, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-017-0832-2>>.
- BOLKER, B. M. et al. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 24, n. 3, p. 127–135, 2009. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534709000196>>.
- BRANCO, C. W. C. et al. Limnological features of Funil Reservoir (R.J., Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, v. 7, n. 2, p. 87–92, 2002.
- BURATTI, F. M. et al. Cyanotoxins: producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. *Archives of Toxicology*, v. 91, n. 3, p. 1049–1130, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00204-016-1913-6>>.
- CALOMENI, A.; RODGERS JR., J. H.; KINLEY, C. M. Responses of Planktothrix Agardhii and Pseudokirchneriella Subcapitata to Copper Sulfate (CuSO₄ x 5H₂O) and a Chelated Copper Compound (Cutrine[R]-Ultra). *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 225, 3 set. 2014. Disponível em: <<https://link.gale.com/apps/doc/A395165478/AONE?u=anon~51ed6643&sid=googleScholar&xid=8378ac0b>>.
- CARPENTER, Stephen R. et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.
- CAVALCANTE, H. et al. Influence of the use and the land cover of the catchment in the water quality of the semiarid tropical reservoirs. Journal of Hyperspectral Remote Sensing; Vol 7, No 7. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing* (Número Especial – VIIIWMC RHPE, apoio financeiro CAPES, Processo No: 88881.139473/2017-01), 2017. Disponível em: <<https://periodicos.ufpe.br/revistas/jhrs/article/view/230931>>.

CAVALCANTE, H. et al. Phosphorus fractionation in sediments of tropical semiarid reservoirs. *Science of The Total Environment*, v. 619–620, p. 1022–1029, 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896971733262X>>.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípio do tratamento biológico de águas residuárias – Reatores anaeróbios, v. 5, 2ª edição, Belo Horizonte: Ed. UFMG, 380 p., 2007.

CHO, I.; LEE, K. Effect of calcium peroxide on the growth and proliferation of *Microcystis aeruginosa*, a water-blooming cyanobacterium. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, v. 7, n. 4, p. 231–233, 2002. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/BF02932976>>.

CHORUS, I., & WELKER, M. (Eds.) Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management (2nd ed.). *CRC Press*. (Eds.) 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1201/9781003081449>>.

COLOMA, S. E. et al. Newly isolated Nodularia phage influences cyanobacterial community dynamics. *Environmental Microbiology*, v. 19, n. 1, p. 273–286, 1 jan. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/1462-2920.13601>>.

CONLEY, D. J. et al. Ecology. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science* (New York, N.Y.), 323(5917), 1014–1015. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/science.1167755>>.

COOKE, G.D., WELCH, E.B., PETERSON, S., NICHOLS, S.A. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs (3rd ed.). *CRC Press*. 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1201/9781420032109>>.

COPETTI, D. et al. Eutrophication management in surface waters using lanthanum modified bentonite: A review. *Water Research*, v. 97, p. 162–174, 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415303821>>.

COPPETEC FOUNDATION. Paraíba do Sul River – Final Report PSR-009-R1. *Laboratory of hydrology and environmental studies*. 32 p. 2007.

COSTA, I. A. S. et al. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 1 B, p. 211–219, 2006.

DAI, L.; PAN, G. The effects of red soil in removing phosphorus from water column and reducing phosphorus release from sediment in Lake Taihu. *Water Science and Technology*, v. 69, n. 5, p. 1052–1058, 20 jan. 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.2166/wst.2014.022>>.

DE MAGALHÃES, L. et al. Managing Eutrophication in a Tropical Brackish Water Lagoon: Testing Lanthanum-Modified Clay and Coagulant for Internal Load Reduction and Cyanobacteria Bloom Removal. *Estuaries and Coasts*, v. 42, n. 2, p. 390–402, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s12237-018-0474-8>>.

DE MAGALHÃES, L. et al. 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*, v. 40, n. 1, p. 121–133, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s12237-016-0125-x>>.

DE VICENTE, I. et al. Phosphate Adsorption by Fresh and Aged Aluminum Hydroxide. Consequences for Lake Restoration. *Environmental Science & Technology*, v. 42, n. 17, p. 6650–6655, 1 set. 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/es800503s>>.

DITHMER, L. et al. Responses in sediment phosphorus and lanthanum concentrations and composition across 10 lakes following applications of lanthanum modified bentonite. *Water Research*, v. 97, p. 101–110, 2016a. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135416300719>>.

DITHMER, L. et al. Influence of dissolved organic carbon on the efficiency of P sequestration by a lanthanum modified clay. *Water Research*, v. 97, p. 39–46, 2016b. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415301068>>.

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

DRIKAS, M. et al. Using Coagulation, Flocculation, and Settling to Remove Toxic cyanobacteria. *Journal AWWA*, v. 93, n. 2, p. 100–111, 1 fev. 2001. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2001.tb09130.x>>.

DZ - DIRETRIZ FEEMA nº. 109 Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/Portal/MegaDropDown/Monitoramento/QualidadedaaguaLagoas/SistemaLagunardeJacarepagua/PrincipalSLJ/index.htm>>

DOMINGOS, P. Dinâmica de Cianobactérias produtoras de microcistinas na Lagoa de Jacarepaguá (RJ). Tese de Doutorado em Biotecnologia Vegetal. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. 111p. 2001.

DOUGLAS, G.B., ROBB, M.S., COAD, D.N., FORD, P.W. A review of solid phase adsorbents for the removal of phosphorus from natural and wastewaters. In: Valsami-Jones, E. (Ed.), *Phosphorus in Environmental Technology e Removal, Recovery. Applications*. IWA Publishing, pp. 291–320 (Chapter 13), 2004.

DOUGLAS, G. B. et al. Guiding principles for the development and application of solid-phase phosphorus adsorbents for freshwater ecosystems. *Aquatic Ecology*, v. 50, n. 3, p. 385–405, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10452-016-9575-2>>.

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

DOWNING, J. A. Limnology and oceanography: two estranged twins reuniting by global change. *Inland Waters*, v. 4, n. 2, p. 215–232, 1 jan. 2014. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.5268/IW-4.2.753>>.

Driscoll, C. T., & Schecher, W. D. (1990). The chemistry of aluminum in the environment. *Environmental geochemistry and health*, 12(1-2), 28–49. <https://doi.org/10.1007/BF01734046>

DRUMMOND, E. et al. Temporal and spatial variation in the efficiency of a Flocc & Sink technique for controlling cyanobacterial blooms in a tropical reservoir. *Harmful Algae*, v. 117, p. 102262, 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1568988322000907>>.

EU, European Union, 2013. Seventh Report on the Implementation of the Urban Waste Water Treatment Directive (91/ 271/EEC), COM (2013) 574 final.

EEA, European Environment Agency, 2018. Ecological status of surface water bodies. <https://www.eea.europa.eu/themes/water/european-waters/water-quality-and-waterassessment/water-assessments/ecological-status-of-surface-water-bodies>.

EMSLEY, J. The phosphorus cycle. In: *The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles*. Springer, Berlin, Heidelberg, 1980. p. 147-167.

ESTEVEZ, F. de A. Fundamentos de Limnologia. 3ª edição. *Interciência*, Rio de Janeiro, 2011. cap 27-28, p. 625-657.

EGEMOSE, S. et al. Chemical Lake Restoration Products: Sediment Stability and Phosphorus Dynamics. *Environmental Science & Technology*, v. 44, n. 3, p. 985–991, 1 fev. 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/es903260y>>.

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*, v. 33, n. 2, p. 119–129, 3 abr. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/10402381.2016.1263693>>.

FAASSEN, E. J.; GILLISSEN, F.; LÜRLING, M. A comparative study on three analytical methods for the determination of the neurotoxin BMAA in cyanobacteria. *PLoS ONE*, v. 7, n. 5, 2012.

FAN, J., HOBSON, P., HO, L., DALY, R., BROOKES, J. The effects of various control and water treatment processes on the membrane integrity and toxin fate of cyanobacteria. *Journal of hazardous materials*, 264, 313–322, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.10.059>>.

FERNANDES, V. O. Estudos sucessionais da comunidade perifítica em folhas de *Typha domingensis* Pers, relacionados às variáveis limnológicas na lagoa de Jacarepaguá, RJ. Progr. de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, UFSCar. São Carlos. 131 p., 1993. Dissertação.

FERRÃO-FILHO, A. S.; DOMINGOS, P.; AZEVEDO, S. M. F. O. Influences of a *Microcystis aeruginosa* Kützinger bloom on zooplankton populations in Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). *Limnologia*, v. 32, n. 4, p. 295–308, 2002. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0075951102800214>>.

FASTNER, J. et al. Combating cyanobacterial proliferation by avoiding or treating inflows with high P load—experiences from eight case studies. *Aquatic Ecology*, v. 50, n. 3, p. 367–383, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10452-015-9558-8>>.

FREITAS, A. M. Qualidade das Águas Fluviais: Estudo de Caso da Bacia Hidrográfica de Jacarepaguá–RJ. 133f. 2009. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

FUNES, A. et al. Evaluating the effect of CFH-12® and Phoslock® on phosphorus dynamics during anoxia and resuspension in shallow eutrophic lakes. *Environmental Pollution*, v. 269, p. 116093, 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749120367828>>.

GENSEMER, R. W.; PLAYLE, R. C. The Bioavailability and Toxicity of Aluminum in Aquatic Environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 29, n. 4, p. 315–450, 1 out. 1999. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/10643389991259245>>.

GOMES, A. M et al. Florações de cianobactérias tóxicas em uma lagoa costeira hipereutrificada do Rio de Janeiro/RJ (Brasil) e suas consequências para saúde humana. *Oecologia brasiliensis*, v. 13, n. 2, p. 329-345, 2009.

GONZALEZ-ESQUER, C.R et al. Cyanobacterial ultrastructure in light of genomic sequence data. *Photosynth Res*, 129(2):147-157, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11120-016-0286-2>>

GROSS, A.; BOYD, C. E. A Digestion Procedure for the Simultaneous Determination of Total Nitrogen and Total Phosphorus in Pond Water. *Journal of the World Aquaculture Society*, v. 29, n. 3, p. 300–303, 1 set. 1998. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1998.tb00650.x>>.

GUDASZ, C. et al. Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments. *Nature*, v. 466, n. 7305, p. 478–481, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/nature09186>>.

GUO, Y. et al. Effects of Hydrogen Peroxide on Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in the Presence of Nanoplastics. *ACS ES&T Water*, v. 1, n. 7, p. 1596–1607, 9 jul. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00090>>.

HALLEGRAEFF, G. M. et al. Perceived global increase in algal blooms is attributable to intensified monitoring and emerging bloom impacts. *Communications Earth & Environment*, v. 2, n. 1, p. 117, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s43247-021-00178-8>>.

HAMILTON, D. P.; SALMASO, N.; PAERL, H. W. Mitigating harmful cyanobacterial blooms: strategies for control of nitrogen and phosphorus loads. *Aquatic Ecology*, v. 50, n. 3, p. 351–366, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10452-016-9594-z>>.

HAN, J. et al. The effect of alum coagulation for in-lake treatment of toxic *Microcystis* and other cyanobacteria related organisms in microcosm experiments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 96, p. 17–23, 2013. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651313002509>>.

HAN, J.; JEON, B.-S.; PARK, H.-D. Microcystin release and *Microcystis* cell damage mechanism by alum treatment with long-term and large dose as in-lake treatment. *Journal of*

Environmental Science and Health, Part A, v. 51, n. 6, p. 455–462, 11 maio 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/10934529.2015.1128708>>.

HAN, Y. et al. Effect of juvenile omni-benthivorous fish (*Carassius carassius*) disturbance on the efficiency of lanthanum-modified bentonite (LMB) for eutrophication control: a mesocosm study. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, n. 17, p. 21779–21788, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-020-12045-8>>.

HECKY, R. E.; KILHAM, P. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment1. *Limnology and Oceanography*, v. 33, n. 4part2, p. 796–822, 1 jul. 1988. Disponível em: <<https://doi.org/10.4319/lo.1988.33.4part2.0796>>.

HOLM, E. R. et al. Sonication of bacteria, phytoplankton and zooplankton: Application to treatment of ballast water. *Marine Pollution Bulletin*, v. 56, n. 6, p. 1201–1208, 2008. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X08000787>>.

HOUBA, V.J.G. Extraction of trace elements with 0.43 M Nitric Acid. Soil and Plant Analysis. Part 1: Soil Analysis Procedures. *Wageningen University, Wageningen, the Netherlands*, 190, 1997.

HUISMAN, J. et al. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, v. 16, n. 8, p. 471–483, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41579-018-0040-1>>.

HUISMAN, J.M., MATTHIJS, H.C.P.; VISSER, P. M. Harmful cyanobacteria. *Springer Aquatic Ecology Series 3*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, p. 243, 2005.

HUMBERT, J.-F.; FASTNER, J. Ecology of Cyanobacteria. In: *Handbook of Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis*. [s.l.: s.n.].p. 9–18, 2016 Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/9781119068761>>.

HUSER, B. J. et al. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water Research*, v. 97, p. 122–132, 2016a. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415301020>>.

HUSER, B. J. et al. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer of a shallow lake. *Hydrobiologia*, v. 763, n. 1, p. 23–33, 2016b. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10750-015-2356-4>>.

IBELINGS, B. W. et al. Distribution of Microcystins in a Lake Foodweb: No Evidence for Biomagnification. *Microbial Ecology*, v. 49, n. 4, p. 487–500, 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00248-004-0014-x>>.

ISO, Soil quality. Requirements and guidance for the selection and application of methods for the assessment of bioavailability of contaminants in soil and soil materials. In 2008; Vol. ISO 17402, 2008.

JOHANNESSON, K. H.; LYONS, W. B. The rare earth element geochemistry of Mono Lake water and the importance of carbonate complexing. *Limnology and Oceanography*, v. 39, n. 5, p. 1141–1154, 1 jul. 1994. Disponível em: <<https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.5.1141>>.

JANČULA, D.; MARŠÁLEK, B. Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms. *Chemosphere*, v. 85, n. 9, p. 1415–1422, 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653511010010>>.

JOCHIMSEN, E. et al. Liver failure and death after exposure to microcystins. *The New England Journal of Medicine*, v. 338, n. 13, p. 873–878, 1998.

JONES, D. N. et al. Are little brown bats (*Myotis lucifugus*) impacted by dietary exposure to microcystin?. *Harmful Algae*, v. 114, p. 102221, 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S156898832200049X>>.

KANG, L.; MUCCI, M.; LÜRLING, M. Influence of temperature and pH on phosphate removal efficiency of different sorbents used in lake restoration. *Science of The Total Environment*, v. 812, p. 151489, 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721065670>>.

KARDINAAL, E.; DE HAAN, M.; RUITER, H. Maatregelen ter voorkoming blauwalgen werken onvoldoende. *H2O*, v. 41, n. 7, p. 4, 2008.

KLAPPER, H. Water quality problems in reservoirs of Rio de Janeiro, Minas Gerais and São Paulo. *International Review of Hydrobiology*, v. 83, p. 93–101, 1998.

KUZNETSOVA, A.; BROCKHOFF, P. B.; CHRISTENSEN, R. H. B. lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of Statistical Software*, v. 82, n. 13, p. 1–26, 2017. Disponível em: <<https://www.jstatsoft.org/index.php/jss/article/view/v082i13>>.

LAGOS, N. et al. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon*, v. 37, n. 10, p. 1359–1373, 1999. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004101019900080X>>.

LAKE, B. A. et al. Factors contributing to the internal loading of phosphorus from anoxic sediments in six Maine, USA, lakes. *Science of The Total Environment*, v. 373, n. 2, p. 534–541, 2007. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896970600948X>>.

LECLERCQ, D. J. J. et al. Controlling cyanobacteria with ultrasound. In: Inter-noise and noise-con congress and conference proceedings, 3, *Anais...Institute of Noise Control Engineering*, 2014.

LIJKLEMA, L. Nutrient dynamics in shallow lakes: effects of changes in loading and role of sediment-water interactions. *Hydrobiologia*, v. 275, n. 1, p. 335–348, 1994. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/BF00026724>>.

LI, L.; PAN, G. A Universal Method for Flocculating Harmful Algal Blooms in Marine and Fresh Waters Using Modified Sand. *Environmental Science & Technology*, v. 47, n. 9, p. 4555–4562, 7 maio 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/es305234d>>.

LI, X. et al. Immobilization and Release Behavior of Phosphorus on Phoslock-Inactivated Sediment under Conditions Simulating the Photic Zone in Eutrophic Shallow Lakes. *Environmental Science & Technology*, v. 53, n. 21, p. 12449–12457, 5 nov. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04093>>.

LINDSTROM, M. J.; BATES, D. M. Newton—Raphson and EM Algorithms for Linear Mixed-Effects Models for Repeated-Measures Data. *Journal of the American Statistical Association*, v. 83, n. 404, p. 1014–1022, 1 dez. 1988. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/01621459.1988.10478693>>.

LIU, X.; BYRNE, R. H. Rare earth and yttrium phosphate solubilities in aqueous solution. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 61, n. 8, p. 1625–1633, 1997. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016703797000379>>.

LIU, B. et al. Research and application of in-situ control technology for sediment rehabilitation in eutrophic water bodies. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 65(7), 1190–1199. 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.2166/wst.2012.927>>

LÜRLING, M.; TOLMAN, Y.; EUWE, M. Mitigating cyanobacterial blooms: how effective are ‘effective microorganisms’? *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, v. 14, n. 4, p. 353–363, 1 dez. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2009.00416.x>>.

LÜRLING, M.; TOLMAN, Y.; VAN OOSTERHOUT, F. Cyanobacteria blooms cannot be controlled by Effective Microorganisms (EM®) from mud- or Bokashi-balls. *Hydrobiologia*, v. 646, n. 1, p. 133–143, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10750-010-0173-3>>.

LÜRLING, M.; FAASSEN, E. J. Controlling toxic cyanobacteria: Effects of dredging and phosphorus-binding clay on cyanobacteria and microcystins. *Water Research*, v. 46, n. 5, p. 1447–1459, 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411006804>>.

LÜRLING, M.; VAN OOSTERHOUT, F. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Research*, v. 47, n. 17, p. 6527–6537, 2013a.

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, 2013b. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10750-012-1141-x>>.

LÜRLING, M.; WAAJEN, G.; VAN OOSTERHOUT, F. Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. *Water Research*, v. 54, p. 78–88, 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135414000992>>.

LÜRLING, M.; WAAJEN, G.; DE SENERPONT DOMIS, L. N. Evaluation of several end-of-pipe measures proposed to control cyanobacteria. *Aquatic Ecology*, v. 50, n. 3, p. 499–519, 2016a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10452-015-9563-y>>.

LÜRLING, M. et al. Editorial – A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. *Water Research*, v. 97, p. 1–10, 2016b. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135416000555>>.

LÜRLING, M.; FAASSEN, E. J. *Dog Poisonings Associated with a Microcystis aeruginosa Bloom in the Netherlands* *Toxins*, 2013.

LÜRLING, M. et al. Response of Natural Cyanobacteria and Algae Assemblages to a Nutrient Pulse and Elevated Temperature. *Frontiers in Microbiology*, 2018. Disponível em: <<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmicb.2018.01851>>.

LÜRLING, M.; MUCCI, M. Mitigating eutrophication nuisance: in-lake measures are becoming inevitable in eutrophic waters in the Netherlands. *Hydrobiologia*, v. 847, n. 21, p. 4447–4467, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10750-020-04297-9>>.

LÜRLING, M. et al. Coagulation and precipitation of cyanobacterial blooms. *Ecological Engineering*, v. 158, p. 106032, 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857420303207>>.

LÜRLING, M.; TOLMAN, Y. Beating the blues: Is there any music in fighting cyanobacteria with ultrasound? *Water Research*, v. 66, p. 361–373, 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135414006101>>.

LUZ, A.B. 1995. *Zeólitas: propriedades e usos industriais*. CETEM, São Paulo. 35p.

LOPATA, M. et al. *Phosphorus Removal with Coagulation Processes in Five Low Buffered Lakes—A Case Study of Mesocosm Research* *Water*, 2019.

MACKAY, E. B. et al. Geoengineering in lakes: welcome attraction or fatal distraction? *Inland Waters*, v. 4, n. 4, p. 349–356, 1 jan. 2014. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.5268/IW-4.4.769>>.

MACDIARMID, C. W., & GARDNER, R. C. Overexpression of the *Saccharomyces cerevisiae* magnesium transport system confers resistance to aluminum ion. *The Journal of biological chemistry*, 273(3), 1727–1732. 1998 <Disponível em: <https://doi.org/10.1074/jbc.273.3.1727>>

MAGALHÃES, V.; MORAES SOARES, R.; AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*, v. 39, n. 7, p. 1077–1085, 2001. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0041010100002518>>.

MANTZOUKI, E. et al. Understanding the key ecological traits of cyanobacteria as a basis for their management and control in changing lakes. *Aquatic Ecology*, v. 50, n. 3, p. 333–350, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10452-015-9526-3>>.

MARQUES, J. S. Intensificação dos processos responsáveis pela sedimentação em lagoas costeiras-o caso de lagoa de Jacarepaguá-Tijuca. In: Anais do Congresso Brasileiro de Defesa do Meio Ambiente, *Anais...*1987.

MATTHIJS, H. C. P. et al. Existing and emerging cyanocidal compounds: new perspectives for cyanobacterial bloom mitigation. *Aquatic Ecology*, v. 50, n. 3, p. 443–460, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10452-016-9577-0>>.

MEIS, S. et al. Sediment amendment with Phoslock® in Clatto Reservoir (Dundee, UK): Investigating changes in sediment elemental composition and phosphorus fractionation. *Journal of Environmental Management*, v. 93, n. 1, p. 185–193, 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030147971100346X>>.

MEIS, S. et al. Assessing the mode of action of Phoslock® in the control of phosphorus release from the bed sediments in a shallow lake (Loch Flemington, UK). *Water Research*, v. 47, n. 13, p. 4460–4473, 2013. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135413004259>>.

MERCEDES, J. Balanço de Fósforo em uma laguna tropical rasa (Lagoa de Jacarepaguá – RJ): implicações para o gerenciamento da eutrofização. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

MIRANDA, M. 2017. Medidas de mitigação para controle e manejo das florações de cianobactérias em um sistema raso tropical. Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial a obtenção do grau de Doutor em Ecologia. Área de concentração: Ecologia Aquática

MOOS, M. T. et al. Establishing ecological reference conditions and tracking post-application effectiveness of lanthanum-saturated bentonite clay (Phoslock®) for reducing phosphorus in aquatic systems: An applied paleolimnological approach. *Journal of Environmental Management*, v. 141, p. 77–85, 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479714001650>>.

MUCCI, M. et al. 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. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717332564>>.

MUCCI, M. N. T. From green to transparent waters: Managing eutrophication and cyanobacterial blooms by geo-engineering. *Wageningen University and Research*, 200 pages. PhD thesis, The Netherlands, 2019. Disponível em: <DOI: <https://doi.org/10.18174/471722>>.

MUCCI, M.; DOUGLAS, G.; LÜRLING, M. Lanthanum modified bentonite behaviour and efficiency in adsorbing phosphate in saline waters. *Chemosphere*, v. 249, 1 jun. 2020.

NOYMA, N. P. et al. 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. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415303833>>.

NOYMA, N. P. et al. Coagulant plus ballast technique provides a rapid mitigation of cyanobacterial nuisance. *PLOS ONE*, v. 12, n. 6, p. e0178976, 9 jun. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0178976>>.

NÜRNBERG, G. K. Trophic State of Clear and Colored, Soft- and Hardwater Lakes with Special Consideration of Nutrients, Anoxia, Phytoplankton and Fish. *Lake and Reservoir Management*, v. 12, n. 4, p. 432–447, 1 dez. 1996. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/07438149609354283>>.

OHLE, W. Ebullition of gases from sediment, conditions, and relationship to primary production of lakes. *SIL Proceedings, 1922-2010*, v. 20, n. 2, p. 957–962, 1 out. 1978. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/03680770.1977.11896628>>.

O'NEIL, J. M. et al. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, v. 14, p. 313–334, 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1568988311001557>>.

ORIHÉL, D. M. et al. Experimental iron amendment suppresses toxic cyanobacteria in a hypereutrophic lake. *Ecological Applications*, v. 26, n. 5, p. 1517–1534, 1 jul. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1890/15-1928>>.

OSGOOD, R. A. Inadequacy of best management practices for restoring eutrophic lakes in the United States: guidance for policy and practice. *Inland Waters*, v. 7, n. 4, p. 401–407, 2 out. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1368881>>.

PADISÁK, J.; SORÓCZKI-PINTÉR, É.; REZNER, Z. Sinking properties of some phytoplankton shapes and the relation of form resistance to morphological diversity of plankton — an experimental study BT - Aquatic Biodiversity: A Celebratory Volume in Honour of Henri J. Dumont. In: MARTENS, K. (Ed.). Dordrecht: Springer Netherlands, 2003. p. 243–257.

PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Climate: Blooms like it hot. *Science*, v. 320, n. 5872, p. 57–58, 2008.

PAERL, H. W. et al. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*, v. 54, p. 213–222, 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1568988315301049>>.

PAERL, H. W.; OTTEN, T. G. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microbial Ecology*, v. 65, n. 4, p. 995–1010, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>>.

PAERL, H. W.; PAUL, V. J. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, v. 46, n. 5, p. 1349–1363, 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411004386>>.

PAERL, H. W. *Mitigating Toxic Planktonic Cyanobacterial Blooms in Aquatic Ecosystems Facing Increasing Anthropogenic and Climatic Pressures* , 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/toxins10020076>>.

PENG, L. et al. 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*, v. 26, n. 30, p. 30663–30674, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-018-2572-3>>.

PINHEIRO, M.; BOOS, H. Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil. *CEP*, v. 44380, 2016.

PSENNER, R.; PUCSKO, R.; SAGE, M. Fractionation of Organic and Inorganic Phosphorus Compounds in Lake Sediments, An Attempt to Characterize Ecologically Important Fractions (Die Fraktionierung Organischer und Anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten, Versuch einer Definition Okologisch Wichtiger Fraktionen). *Archiv fur Hydrobiologie*, v. 1, n. 1, 1984.

QIN, B. et al. Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chinese Science Bulletin*, v. 58, n. 9, p. 961–970, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11434-012-5560-x>>.

QUAAK, M. et al. A new technique to reduce internal phosphorus loading by in-lake phosphate fixation in shallow lakes. *Hydrobiologia*, v. 253, n. 1, p. 337–344, 1993. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/BF00050759>>.

RABALAIS, N. N. Eutrophication. *The Global Coastal Ocean Multiscale Interdisciplinary Processes, The Sea*, v. 13, p. 819–865, 2004.

RANGEL, L. M. et al. Morphology-based functional groups as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river–reservoir system. *Ecological Indicators*, v. 64, p. 217–227, 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X16000029>>.

REDFIELD, Alfred Clarence. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. *James Johnstone memorial volume*, p. 176–192, 1934.

REYNOLDS, Colin S. The ecology of phytoplankton. *Cambridge University Press*, p. 151, 2006.

REITZEL, K.; JENSEN, H. S.; EGEMOSE, S. pH dependent dissolution of sediment aluminum in six Danish lakes treated with aluminum. *Water Research*, v. 47, n. 3, p. 1409–1420, 2013. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135412008718>>.

ROCHA M. I. A. et al 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.

ROBB, M. et al. Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings. *Hydrobiologia*, v. 494, n. 1, p. 237–243, 2003. Disponível em: <<https://doi.org/10.1023/A:1025478618611>>.

- ROUCO, M. et al. The limit of the genetic adaptation to copper in freshwater phytoplankton. *Oecologia*, v. 175, n. 4, p. 1179–1188, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00442-014-2963-1>>.
- ROSS, G.; HAGHSERESHT, F.; CLOETE, T. E. The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock®, a phosphorus binding clay. *Harmful Algae*, v. 7, n. 4, p. 545–550, 2008. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1568988307001916>>.
- ROY, E. D. et al. Internal loading of phosphorus from sediments of Lake Pontchartrain (Louisiana, USA) with implications for eutrophication. *Hydrobiologia*, v. 684, n. 1, p. 69–82, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10750-011-0969-9>>.
- SANDRINI, G. et al. *Diel Variation in Gene Expression of the CO₂-Concentrating Mechanism during a Harmful Cyanobacterial Bloom* *Frontiers in Microbiology*, 2016. Disponível em: <<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmicb.2016.00551>>.
- SANTOS, M.R. Evolução temporal da eutrofização no Complexo Laguna de Jacarepaguá. 126 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental), Engenharia Ambiental da Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.
- SAS, H. Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolations. *SIL Proceedings, 1922-2010*, v. 24, n. 1, p. 247–251, 1 dez. 1989. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/03680770.1989.11898731>>.
- SEMADS (Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável). 2001. *Ambiente das águas do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Sholna Reproduções Gráficas. 203p.
- SCHINDLER, D. W.; VALLENTYNE, J. R. *The algal bowl: Overfertilization of the world's freshwaters and estuaries*. [s.l.] University of Alberta, 2008.
- SILVA, T. et al. Comparison of cyanobacteria monitoring methods in a tropical reservoir by in vivo and in situ spectrofluorometry. *Ecological Engineering*, v. 97, p. 79–87, 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857416303639>>.
- SILVA, K. M. Estudo da geoquímica do Fósforo em sedimentos da Laguna de Araruama RJ, para avaliação do processo de eutrofização. Dissertação (mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2019.
- SMITH, V. H. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 10, n. 2, p. 126–139, 2003. Disponível em: <<https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>>.
- SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, v. 24, n. 4, p. 201–207, 2009.
- 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. 1–3, p. 179–196, 1999.

SMOLDERS, A. J. P. et al. Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry*, v. 54, n. 2, p. 219–228, 2001. Disponível em: <<https://doi.org/10.1023/A:1010660401527>>.

SOARES, M. C. S. et al. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, v. 13, n. 4, p. 257–269, 1 dez. 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2008.00379.x>>.

SOARES, M. C. S. et al. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 57, n. 2, p. 137–149, 2009. Disponível em: <<https://www.int-res.com/abstracts/ame/v57/n2/p137-149/>>.

SOARES, M. C. S. et al. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologica*, v. 42, n. 3, p. 197–203, 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0075951112000023>>.

SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, v. 506, n. 1, p. 135–145, 2003. Disponível em: <<https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd>>.

SPEARS, B. M. et al. Comparison of phosphorus (P) removal properties of materials proposed for the control of sediment p release in UK lakes. *Science of The Total Environment*, v. 442, p. 103–110, 2013a. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969712012661>>.

SPEARS, B. M. et al. 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, 2013b. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135413005770>>.

SPEARS, B. M. et al. A meta-analysis of water quality and aquatic macrophyte responses in 18 lakes treated with lanthanum modified bentonite (Phoslock®). *Water Research*, v. 97, p. 111–121, 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415301718>>.

STEFFENSEN, D. A. Economic cost of cyanobacterial blooms BT - Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. In: HUDNELL, H. K. (Ed.). New York, NY: Springer New York, 2008. p. 855–865.

STROOM, J. M.; KARDINAAL, W. E. A. How to combat cyanobacterial blooms: strategy toward preventive lake restoration and reactive control measures. *Aquatic Ecology*, v. 50, n. 3, p. 541–576, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10452-016-9593-0>>.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Recursos hídricos no século XXI*. Oficina de Textos. São Paulo. 2014.

UNIVERSIDAD DE COSTA RICA., C. H.; REYES-SALINAS, A.; MORQUECHO-ESCAMILLA, M. L. *Revista de biología tropical*. [s.l.] Universidad de Costa Rica, 2001. v. 49 Disponible em: <https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442001000200011>

VAN OOSTERHOUT, F. et al. Lanthanum in Water, Sediment, Macrophytes and chironomid larvae following application of Lanthanum modified bentonite to lake Rauwbraken (The Netherlands). *Science of The Total Environment*, v. 706, p. 135188, 2020. Disponible em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719351800>>.

VAN OOSTERHOUT, F. et al. Assessing the long-term efficacy of internal loading management to control eutrophication in Lake Rauwbraken. *Inland Waters*, v. 12, n. 1, p. 61–77, 2 jan. 2022. Disponible em: <<https://doi.org/10.1080/20442041.2021.1969189>>.

VARJO, E. et al. A new gypsum-based technique to reduce methane and phosphorus release from sediments of eutrophied lakes: (Gypsum treatment to reduce internal loading). *Water Research*, v. 37, n. 1, p. 1–10, 2003. Disponible em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135402002646>>.

VAN LIERE, D. W.; WIEPKEMA, P. R. Effects of long-term deprivation of sand on dustbathing behaviour in laying hens. *Animal Behaviour*, v. 43, p. 549–558, 1992.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; BRDJANOVIC, D. Anticipating the next century of wastewater treatment. *Science*, v. 344, n. 6191, p. 1452–1453, 27 jun. 2014. Disponible em: <<https://doi.org/10.1126/science.1255183>>.

VAN DE GRAAF, J. 2016. Blue Busters. aanpak blauwalgenoverlast met bijvangst 2015–2016. Presentation at Platform Ecological Restoration of Lakes Meeting, May 12th 2016. Disponible em: <<https://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/water-ruimte/ecologie/platform-meren/lezingen/@177492/lezingen-pehm-12-mei/>>.

VOPEL, K. et al. Modification of sedimentwater solute exchange by sediment-capping materials: effects on O₂ and pH. *Marine and Freshwater Research*, v. 59, n. 12, p. 1101–1110, 2008. Disponible em: <<https://doi.org/10.1071/MF08130>>.

WAAJEN, G. et al. Management of eutrophication in Lake De Kuil (The Netherlands) using combined flocculant – Lanthanum modified bentonite treatment. *Water Research*, v. 97, p. 83–95, 2016a. Disponible em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.034>>.

WAAJEN, G. et al. Geo-engineering experiments in two urban ponds to control eutrophication. *Water Research*, v. 97, p. 69–82, 2016b. Disponible em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415303961>>.

WAAJEN, G.; LÜRLING, M.; VAN DE SANDE, R. The unfulfilled promise of urban Lake Kleine Melanen (The Netherlands): Diagnostics, experiment on reduction of sediment P-release and in-lake restoration. *Lake and Reservoir Management*, v. 35, n. 1, p. 8–24, 2 jan. 2019. Disponible em: <<https://doi.org/10.1080/10402381.2018.1505791>>.

WETZEL, R. G. *Limnology: lake and river ecosystems*. [s.l.] gulf professional publishing, 2001.

WU, F.; QING, H.; WAN, G. Regeneration of N, P and Si Near the Sediment/water Interface of Lakes from Southwestern China Plateau. *Water Research*, v. 35, n. 5, p. 1334–1337, 2001. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135400003808>>.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). 2017. The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater: The Untapped Resource. Paris, UNESCO.

YASSERI, S.; EPE, T. S. Analysis of the La:P ratio in lake sediments ??? Vertical and spatial distribution assessed by a multiple-core survey. *Water Research*, v. 97, p. 96–100, 2016.

YAMADA-FERRAZ, T. M. et al. Assessment of Phoslock® application in a tropical eutrophic reservoir: An integrated evaluation from laboratory to field experiments. *Environmental Technology & Innovation*, v. 4, p. 194–205, 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186415000280>>.

YU, J. et al. Evaluation of simulated dredging to control internal phosphorus release from sediments: Focused on phosphorus transfer and resupply across the sediment-water interface. *Science of The Total Environment*, v. 592, p. 662–673, 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717304837>>.

WICKHAM, H. et al. Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686, 2019. Disponível em: <DOI: 10.21105/joss.01686>

ZEE, D. M. W. Estudo Ambiental: Poluição dos Recursos Hídricos da Baixada de Jacarepaguá. *Relatório Técnico. Depto. de Oceanografia*, UERJ. 75p, 1994.