



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA
AMBIENTAL**

EDLAYNE RAYANARA PONTES DE LIMA

**BIOTURBAÇÃO POR MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS
SOBRE A EFICIÊNCIA DE IMOBILIZAÇÃO DE FÓSFORO PELA
TÉCNICA “FLOC & LOCK” EM ÁGUAS EUTROFIZADAS**

CAMPINA GRANDE

2022

EDLAYNE RAYNARA PONTES DE LIMA

**BIOTURBAÇÃO POR MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS
SOBRE A EFICIÊNCIA DE IMOBILIZAÇÃO DE FÓSFORO PELA
TÉCNICA “FLOC & LOCK” EM ÁGUAS EUTROFIZADAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Área de concentração: Tecnologia de tratamento de águas e resíduos

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Joseline Molozzi

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Juliana dos Santos Severiano

CAMPINA GRANDE

2022

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

L732b Lima, Edlayne Raynara Pontes de.
Bioturbação por macroinvertebrados bentônicos sobre a eficiência de imobilização de fósforo pela técnica "Floc & Lock" em águas [manuscrito] / Edlayne Raynara Pontes de Lima. - 2022.
55 p. : il. colorido.

Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2022.
"Orientação : Profa. Dra. Joseline Molozzi, Departamento de Biologia - CCBS."
"Coorientação: Profa. Dra. Juliana dos Santos Severiano, UEPB - Universidade Estadual da Paraíba"
1. Eutrofização. 2. Coagulante. 3. Argila. 4. Melanoides tuberculata. 5. Bentonita. I. Título

21. ed. CDD 577.6

EDLAYNE RAYNARA PONTES DE LIMA

**BIOTURBAÇÃO POR MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS
SOBRE A EFICIÊNCIA DE IMOBILIZAÇÃO DE FÓSFORO PELA
TÉCNICA “FLOC & LOCK” EM ÁGUAS EUTROFIZADAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Área de concentração: Tecnologia de tratamento de águas e resíduos

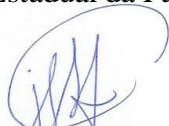
Aprovada em 30/08/2022

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dra. Joseline Molozzi

Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dra. Juliana dos Santos Severiano

Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa

Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dra. Camila Ferreira Mendes

Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela oportunidade de estar neste momento no plano terrestre evoluindo a cada dia.

Aos meus pais (in memoriam), Edna e Edilson, pela vida, pela boa criação, por todo amor, carinho, atenção, compreensão, amizade, por acreditarem em mim e me fazerem ser o que sou hoje. Sinto vocês comigo em todos os momentos, me fazendo mais forte para continuar seguindo. Amo muito vocês.

Aos meus irmãos, Ney e Nardinho, por serem os melhores irmãos que eu poderia ter. Com certeza a minha vida é mais fácil por ter vocês sempre comigo me apoiando, me dando amor e me trazendo paz.

À minha vovozinha, a matriarca da família e o pilar que sustenta toda ela. Não tenho palavras para descrever a minha gratidão e o amor que sinto pela senhora.

Aos meus tios, primos, sobrinhos, cunhada e toda minha família. Sou muito abençoada por ter vocês. Gratidão por sempre desejarem o melhor para mim.

À Gabi, Kecis, Talita, Zira, Maga, Andréia, Luana, Manu, Misa, Jesy, Titica, Cayo e todos os meus amigos por estarem sempre comigo me protegendo e fazendo meus dias melhores, com muito amor, carinho e amizade.

À minha orientadora e coorientadora, Joseline e Juliana, por todo carinho, força, paciência, compreensão, aprendizado, broncas, ajuda e alegrias que passei com vocês. Certamente que são as melhores orientadoras do mundo.

À Dany, Camila, Manu, Tati, Rani, Duda, Vitor, Dayrla, Dayany, Adriano, Gustavo e a todos que fazem o LEAQ e LEB. Gratidão por toda a ajuda e aprendizados. A realização desse trabalho foi leve e divertida graças a vocês e os levarei para sempre em meu coração.

Aos membros das bancas de Plano de Dissertação, Qualificação e Defesa de Mestrado, Etham, Iza, Camila e Bruno, pelas sugestões e contribuições no desenvolvimento desse trabalho.

À Universidade Estadual da Paraíba e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Aos docentes toda minha gratidão pelos ensinamentos, tempo e esforços. Aos diretores, coordenadores, administração e motoristas por me proporcionarem o melhor dos ambientes para que esse trabalho fosse realizado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) pelo apoio financeiro.

Esses anos de mestrado não foram fáceis, mas cada um de vocês foi fundamental para me fazer mais forte e continuar seguindo. Minha eterna gratidão por toda a força, todo carinho e contribuições. Sem vocês não teria conseguido chegar até aqui.

RESUMO

A eutrofização artificial é um fenômeno que vem diminuindo a qualidade da água devido à entrada rápida de nutrientes, como o fósforo (P) e nitrogênio (N), nos corpos aquáticos e, para atenuá-la, é necessário cessar o aporte deles advindo tanto de fontes externas, pontuais e difusas, como fontes internas, a qual ocorre devido a recirculação do P a partir do sedimento. Para o controle das fontes internas de P há uma técnica chamada *Floc & Lock*, que utiliza coagulantes (*Floc*) e argilas (*Lock*), para precipitar esse nutriente, inativando-o na camada sedimentar e o impedindo que retorne a coluna d'água. Contudo, após a aplicação desses produtos, é necessária uma atenção maior sobre os macroinvertebrados bentônicos, os quais podem perturbar o sedimento devido à bioturbação, podendo modificar a eficiência da técnica. Neste estudo realizamos um ensaio experimental em microcosmo utilizando como coagulante o policloreto de alumínio (PAC) e como argila a bentonita modificada com lantânio (LMB) na técnica *Floc & Lock*, os quais foram adicionados isolados e combinados, em triplicata, para avaliar a eficiência da remoção do fósforo total (TP), fósforo solúvel reativo (SRP) e clorofila-a (Chlor-a) de água eutrofizada. Além disso, foi observado o efeito da bioturbação causada por duas espécies de macroinvertebrados bentônicos (*Melanoides tuberculata* e *Chironomus sancticaroli*) sobre as concentrações TP, SRP e Chlor-a na água superficial e água de fundo, verificando se houve interferência na aplicação da técnica e se diferentes espécies, com diferentes tipos de bioturbação, tiveram efeitos significativos sobre ela. Observou-se que a adição do PAC e a combinação dele com a LMB reduziram as concentrações de P e Chlor-a da água, já a LMB isolada não teve efeito significativo sobre a redução do nutriente. As larvas de *C. sancticaroli* auxiliaram na remoção do TP, SRP e biomassa algal da coluna d'água e seu depósito no sedimento, enquanto que a presença dos *M. tuberculata* aumentou as quantidades de TP e Chlor-a na água superficial e diminuiu na água de fundo nos tratamentos PAC e PAC combinado com LMB. Algumas espécies de macroinvertebrados bentônicos são dominantes em ambientes eutrofizados por serem resistentes à poluição e é importante perceber as alterações que eles podem causar na técnica *Floc & Lock* devido aos custos com a aplicação e também verificar os possíveis impactos que sua utilização pode ocasionar.

Palavras-Chave: Eutrofização. Coagulante. Argila. *Melanoides tuberculata*. *Chironomus sancticaroli*. Bentonita.

ABSTRACT

Artificial eutrophication is a phenomenon that has been decreasing water quality due to the rapid entry of nutrients, such as phosphorus (P) and nitrogen (N), into aquatic bodies and, in order to mitigate it, it is necessary to stop their contribution from both from external, point and diffuse sources, such as internal sources, which occurs due to the recirculation of P from the sediment. For the control of internal sources of P, there is a technique called Floc & Lock, which uses coagulants (Floc) and clays (Lock), to precipitate this nutrient, inactivating it in the sedimentary layer and preventing it from returning to the water column. However, after the application of these products, greater attention is needed on benthic macroinvertebrates, which can disturb the sediment due to bioturbation, which can modify the efficiency of the technique. In this study, we carried out an experimental test in microcosm using polyaluminium chloride (PAC) as coagulant and lanthanum-modified bentonite (LMB) as clay in the Floc & Lock technique, which were added singly and combined, in triplicate, to evaluate the efficiency. removal of total phosphorus (TP), soluble reactive phosphorus (SRP) and chlorophyll-a (Chlor-a) from eutrophic water. In addition, the effect of bioturbation caused by two species of benthic macroinvertebrates (*Melanoides tuberculata* and *Chironomus sancticaroli*) on TP, SRP and Chlor-a concentrations in surface water and bottom water was observed, verifying if there was any interference in the application of the technique and whether different species, with different types of bioturbation, had significant effects on it. It was observed that the addition of PAC and its combination with LMB reduced the concentrations of P and Chlor-a in the water, whereas LMB alone had no significant effect on the reduction of the nutrient. *C. sancticaroli* larvae helped in the removal of TP, SRP and algal biomass from the water column and its deposit in the sediment, while the presence of *M. tuberculata* increased the amounts of TP and Chlor-a in surface water and decreased in the bottom water in the PAC and PAC treatments combined with LMB. Some species of benthic macroinvertebrates are dominant in eutrophic environments because they are resistant to pollution and it is important to understand the changes they can cause in the Floc & Lock technique due to application costs and also to verify the possible impacts that their use can cause.

Keywords: Eutrophication. Coagulant. Clay. *Melanoides tuberculata*. *Chironomus sancticaroli*. Bentonite.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1. Esquema do delineamento experimental. LMB, bentonita modificada com lantânio (100 mg L^{-1}); PAC, policloreto de alumínio (8 mg Al L^{-1}); TP, fósforo total; SRP, fósforo solúvel reativo; MYC, microcistinas totais; SAX, saxitoxinas totais; CYL, cilindrospermopsinas totais.....36
- Figura 2. Fósforo total, fósforo solúvel reativo e biomassa algal (clorofila-a) na superfície da água nos tratamentos sem adição de LMB e PAC (A, E e I), com adição da LMB (B, F e J), com adição de PAC (C, G e K) e com a adição de LMB e PAC (D, H e L), sem macroinvertebrados bentônicos e com a presença de *C. sancticaroli* e *M. tuberculata*. As barras de erros indicam o desvio padrão ($n=4$).....43
- Figura 3. Fósforo total, fósforo solúvel reativo e biomassa algal (clorofila-a) no topo (A, B e C) e fundo (D, E e F) dos aquários após 72h nos tratamentos sem adição de LMB e PAC, com adição da LMB, com adição de PAC e com a adição de LMB e PAC, sem macroinvertebrados bentônicos e com a presença de *C. sancticaroli* e *M. tuberculata*. Barras de erro indicam o desvio padrão ($n=4$).....45
- Figura 4. Regressão linear da concentração na superfície e no fundo dos aquários do fósforo total (TP) (A), fósforo solúvel reativo (SRP) (B) e biomassa algal (Clorofila-a) (C) nos tratamentos sem macroinvertebrados (cinza), com a presença de *C. sancticaroli* (roxo) e *M. tuberculata* (rosa).....46
- Figura 5. Fotografias destacando o fundo dos aquários (interface água-sedimento) no tempo 0h (antes da aplicação dos produtos) e após 2 e 72h da aplicação da bentonita modificada com lantânio e do cloreto de polialumínio, isolados (+LMB e +PAC, respectivamente) e combinados (+LMB e PAC), sem a presença de macroinvertebrados bentônicos e com larvas de *C. sancticaroli* e *M. tuberculata*.....47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Delineamento das amostragens de água no experimento.....	37
Tabela 2: Eficiências de Remoção (%) de fósforo total (TP), fósforo solúvel reativo (SRP) e clorofila-a (Chlor-a) 2h após a aplicação dos tratamentos bentonita modificada com lantânio (LMB, 100 mg L ⁻¹) e policloreto de alumínio (PAC, 8 mg Al L ⁻¹), isolados e combinados, em aquários sem macroinvertebrados, com <i>M. tuberculata</i> e <i>C. sancticaroli</i> . Dados com mesma letra não diferem significativamente (p<0.05).....	40
Tabela 3. Valores de F e p da ANOVA dois fatores dos efeitos isolados dos produtos, dos macroinvertebrados, do tempo e da interação entre esses fatores sobre o fósforo total (TP), o fósforo solúvel reativo (SRP) e a biomassa algal (clorofila a; Chlor-a). ns, não significativo.....	44
Tabela 4. Valores de F e p da ANOVA dois fatores dos efeitos isolados dos produtos, dos macroinvertebrados, do tempo e da interação entre esses fatores sobre o fósforo total (TP), o fósforo solúvel reativo (SRP) e a biomassa algal (clorofila a; Chlor-a) no fundo dos aquários após 72 h de experimentação. ns, não significativo.....	45

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	10
2. REVISÃO DE LITERATURA	13
2.1. Eutrofização.....	13
2.2. Técnica de restauração de águas eutrofizadas	14
2.3. Macroinvertebrados bentônicos e a bioturbação	16
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	20

ARTIGO: Quais os efeitos de macroinvertebrados bentônicos com diferentes comportamentos de bioturbação sobre a eficiência da técnica *Floc & Lock* de mitigação da eutrofização?

1. INTRODUÇÃO	29
2. MATERIAIS E MÉTODOS	33
2.1. Amostras de água e sedimento para o experimento.....	33
2.2. Coagulante e Argila	33
2.3. Fonte e manutenção em laboratório de <i>M. tuberculata</i> e <i>C. sancticaroli</i>	34
2.4. Delineamento experimental.....	35
2.5. Processamento de amostras e análises laboratoriais	37
2.6. Análises estatísticas	38
3. RESULTADOS	39
3.1. Eficiência de remoção de fósforo e biomassa algal com a adição do coagulante e argila.....	39
3.2. Efeito dos macroinvertebrados na eficiência do coagulante e argila isolados e combinados	41
4. DISCUSSÃO	48
5. CONCLUSÕES	50
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51
ANEXO	55

1. INTRODUÇÃO GERAL

Atualmente, uma grande preocupação com relação à qualidade da água no mundo é o processo de eutrofização artificial, causado pela ação humana, devido à grande quantidade de nutrientes lançados direto ou indiretamente nos ambientes aquáticos (LE MOAL et al., 2019). Esse aumento excessivo de nutrientes na água, principalmente o fósforo (P) e nitrogênio (N), traz consigo diversos problemas como aumento na quantidade de cianobactérias, depleção de oxigênio e, por fim, ocasiona um desequilíbrio no ecossistema aquático (PADEDDA et al., 2017). Os danos causados pela eutrofização podem ser irreparáveis e vão desde perdas econômicas e sociais tal qual o aumento dos custos com o tratamento da água para torná-la potável, redução da pesca local e potencial recreativo do corpo aquático, até causar riscos a saúde humana devido as cianotoxinas liberadas por algumas espécies de cianobactérias (HARPER, 1992).

Para se conseguir o controle da eutrofização, a atenção tem se voltado, primeiramente, em reprimir a quantidade de P proveniente de fontes pontuais e difusas, já que o N oriundo do ciclo biogeoquímico pode ser fixado por algumas espécies de cianobactérias e assim não seria contido caso fosse freada a quantidade desse nutriente (SCHINDLER, 2012). Cessado o aporte de P de fontes externas, é necessário impedir a ciclagem interna do nutriente a partir do sedimento, o qual pode ser continuamente liberado para a coluna d'água se não for inibido (KOWALCZEWSKA-MADURA et al., 2018) e, para esta situação, técnicas foram especificamente criadas, como a técnica de engenharia denominada *Floc & Lock* (VAN OOSTERHOUT; LÜRLING, 2011).

Essa técnica compreende em combinar baixas dosagens de um coagulante (*floc*) juntamente com um adsorvente (lastro) de P (*lock*), que são misturados a água na parte mais superficial do corpo aquático (VAN OOSTERHOUT; LÜRLING, 2011). O coagulante tem a função de agregar-se à matéria orgânica e inorgânica, agrupando-as em flocos que se precipitam e acumulam-se no sedimento (LÜRLING; OOSTERHOUT, 2013; VAN OOSTERHOUT; LÜRLING, 2011). São comumente utilizados para tal os sais metálicos, como os sais de alumínio, principalmente o policloreto de alumínio (PAC)(COOKE et al., 1993). O adsorvente, que geralmente pode ser argila natural ou modificada, auxilia na precipitação e imobiliza o P no sedimento impedindo que volte à coluna d'água, sendo a bentonita modificada com lantânio (LMB) o adsorvente sólido mais aplicado (LÜRLING; OOSTERHOUT, 2013;

VAN OOSTERHOUT; LÜRLING, 2011). No estudo realizado por Van Oosterhout e Lürling (2011), precursores dessa técnica, ocorrido no lago Rauwbraken na Holanda em 2008, verificou-se que houve uma melhora significativa na qualidade da água após a aplicação do coagulante policloreto de alumínio juntamente com a bentonita modificada com lantânio, diminuindo as concentrações de clorofila-a para níveis abaixo de $2\mu\text{gL}^{-1}$ e havendo a remoção de cianobactérias filamentosas, mudando o nível trófico do lago de eutrófico/hipertrófico para oligo/mesotrófico.

Um fato para se levar em consideração é que, devido ao desequilíbrio nos níveis tróficos que a eutrofização causa, há uma maior predominância de organismos resistentes à poluição da água (PAN et al., 2015), como é o caso de algumas espécies de macroinvertebrados bentônicos, os quais habitam o sedimento e podem interferir na eficácia da técnica atuando no P imobilizado de maneira positiva ou negativa devido às atividades de bioturbação (LESLIE; LAMP, 2019). A bioturbação é o processo em que esses organismos modificam a camada sedimentar por ação da locomoção, construções de tocas, alimentação ou qualquer outra movimentação que desestruture o substrato (KRISTENSEN et al., 2012).

A bioturbação é realizada de maneiras distintas para a comunidade bentônica (KRISTENSEN et al., 2012), a exemplo do molusco exótico *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774), os quais rastejam em busca de alimento e costumam enterrar-se em camadas mais rasas de sedimento (LIVSHITS; FISHELSON, 1983). Esse comportamento pode modificar a distribuição do coagulante e argila precipitados, podendo interferir na eficácia desses materiais (SHEN; YUAN; WANG, 2020). Outra forma de bioturbação é a construção de tocas em formato de U, muito comum para muitas espécies de Chironomidae, os quais bioirrigam a água acima dessas construções para assim alimentar-se de fitoplâncton suspensos e obter oxigênio (ANDERSEN; JØRGENSEN; JENSEN, 2006; CHEN et al., 2016). A entrada do oxigênio nessas tocas e o posterior abandono delas podem interferir na adsorção ou dessorção de P nos arredores por efeito das reações de oxidação-redução devido à presença de oxi-hidróxido de Fe (II) e Fe (III), ajudando ou não a técnica *Floc & Lock* na imobilização desse nutriente presente no sedimento (BARANOV; LEWANDOWSKI; KRAUSE, 2016; YAN et al., 2020).

Por esses motivos, estudos sobre os efeitos da bioturbação realizada por macroinvertebrados bentônicos na a imobilização do P é de fundamental importância para obtenção do êxito na técnica *Floc & Lock*, utilizada para restauração de corpos

aquáticos eutrofizados e mitigação de florações de cianobactérias, uma vez que ela facilita o tratamento da água para o abastecimento público, sendo favorável para a melhoria da saúde pública e, além disso, o custo com sua aplicação é elevado e o mau desempenho dela implica em prejuízos financeiros para empresas gestoras de água, autoridades e população (SPEARS et al., 2013).

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Eutrofização

O termo eutrofização refere-se a um processo de aumento excessivo de nutrientes desencadeado por uma mudança na quantidade, proporções relativas ou formas químicas de nitrogênio e fósforo, que entram nos sistemas aquáticos (LE MOAL et al., 2019). Como consequência desse aumento ocorrerá, como efeitos primários, potencial crescimento da biomassa de algas, plantas aquáticas e cianobactérias (LÜRLING; VAN OOSTERHOUT; FAASSEN, 2017). De efeitos secundários verifica-se a redução na penetração da luz, depleção de oxigênio dissolvido, perdas de vegetação submersas e habitat associado, mudanças na estrutura, no funcionamento e também morte das comunidades de fitoplâncton, zooplâncton, fauna bentônica e peixes (GLIBERT, 2017; WANG et al., 2018).

A eutrofização causa uma evidente deterioração da qualidade da água, podendo torná-la potencialmente danosa para seres humanos e animais devido às poderosas toxinas que algumas espécies de cianobactérias podem produzir (LIN et al., 2020; VINÇON-LEITE; CASENAVE, 2019; WAAJEN et al., 2016) e que também causam um impacto significativo às empresas responsáveis pelo fornecimento de água devido a um acréscimo ao custo total com produtos químicos e ajustes nas operações de tratamento (CERON, 2015).

Esse fenômeno pode ocorrer de forma natural, acompanhando o curso normal do envelhecimento do sistema aquático ao longo do tempo geológico, de maneira lenta e gradual (BHAGOWATI; AHAMAD, 2019). Vai depender de fatores ambientais como longos períodos de permanência na água, altas temperaturas, uma quantidade suficiente de luz (LE MOAL et al., 2019) associado à origem natural de fósforo, devido à dissolução dos compostos do solo, à decomposição da matéria orgânica e à decomposição celular de microrganismos (BOEYKENS et al., 2017).

A partir do século XX, devido ao aumento populacional, houve, concomitantemente, um aumento na intensidade de uso do solo e volume de resíduos (SCHINDLER et al., 2016), no que deu início a uma nova onda de eutrofização que vem se espalhando e afetando muitos lagos, reservatórios, rios e áreas costeiras ao redor do mundo (LE MOAL et al., 2019). Essa eutrofização de origem antrópica, também chamada de eutrofização cultural ou artificial, é reconhecida pelo acelerado aumento das concentrações de nutrientes (COOK et al., 2016), as quais podem derivar de fontes

externas pontuais, como resíduos industriais e domésticos lançados diretamente na bacia hidrográfica, e também de fontes externas difusas (não pontuais), por meio da lixiviação de solos agrícolas e terras naturais após o desmatamento, e a deposição atmosférica de compostos de nitrogênio oxidados da combustão de combustíveis fósseis, o que corresponde a um processo lento e difícil de controlar (FASTNER et al., 2016; SERRANO et al., 2017; ZARAGÜETA; ACEBES, 2017).

2.2. Técnica de restauração de águas eutrofizadas

O primeiro ponto para se alcançar a restauração de um corpo aquático eutrofizado é cessar o aporte externo de fontes pontuais e difusas de fósforo, sendo uma abordagem mais viável para limitar florações de espécies tóxicas de cianobactérias em águas doces, já que algumas delas detêm a capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico advindo do ciclo biogeoquímico (SCHINDLER, 2012). Além disso, restringir apenas o fósforo também traz implicações financeiras bem menos custosas em relação à redução de ambos os elementos (SCHINDLER, 2012) e não há evidências de que a remoção de nitrogênio seja eficaz na redução da biomassa de algas (SCHINDLER et al., 2016).

Muitas vezes, só a diminuição do aporte externo de fósforo não funciona, já que esse nutriente fica depositado no sedimento e tem alto potencial de liberação para o corpo aquático o que impede a melhoria da qualidade da água (WANG; JIANG, 2016). A liberação vai depender das condições ambientais como características dos sedimentos e coluna de água, pH, temperatura, ressuspensão, difusão, atividades microbianas e de bioturbação, matéria orgânica dos sedimentos e sua reatividade, potencial redox e concentrações de alumínio, ferro e cálcio (BORMANS; MARŠÁLEK; JANČULA, 2015).

São necessárias abordagens adicionais para reduzir a ciclagem interna do fósforo (LÜRLING et al., 2016) que podem incluir processos mecânicos, como a dragagem de sedimentos, processos biológicos, com biomanipulações, e processos físicos e químicos, através da precipitação do fósforo por meio da adição de sais de alumínio e ferro, por exemplo (VON SPERLING, 2007; YU et al., 2017). Uma das soluções atuais é o uso da geo-engenharia, a qual controla processos biogeoquímicos utilizando-se de produtos naturais ou manipulados (inovações industriais) que, quando aplicados na coluna d'água, reduzem as concentrações de fósforo e, conseqüentemente, restringem a

biomassa fitoplantônica, obtendo resultados satisfatórios por melhorar a estrutura e funções ecológicas dos corpos aquáticos (MACKAY et al., 2014).

Fazendo o uso da geoengenharia, a técnica *Floc & Lock*, criada pelos pesquisadores Van Oosterhout e Lürling (2011), foi utilizada pela primeira vez no pequeno lago Rauwbraken, na Holanda, com o objetivo de inativar o fósforo da coluna d'água, precipitando as partículas e bloqueando a liberação desse nutriente contido no sedimento utilizando uma combinação de uma baixa dosagem de coagulante (*Floc*) com um adsorvente de fósforo (*Lock*), o que teve efeito positivo no combate de florações de cianobactérias, pois foram efetivamente removidas da coluna de água.

Tradicionalmente, são aplicados como coagulantes para restauração dos lagos eutrofizados, sais inorgânicos de metais como os de alumínio, cálcio e ferro (COPETTI et al., 2016). Porém, às vezes, só a aplicação de coagulantes metálicos resulta em flocos de baixa densidade que podem ser facilmente ressuspensos e redistribuídos por distúrbios da água, levando a redução da eficiência do controle de fósforo (SADEGHI et al., 2019). Com isso, a combinação de baixa dose de coagulante com um adsorvente faz-se útil. Fornece o controle da eutrofização em longo prazo devido à precipitação do fósforo presente na coluna d'água juntamente com agregados de células/colônias intactas de algas e cianobactérias e também a imobilização de qualquer fosfato liberado pelas células e sedimentos precipitados, fixando no sedimento e o inativando (LÜRLING; OOSTERHOUT, 2013; MIRANDA et al., 2017; VAN OOSTERHOUT; LÜRLING, 2011).

Nos últimos anos houve um aumento no uso de formas polimerizadas de coagulantes metálicos, como o policloreto de alumínio (PAC), que vem sendo amplamente utilizado no tratamento de água devido ao seu custo reduzido e maior disponibilidade de diferentes produtos no mercado (GHAFARI et al., 2009). São produzidos comercialmente pela reação entre sais de alumínio e base sob condições controladas (SADEGHI et al., 2019). Afirma-se que esses produtos são mais vantajosos que os coagulantes convencionais, pois exercem uma maior remoção de partículas e/ou orgânicos em uma ampla faixa de pH, apresentam um menor consumo de alcalinidade durante a coagulação, por serem pré-neutralizados, e uma menor produção de lodo (JIANG; GRAHAM, 1998; SADEGHI et al., 2019).

Em um estudo feito por Lucena-Silva et al. (2019) evidenciou a eficiência de remoção do fósforo da coluna d'água através da aplicação dos coagulantes sulfato de alumínio e policloreto de alumínio em uma concentração de 8 mg Al. L⁻¹, na faixa de

pH ≥ 7 , havendo uma redução do fósforo total (TP) em $47 \pm 3\%$ com o sulfato de alumínio e de $53 \pm 1\%$ com o policloreto de alumínio. A redução do fósforo solúvel reativo (SRP) foi de $91 \pm 2\%$ para o sulfato de alumínio e $78 \pm 0\%$ para o policloreto de alumínio. No entanto, apesar da capacidade de remoção do fósforo, um ponto negativo sobre o uso de floculantes a base de alumínio é o potencial efeito nocivo sobre a biota devido a potencial toxicidade ou anoxia, diminuindo a densidade e riqueza de espécies (NOGARO; HARRIS; STEINMAN, 2016).

Utilizada como adsorvente sólido, a bentonita modificada com lantânio (LMB), também chamada de Phoslock®, desenvolvida por CSIRO Austrália, não altera o pH da água quando aplicado, o que pode torná-lo uma escolha melhor em lagos com baixas alcalinidades (REITZEL et al., 2013). É a mais utilizada e testada na tentativa de diminuir a ciclagem interna de fósforo de um corpo aquático a partir da adsorção e sedimentação desse nutriente e, desde o seu desenvolvimento e comercialização, vem demonstrando diferentes graus de sucesso em suas aplicações em sistemas aquáticos, às vezes evidenciando êxito como mitigador da eutrofização (ARAÚJO et al., 2018; DOUGLAS; LURLING; SPEARS, 2016; LÜRLING; WAAJEN; VAN OOSTERHOUT, 2014; WAAJEN et al., 2015).

2.3. Macroinvertebrados bentônicos e a bioturbação

As comunidades de macroinvertebrados bentônicos ocorrem em praticamente todos os tipos de corpos aquáticos em todo o mundo, habitando os substratos de fundo, e desempenham um papel vital no ecossistema, sendo responsáveis por grande parte da transferência de matéria orgânica através da cadeia alimentar (HAUER; LAMBERTI, 2017), por esse motivo, podem ser um meio de transferência para níveis tróficos mais altos através da bioacumulação (POULTON et al., 1995). São amplamente utilizados como indicadores biológicos aquáticos devido à sua sensibilidade a vários fatores naturais e estressores induzidos pelo homem (JI et al., 2020), aos longos ciclos de vida, a capacidade limitada de movimento (PAN et al., 2015) e por serem relativamente grandes, apresentando uma fácil visualização e amostragem (ALFENAS, 2010).

Níveis elevados de eutrofização são capazes de produzir efeitos em todo o ecossistema que influenciam todos os níveis tróficos, incluindo a fauna bentônica, que é frequentemente acompanhada por um declínio na diversidade de macroinvertebrados (PAN et al., 2015). Porém, as famílias Tubificidae e Chironomidae e os moluscos da

espécie *Melanoides tuberculata* apresentam uma maior riqueza e abundância em ambientes eutrofizados (GOMES et al., 2018; PAIVA et al., 2018). Isso já vem sendo extensivamente investigado e comprovado em diversos estudos, como o feito por Zhang et al. (2020) no lago Dianchi na China, que verificou uma homogeneização e dominância de espécies impulsionada pela eutrofização cultural. Houve uma perda maciça na biodiversidade de organismos bênticos e os membros predominantes eram de táxons tolerantes a um elevado estado trófico que governaram a composição e a estrutura da comunidade. Esses insetos aquáticos tolerantes são mais estudados e os mais coletados em amostras bentônicas em águas por serem indicadores de ambientes que sofreram perturbações severas (HAUER; LAMBERTI, 2017).

Macroinvertebrados bentônicos influenciam a biogeoquímica de elementos químicos em sistemas aquáticos através da bioturbação (KRISTENSEN et al., 2012), termo que é frequentemente usado na literatura científica para descrever como os organismos vivos afetam o substrato em que vivem, sendo definida como todos os processos de transporte (retrabalho de partículas ou ventilação) realizados pela fauna bentônica, que afetam direta ou indiretamente as matrizes de sedimentos (KRISTENSEN et al., 2012). Ocorre como consequência de escavação, alimentação, irrigação, ressuspensão, secreção, excreção e transporte dos organismos bentônicos alterando a estrutura e as propriedades do sedimento e, assim, influenciam a difusão, transporte de solutos e partículas, desempenhando um papel importante no fluxo de nutrientes, principalmente P e N, entre a água e o sedimento (BISWAS et al., 2009; REMAILI et al., 2016).

Os reservatórios de água eutróficos, temperados e rasos geralmente apresentam uma alta densidade de larvas de Chironomidae, organismos resistentes à poluição que vivem em tocas em forma de U com paredes feitas de detritos, diatomáceas, algas filamentosas e areia que são colados por meio de muco (ANDERSEN; JØRGENSEN; JENSEN, 2006). O efeito da bioturbação dos Chironomidae irá depender do estágio de desenvolvimento das larvas e da densidade de organismos (ANDERSEN; SKOVGAARD JENSEN, 1991) e pode afetar mobilidade do fósforo presente no sedimento devido à bioirrigação, atividade de bombeamento respiratório que gera uma corrente de água rica em oxigênio nas tocas e cria uma filtragem ativa para se alimentarem de fitoplâncton suspensos, estimulando a decomposição microbiana da matéria orgânica (CHEN et al., 2015; REITZEL et al., 2013).

Devido à entrada de água rica em oxigênio das tocas, o Fe (II) nas zonas em torno dessas galerias é oxidado e precipitado como oxi-hidróxidos de Fe (III), o qual tem alta capacidade de adsorção de fósforo, adsorvendo o fósforo solúvel reativo (SRP) e fósforo instável presente nas águas dos poros dos sedimentos e diminuindo o fluxo de liberação desse nutriente para a água sobrejacente (LEWANDOWSKI; RÜTER; HUPFER, 2002; REITZEL et al., 2013; ZHANG et al., 2010). Isso foi comprovado em um estudo realizado por Chen et al. (2015) que constatou que essa importação de água rica em oxigênio devido à bioturbação larval levou a diminuição de fósforo solúvel reativo em até 59%.

Antagonicamente, em experimento de coagulação e imobilização do fósforo por coagulante à base de alumínio feito por Andersen, Jørgensen e Jensen (2006), que investigaram a influência da bioturbação das larvas de *Chironomus plumosus* L. (Diptera: Chironomidae) sobre o fósforo presente em sedimentos de lago, mostrou que as larvas criavam tocas na camada de coagulante de alumínio e aumentavam significativamente a liberação do nutriente para a água sobreposta, contrastando com outro estudo conduzido por Nogaro, Harris e Steinman (2016). Nele as larvas de Chironomidae não estimularam a liberação de fósforo na presença de sulfato de alumínio, sugerindo que a bioturbação era insuficiente para superar a eficácia da inativação do fósforo.

Outra espécie frequentemente encontrada em reservatórios aquáticos, estabelecendo-se em todos os tipos de substratos, por ser facilmente transportada e altamente adaptável (POINTIER et al. 1993) são os *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (POINTIER; THÉRON; BOREL, 1993). Um molusco da classe gastrópode, exótico, nativo da Ásia e África (FACON et al., 2003; LÓPEZ-ALTARRIBA et al., 2019), invasor (COELHO et al., 2018) r-estrategista, podendo se reproduzir de forma partenogenética (JACOB, 1958; SAMADI et al., 1999), o que lhe confere o potencial de manter altas densidades populacionais (DAGAN; KOSMAN; BEN-AMI, 2017). Detém a capacidade de tolerar a variações ambientais e, por este motivo, sua ocorrência está correlacionada com as características dos reservatórios que apresentam diferentes níveis tróficos, podendo ser lóticos ou léticos e até salobros (FARANI et al., 2015; PERISSINOTTO et al., 2014; SANTOS; ESKINAZI-SANT'ANNA, 2010).

Melanoides tuberculata apresentam o hábito comportamental de enterrar-se em camadas mais superficiais do sedimento durante o dia e, durante a noite, ele se move

arrastando-se sobre o fundo do reservatório em busca de alimento (LIVSHITS; FISHELSON, 1983), raspando indiscriminadamente o substrato em busca de detritos, matéria orgânica sedimentar e microalgas bênticas fotossintéticas, desempenhando o papel como consumidor bentônico da produção primária (RAW et al., 2016). Essa espécie ocorre em altas densidades (ALMEIDA; NASCIMENTO FILHO; VIANA, 2018; PAIVA et al., 2018) e tem a capacidade de se deslocar, cavar, nadar ou capturar suas presas utilizando o pé, que é a estrutura muscular mais desenvolvida dos gastrópodes (CHASE, 2002) e devido a essas atividades, pode ressuspender os nutrientes presentes na camada de sedimentos.

Essas dinâmicas variadas de bioturbação realizadas por diferentes espécies de macroinvertebrados bentônicos são observadas e acarreta diferentes efeitos ao substrato (CHEN et al., 2015; YAN et al., 2020) e pode fazer com que a técnica *Floc & Lock*, aplicada para restauração de ambientes aquáticos eutrofizados sofra interferência podendo liberar, ou ajudar, na imobilização do P inativado no sedimento, mantendo ou não a aplicabilidade da técnica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALFENAS, G. F. M. **Variação espacial e temporal da assembléia de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema aquático preservado de mata atlântica**. Dissertação- Mestrado—[s.l.] Universidade Federal de Juiz de Fora, 2010.
- ALMEIDA, P. R. DE S.; NASCIMENTO FILHO, S. L. DO; VIANA, G. F. S. Effects of invasive species snails in continental aquatic bodies of Pernambucano semiarid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, n. 0, p. 1–10, 2018.
- ANDERSEN, F.; JØRGENSEN, M.; JENSEN, H. S. **The influence of Chironomus plumosus larvae on nutrient fluxes and phosphorus fractions in aluminum treated lake sediment**. Water, Air, and Soil Pollution: Focus. **Anais...2006**
- ANDERSEN, F. Ø.; SKOVGAARD JENSEN, H. The influence of chironomids on decomposition of organic matter and nutrient exchange in a lake sediment. **SIL Proceedings, 1922-2010**, v. 24, n. 5, p. 3051–3055, 1991.
- ARAÚJO, F. et al. Effects of polyaluminum chloride and lanthanum-modified bentonite on the growth rates of three *Cylindrospermopsis raciborskii* strains. **PLoS ONE**, v. 13, n. 4, p. 1–15, 2018.
- BARANOV, V.; LEWANDOWSKI, J.; KRAUSE, S. Bioturbation enhances the aerobic respiration of lake sediments in warming lakes. **Biology Letters**, v. 12, n. 8, p. 8–11, 2016.
- BHAGOWATI, B.; AHAMAD, K. U. A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v. 19, n. 1, p. 155–166, 2019.
- BISWAS, J. K. et al. Bioturbation potential of chironomid larvae for the sediment-water phosphorus exchange in simulated pond systems of varied nutrient enrichment. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 10, p. 1444–1453, 2009.
- BOEYKENS, S. P. et al. Eutrophication decrease: Phosphate adsorption processes in presence of nitrates. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 888–895, 2017.
- BORMANS, M.; MARŠÁLEK, B.; JANČULA, D. Controlling internal phosphorus loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms : a review. **Aquatic Ecology**, v. 50, n. 3, p. 407–422, 2015.
- CERON, L. P. A dualidade das algas: eutrofização em águas e a depuração de efluentes. **Revista TAE**, n. August 2011, 2015.
- CHASE, R. B. **Behavior and its neural control in gastropod molluscs**. New York, NY: Oxford University Press, 2002.
- CHEN, M. et al. Iron-coupled inactivation of phosphorus in sediments by macrozoobenthos (chironomid larvae) bioturbation: Evidences from high-resolution dynamic measurements. **Environmental Pollution**, v. 204, p. 241–247, 2015.
- CHEN, M. et al. Kinetics of phosphorus release from sediments and its relationship with iron speciation influenced by the mussel (*Corbicula fluminea*) bioturbation.

Science of the Total Environment, v. 542, p. 833–840, 2016.

COELHO, P. N. et al. Updated distribution and range expansion of the gastropod invader *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) in Brazilian waters. **BioInvasions Records**, v. 7, n. 4, p. 405–409, 2018.

COOK, S. C. et al. Freshwater eutrophication drives sharp reductions in temporal beta diversity. **Ecology**, v. 99, n. 1, p. 47–56, 2016.

COOKE, G. D. et al. Effectiveness of Al, Ca, and Fe salts for control of internal phosphorus loading in shallow and deep lakes. **Hydrobiologia**, v. 253, p. 323–335, 1993.

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

DAGAN, Y.; KOSMAN, E.; BEN-AMI, F. Cost of resistance to trematodes in freshwater snail populations with low clonal diversity. **BMC Ecology**, v. 17, n. 1, p. 1–8, 2017.

DOUGLAS, G. B.; LURLING, M.; SPEARS, B. M. Assessment of changes in potential nutrient limitation in an impounded river after application of lanthanum-modified bentonite. **Water Research**, v. 97, p. 47–54, 2016.

FACON, B. et al. A molecular phylogeography approach to biological invasions of the New World by parthenogenetic Thiarid snails. **Molecular Ecology**, v. 12, n. 11, p. 3027–3039, 2003.

FARANI, G. L. et al. The salt tolerance of the freshwater snail *Melanooides tuberculata* (Mollusca, Gastropoda), a bioinvader gastropod. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 10, n. 3, p. 212–221, 2015.

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.

GHAFAARI, S. et al. Application of response surface methodology (RSM) to optimize coagulation-flocculation treatment of leachate using poly-aluminum chloride (PAC) and alum. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, n. 2–3, p. 650–656, 2009.

GLIBERT, P. M. Eutrophication, harmful algae and biodiversity — Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, n. 2, p. 591–606, 2017.

GOMES, W. I. A. et al. Functional attributes of Chironomidae for detecting anthropogenic impacts on reservoirs: A biomonitoring approach. **Ecological Indicators**, v. 93, n. April, p. 404–410, 2018.

HARPER, D. Eutrophication of Freshwaters: Principles, Problems, Restoration. In: New York: Chapman & Hall, 1992. p. 1–28.

HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. **Methods in Stream Ecology**. 3rd Edition ed. [s.l.: s.n.].

JACOB, J. Cytological studies of Melaniidae (Mollusca) with special reference to parthenogenesis and polyploidy. II. A study of meiosis in the rare males of the polyploid race of *M. tuberculata* and *M. lineatus*. **Transactions of the Royal Society of Edinburgh**, v. 63, n. 20, p. 433–445, 1958.

JI, L. et al. Response of traditional and taxonomic distinctness diversity indices of benthic macroinvertebrates to environmental degradation gradient in a large Chinese shallow lake. **Environmental Science and Pollution Research**, 2020.

JIANG, J. Q.; GRAHAM, N. J. D. Pre-polymerised inorganic coagulants and phosphorus removal by coagulation - A review. **Water SA**, v. 24, n. 3, p. 237–244, 1998.

KOWALCZEWSKA-MADURA, K. et al. Internal Phosphorus Loading from the Bottom Sediments of a Dimictic Lake During Its Sustainable Restoration. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 229, n. 8, 2018.

KRISTENSEN, E. et al. What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic sciences. **Marine Ecology Progress Series**, v. 446, p. 285–302, 2012.

LE MOAL, M. et al. Eutrophication: A new wine in an old bottle? **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1–11, 2019.

LESLIE, A. W.; LAMP, W. O. Burrowing macroinvertebrates alter phosphorus dynamics in drainage ditch sediments. **Aquatic Sciences**, v. 0, n. 0, p. 0, 2019.

LEWANDOWSKI, J.; RÜTER, K.; HUPFER, M. Two-dimensional small-scale variability of pore water phosphate in freshwater lakes: Results from a novel dialysis sampler. **Environmental Science and Technology**, v. 36, n. 9, p. 2039–2047, 2002.

LIN, S. S. et al. Sustainable development and environmental restoration in Lake Erhai, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 258, 2020.

LIVSHITS, G.; FISHELSON, L. Biology and reproduction of the freshwater snail *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Prosobranchia) in Israel. **Israel Journal of Zoology**, v. 32, n. 1, p. 21–35, 1983.

LÓPEZ-ALTARRIBA, E. et al. *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) and *Tarebia granifera* (Lamarck, 1816) in the Vicente Guerrero reservoir (NE Mexico). **BioInvasions Records**, v. 8, 2019.

LUCENA-SILVA, D. et al. Removal efficiency of phosphorus, cyanobacteria and cyanotoxins by the “flock & sink” mitigation technique in semi-arid eutrophic waters. **Water Research**, v. 159, p. 262–273, 2019.

LÜRLING, M. et al. Editorial – A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. **Water Research**, v. 97, p. 1–10, 2016.

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

LÜRLING, M.; VAN OOSTERHOUT, F.; FAASSEN, E. Eutrophication and warming boost cyanobacterial biomass and microcystins. **Toxins**, v. 9, n. 2, p. 1–16, 2017.

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.

MACKAY, E. B. et al. Geoengineering in lakes: Welcome attraction or fatal distraction? **Inland Waters**, v. 4, n. 4, p. 349–356, 2014.

MIRANDA, M. et al. The efficiency of combined coagulant and ballast to remove harmful cyanobacterial blooms in a tropical shallow system. **Harmful Algae**, v. 65, p. 27–39, 2017.

NOGARO, G.; HARRIS, A. M.; STEINMAN, A. D. Alum application, invertebrate bioturbation, and sediment characteristics interact to affect phosphorus exchange in eutrophic ecosystems. **Freshwater Science**, v. 35, n. 2, p. 597–610, 2016.

PADEDDA, B. M. et al. Consequences of eutrophication in the management of water resources in Mediterranean reservoirs: A case study of Lake Cedrino (Sardinia, Italy). **Global Ecology and Conservation**, v. 12, p. 21–35, 2017.

PAIVA, F. F. et al. Environmental factors influencing the occurrence of alien mollusks in semi-arid reservoirs. **Limnetica**, v. 37, n. 2, p. 187–198, 2018.

PAN, B. et al. Macroinvertebrate responses to regime shifts caused by eutrophication in subtropical shallow lakes. **Chicago Journals**, v. 34, n. 3, p. 942–952, 2015.

PERISSINOTTO, R. et al. Biodiversity census of lake St Lucia, iSimangaliso Wetland Park (South Africa): Gastropod molluscs. **ZooKeys**, v. 43, n. 440, p. 1–43, 2014.

POINTIER, J. P.; THÉRON, A.; BOREL, G. Ecology of the introduced snail *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) in relation to *Biomphalaria glabrata* in the marshy forest zone of Guadeloupe, French West Indies. **Journal of Molluscan Studies**, v. 59, p. 421–428, 1993.

POULTON, B. C. et al. Relations between benthic community structure and metals concentrations in aquatic macroinvertebrates: Clark Fork River, Montana. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 10, n. 3, p. 277–293, 1995.

RAW, J. L. et al. Feeding dynamics of *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774). **Journal of Molluscan Studies**, v. 82, n. 2, p. 328–335, 2016.

REITZEL, K. et al. Effects of Phoslock® treatment and chironomids on the exchange of nutrients between sediment and water. **Hydrobiologia**, v. 703, n. 1, p. 189–202, 2013.

REMAILI, T. M. et al. The impact of sediment bioturbation by secondary organisms on metal bioavailability, bioaccumulation and toxicity to target organisms in benthic bioassays: Implications for sediment quality assessment. **Environmental Pollution**, v. 208, p. 590–599, 2016.

SADEGHI, S. et al. Synergistic effects of polyaluminum chloride and Phoslock on phosphate and cyanobacteria removal in eutrophic lake water. **AWWA Water Science**, v. 1, n. 5, p. 1–13, 2019.

SAMADI, S. et al. Microsatellite and morphological analysis of population structure in the parthenogenetic freshwater snail *Melanoides tuberculata*: Insights into the creation

of clonal variability. **Molecular Ecology**, v. 8, n. 7, p. 1141–1153, 1999.

SANTOS, C.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. The introduced snail *Melanoides Tuberculatus* (Muller, 1774) (Mollusca: Thiaridae) in aquatic ecosystems of the Brazilian Semiarid Northeast (Piranhas-Assu River basin, State of Rio Grande do Norte). **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 1, p. 1–7, 2010.

SCHINDLER, D. W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 279, n. 1746, p. 4322–4333, 2012.

SCHINDLER, D. W. et al. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 17, p. 8923–8929, 2016.

SERRANO, L. et al. A new tool for the assessment of severe anthropogenic eutrophication in small shallow water bodies. **Ecological Indicators**, v. 76, p. 324–334, 2017.

SHEN, X.; YUAN, N.; WANG, C. The bioturbation effect of the snail *Bellamya aeruginosa* on phosphorus immobilisation by drinking water treatment residue in sediment: A long-term continuous flow test. **Journal of Environmental Management**, v. 266, n. April, p. 110579, 2020.

SPEARS, B. M. et al. Geo- Engineering in Lakes - A Call for Consensus. **Environmental Science & Technology**, p. 3953–3954, 2013.

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

VINÇON-LEITE, B.; CASENAVE, C. Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 2985–3001, 2019.

VON SPERLING, M. **Wastewater characteristics, treatment and disposal**. [s.l.] Department of Sanitary and Environmental. Engineering Federal University of Minas Gerais, Brazil. IWA Publishing, Alliance House, 12 Caxton Street, London SW1H 0QS, UK, 2007. v. 1

WAAJEN, G. et al. Management of eutrophication in Lake De Kuil (The Netherlands) using combined flocculant and Lanthanum modified bentonite treatment. **Water Research**, 2015.

WAAJEN, G. et al. Geo-engineering experiments in two urban ponds to control eutrophication. **Water Research**, v. 97, p. 69–82, 2016.

WANG, B. et al. A historical overview of coastal eutrophication in the China Seas. **Marine Pollution Bulletin**, v. 136, n. September, p. 394–400, 2018.

WANG, C.; JIANG, H. L. Chemicals used for in situ immobilization to reduce the internal phosphorus loading from lake sediments for eutrophication control. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 10, p. 947–997, 2016.

YAN, W. et al. Mechanism of phosphorus mobility in sediments with larval (*Propilocerus akamusi*) bioturbation. **Environmental Science and Pollution**

Research, v. 27, n. 7, p. 7538–7548, 2020.

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**, 2017.

ZARAGÜETA, M.; ACEBES, P. Controlling Eutrophication in A Mediterranean Shallow Reservoir by Phosphorus Loading Reduction : The Need for an Integrated Management Approach. **Environmental Management**, p. 635–651, 2017.

ZHANG, L. et al. Impact of different benthic animals on phosphorus dynamics across the sediment-water interface. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 11, p. 1674–1682, 2010.

ARTIGO

Quais os efeitos de macroinvertebrados bentônicos com diferentes comportamentos de bioturbação sobre a eficiência da técnica *Floc & Lock* de mitigação da eutrofização?

Edlayne Rayanara Pontes de Lima¹; Juliana dos Santos Severiano^{2*}; Daniely de Lucena-Silva^{1,2}; Jefferson Vitor Melo Cabral²; Maria Eduarda Verissimo Santana¹, Bruno Renaly Souza Figueiredo³, José Etham de Lucena Barbosa² and Joseline Molozzi¹

¹Laboratório de Ecologia de Bentos, Departamento de Biologia/Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental/ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba. Rua Baraúnas nº. 351 - Complexo Três Marias, Prédio de Biologia, Térreo - sala 8. Universitário, CEP 58.429-500, Campina Grande, Paraíba, Brasil

²Laboratório de Ecologia Aquática, Departamento de Biologia/Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação e Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba. Rua Baraúnas nº. 351 - Complexo Três Marias, Prédio de Biologia, Térreo - sala 10. Universitário, CEP 58.429-500, Campina Grande, Paraíba, Brasil

³Laboratório de Biodiversidade Aquática, Departamento de Ecologia e Zoologia/Programa de Pós-graduação em Ecologia. Universidade Federal de Santa Catarina

*Autor correspondente: jsantosseveriano@gmail.com (Severiano, J.S.)

RESUMO

A técnica *Floc & Lock* vem sendo muito utilizada, pois tornou-se uma ótima opção para recuperar corpos aquáticos eutrofizados. Ela consiste na aplicação de floculantes (*Floc*) e argilas (*Lock*), também chamadas de lastro, que se agregam ao fósforo presente na coluna d'água, formando flocos, os quais são sedimentados e posteriormente inativados no sedimento. Contudo, há alguns fatores que podem interferir na eficácia dessa técnica, como é o exemplo da bioturbação realizada por macroinvertebrados bentônicos que, devido aos seus movimentos no substrato, podem ressuspender o fósforo inativado ou reter ainda mais esse nutriente na camada sedimentar. Esse estudo foi realizado em escala de bancada, tendo como objetivo avaliar os efeitos da bioturbação realizada por duas espécies diferentes de macroinvertebrados bentônicos (*Melanoides tuberculata* e larvas de *Chironomus sancticaroli*) na eficiência dos coagulantes (policloreto de alumínio – PAC) e lastro (bentonita modificada com lantânio- LMB), verificando se a presença de macroinvertebrados bentônicos reduz a eficiência do coagulante e lastro na remoção de fósforo total (TP), fósforo solúvel reativo (SRP) e biomassa algal (clorofila-a; Chlor-a) da água superficial e de fundo e também se espécies de macroinvertebrados com diferentes comportamentos de bioturbação têm efeitos distintos na eficiência do coagulante e lastro. Verificou-se que as larvas de *C. sancticaroli* mostraram-se auxiliar na remoção do TP, SRP e biomassa algal mantendo inerte no depósito sedimentar, implicando numa contribuição ao uso da técnica *Floc & Lock*, tornando-a mais eficiente. Por outro lado, a presença de *M. tuberculata* trouxe um efeito contrário, aumentando a concentração de P e Chlor-a na água, que pode ter acontecido devido ao hábito alimentar e de locomoção dessa espécie de gastrópode. Os resultados mostraram que os efeitos da bioturbação sobre a aplicação da técnica depende da espécie de macroinvertebrado bentônico presente e maiores averiguações são necessárias para verificar as consequências desses produtos sobre a fauna presente.

Palavras-Chave: Nutrientes. Coagulante. Argila. *Chironomus sancticaroli*. *Melanoides tuberculata*.

1. INTRODUÇÃO

A eutrofização artificial é uma das formas de poluição de maior preocupação global da atualidade. Ocorre devido o enriquecimento dos ecossistemas aquáticos por nutrientes, principalmente fósforo (P) e nitrogênio (N), resultante das atividades antrópicas e tem como consequência mais grave o favorecimento de florações de cianobactérias tóxicas que são nocivas para biota aquática e seres humanos (GLIBERT, 2017; HWANG, 2020; LE MOAL et al., 2019). Diante disso, tornou-se necessário e urgente o desenvolvimento de medidas de mitigação que controlem eficientemente o aporte de nutrientes nos ecossistemas aquáticos (KAKADE et al., 2021).

A atenção das medidas atuais de mitigação da eutrofização é concentrada na redução da quantidade de P em ecossistemas lacustres (ZAMPARAS; ZACHARIAS, 2014), uma vez que muitas espécies de cianobactérias são capazes de fixar o N atmosférico e, por isto, não seriam controladas caso o aporte de N também fosse atenuado (VON SPERLING, 2007; SCHINDLER et al., 2016), além do ciclo biogeoquímico do P ser mais fácil de manipular por não possuir fase gasosa (HAMILTON; SALMASO; PAERL, 2016). Outro aspecto importante é o foco no controle da carga interna de P, principalmente a liberada pelo sedimento, por agir como uma fonte contínua desse nutriente para a coluna d'água, mesmo quando a carga externa, advinda de fontes pontuais e/ou difusas, é reduzida (LÜRLING et al., 2016; KOWALCZEWSKA-MADURA et al., 2018; YIN et al., 2019; KONG et al., 2020).

Uma técnica que tem se destacado por ser eficiente na mitigação da eutrofização e que lida com o controle da carga interna de P é a *Floc & Lock* (HAN et al., 2022; MACKAY et al., 2014; SPEARS et al., 2013). Essa técnica funciona através da aplicação combinada de baixas dosagens de um coagulante e um lastro (adsorvente de P), que removem o P da água agregando-se as formas dissolvida e particulada desse elemento formando flocos de alta densidade (*floc*) que sedimentam e posteriormente são inativados quimicamente no sedimento (*lock*) (LÜRLING; OOSTERHOUT, 2013; VAN OOSTERHOUT; LÜRLING, 2011). Essa inativação do P ocorre porque o lastro atua como uma barreira de material adsorvente sobre o sedimento, formando uma camada de cobertura que impede o retorno do P para a coluna d'água (VAN OOSTERHOUT; LÜRLING, 2011). Os coagulantes comumente utilizados são os sais de alumínio, ferro e cálcio (COPETTI et al., 2016; HUSER et al., 2015; LÜRLING et al., 2016), a exemplo do policloreto de alumínio (PAC), enquanto entre os lastros estão

as argilas naturais e as modificadas com metais, com destaque para a bentonita modificada com lantânio (LMB) (SPEARS et al., 2016), conhecida comercialmente como Phoslock®.

Diversos estudos têm sido realizados para identificar fatores que podem comprometer a eficiência da técnica *Floc & Lock* na remoção do P da coluna d'água, tornando a sua aplicação inviável a médio e longo prazo (CHEN et al., 2015, 2016; NOGARO; HARRIS; STEINMAN, 2016; YAN et al., 2020). Dentre esses fatores, têm recebido destaque aqueles que causam a ressuspensão do sedimento e que, assim, podem afetar o êxito dos produtos em inativar o P na matriz sedimentar, tais como o vento e a bioturbação (CAVALCANTE et al., 2021; YIN et al., 2016). A bioturbação é um processo que ocorre quando as espécies que vivem na camada sedimentar revolvem e ressuspendem o sedimento como consequência de seus movimentos, construções de tocas, alimentação ou qualquer outra agitação que perturbe o substrato (BLANKSON; KLERKS, 2017; KRISTENSEN et al., 2012). Os peixes bentívoros, por exemplo, são exímios bioturbadores e sua remoção tem sido recomendada na aplicação da técnica *Floc & Lock*, uma vez que foi comprovado que causam a suspensão dos flocos sedimentados pela LMB (HAN et al., 2021).

Outro grupo importante de bioturbadores na água doce, cujos efeitos sobre a eficiência da técnica *Floc & Lock* ainda são pouco compreendidos, são os macroinvertebrados bentônicos. Esses organismos constituem uma comunidade com identidade taxonômica diversa e destacam-se por manter elevada abundância no sedimento de ambientes eutrofizados (AZEVEDO et al., 2015; SUHONEN et al., 2022). Além disso, eles estabelecem uma relação dita mais complexa com o sedimento em relação aos peixes bentônicos, uma vez que seus mecanismos de bioturbação não apenas podem alterar a arquitetura do sedimento, mas também modificar o potencial redox na interface água-sedimento e aumentar o crescimento microbiano (CHAKRABORTY; SAHA; ADITYA, 2022), a depender da espécie presente e de sua abundância (YANG et al., 2020), do tipo de sedimento (ROTHER; KLEEGERG; HUPFER, 2016) e da água superficial presente nos poros (LESLIE; LAMP, 2019).

Dentre os macroinvertebrados bentônicos, os Mollusca, por exemplo, tem o hábito de rastejarem e se enterrarem nas camadas superiores do sedimento em busca de algas e detritos como alimento (LIVSHITS; FISHELSON, 1983; BEN-AMI; HELLER, 2001), o que provoca intenso revolvimento do sedimento e é esperado, com isso, que esses organismos atuem ativamente na liberação do P do sedimento. No entanto, um

estudo recente com o gastrópoda *Bellamyia aeruginosa* (Reeve, 1863) mostrou que ele não causou impacto na redução efetiva do P da coluna d'água por agente inativador no sedimento. Descobriu-se que, na verdade, ele promoveu a redução da eficiência do produto porque causou o soterramento e conseqüentemente a sua distribuição heterogênea na área aplicada (SHEN; YUAN; WANG, 2020; YIN et al., 2018).

Outros organismos bentônicos, como as larvas da família Chironomidae, que tem o hábito de formarem tocas em forma de U no sedimento, favorecem as trocas de nutrientes ao realizarem movimentos ondulatórios do corpo para a construção dessas tocas e bioirrigação e por estimularem a decomposição microbiana da matéria orgânica (HÖLKER et al., 2015; ROSKOSCH et al., 2010). No entanto, os Chironomidae também são reconhecidos por auxiliarem na inativação do P no sedimento porque a bioirrigação causa a precipitação de oxi-hidróxidos de ferro que se ligam ao P da água dos poros, levando a uma menor liberação desse elemento para a coluna d'água (HÖLKER et al., 2015; HUPFER et al., 2019). Foi comprovado em um estudo que a remoção de P foi mais eficiente quando o LMB foi adicionado em combinação com Chironomidae (REITZEL et al., 2013). Apesar desses resultados, é discutido que o P ligado às tocas de Chironomidae é apenas temporariamente inativado, uma vez que a sua liberação ocorre após o abandono delas (HUPFER et al., 2019).

Diante do exposto, observa-se a importância de se considerar os macroinvertebrados bentônicos no uso da técnica *Floc & Lock* na mitigação da eutrofização, especialmente quando se analisa que, diferentemente dos peixes, a sua remoção do corpo aquático como estratégia para aumentar a eficiência da técnica é uma tarefa difícil porque necessitaria da extração de todo o estrato do sedimento onde habitam (de 15 a 30 cm de profundidade; VAN DE BUND; GROENENKIJK, 1994). O custo de aplicação da técnica é alto e a falha dela implica em prejuízos financeiros expressivos para empresas gestoras de água, autoridades e, conseqüentemente, para a população (SPEARS et al., 2013).

No presente estudo, nós objetivamos avaliar os efeitos da bioturbação por macroinvertebrados bentônicos na eficiência dos coagulantes e argilas utilizados na técnica *Floc & Lock*. Para isso, realizamos testes em laboratório com os *Melanoïdes tuberculata* (Müller, 1774) (Mollusca-Thiaridae) e larvas de *Chironomus sancti-caroli* (Strixino e Strixino, 1981) (Insecta-Diptera), representantes abundantes de reservatórios eutrofizados, a fim de testar as seguintes hipóteses: (i) a presença de macroinvertebrados bentônicos reduz a eficiência dos coagulantes e argilas na remoção

de P e biomassa algal da coluna d'água; e (ii) espécies de macroinvertebrados com diferentes comportamentos de bioturbação têm efeitos distintos na eficiência dos coagulantes e argilas.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Amostras de água e sedimento para o experimento

Amostras de água e sedimento para a realização de experimento em laboratório foram obtidas do reservatório Argemiro de Figueiredo (popularmente denominado reservatório Acauã; 7°26'29.00"S e 35°33'39.24"W) localizado no município de Itatuba, no médio curso do Rio Paraíba, no estado da Paraíba, Brasil (GUIMARÃES; RIBEIRO, 2019). É um reservatório classificado como hipereutrófico e mostra florações perenes das cianobactérias filamentosas potencialmente tóxicas *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagn. & Komárek e *Raphidiopsis raciborskii* (Woloszynska) Aguilera, Berrendero Gómez, Kastovsky, Echenique & Salerno (LUCENA-SILVA et al., 2019; MENDES et al., 2022).

A amostragem foi realizada em outubro de 2021 (24 h antes do início do experimento em laboratório) em local próximo à barragem do reservatório, na região litorânea. A água foi obtida (150 litros) a uma profundidade de 0,5 cm com auxílio de baldes e foi filtrada utilizando rede de zooplâncton com malha de 68 micrômetros para remoção de parcela do zooplâncton que por predação poderia interferir no delineamento experimental. Em seguida, a água foi acondicionada em bombonas com capacidade de 50 L e transportada ao laboratório, a temperatura ambiente e sem exposição ao sol. O sedimento foi amostrado (80 kg) utilizando a draga Eckman, lavado em peneira de 0,5 mm para retirada da fauna presente e, posteriormente, foi secado e esterilizado em autoclave a 121°C, 1 atm, por 2 horas.

2.2. Coagulante e Argila

Foi utilizado como coagulante o policloreto de alumínio (PAC), padronizado para a concentração de 1000 mg Al L⁻¹ e acondicionado em recipientes de vidro âmbar à temperatura ambiente. Como adsorvente de P foi utilizada a bentonita modificada com lantânio (LMB; comercialmente denominada Phoslock®).

O PAC foi obtido na Assunção Distribuidora Ltda. (Santa Catarina, Brasil) e a LMB da HydroScience (Rio Grande do Sul, Brasil).

2.3. Fonte e manutenção em laboratório de *M. tuberculata* e *C. sancticaroli*

Espécimes de *M. tuberculata* foram obtidos do reservatório Argemiro de Figueiredo utilizando a draga Eckman e transportados ao laboratório em baldes com água e sedimento do próprio reservatório. Os organismos foram aclimatados por 3 dias em bandejas plásticas brancas (capacidade aproximada de 10000mL) contendo sedimento esterilizado como substrato e uma mistura de água destilada e água do reservatório na proporção 6:1.

As larvas de *C. sancticaroli* foram obtidas de culturas do Laboratório de Biodiversidade Aquática da Universidade Federal do Paraná (UFPR) e cultivadas com base nos procedimentos desenvolvidos por Viveiros (2012). Para o início do cultivo, foram adicionadas massas ovígenas de *C. sancticaroli* em bandejas plásticas brancas contendo sedimento esterilizado e 6 litros de água da torneira previamente mantida em recipiente aberto por 24 horas para a evaporação do cloro (pH 7,0-7,6, temperatura 23-26°C, dureza de 40-48 mg CaCO₃ L⁻¹, condutividade 72 a 212 µS cm⁻¹ e oxigênio dissolvido acima de 5,0 mg L⁻¹). Sobre as bandejas foram colocadas gaiolas de filó para a retenção dos organismos adultos. Semanalmente, foi realizada a troca de 50% da água das bandejas tomando-se o cuidado de manter a diferença da temperatura da água em apenas 1°C, conforme recomendado por Viveiros (2012). Durante a troca de água, todos os resíduos (restos de alimento, organismos mortos e exúvios) foram retirados e, com o auxílio de uma gaze limpa, as laterais das bandejas foram higienizadas. Para o experimento, nas bandejas cujos organismos entraram na fase reprodutiva, foram realizadas as retiradas das desovas produzidas e, posteriormente, foram dispostas em novas bandejas com 4 litros de água e uma fina camada de sedimento, onde ficaram até iniciar a eclosão da massa ovígera.

Tanto as bandejas com *M. tuberculata* quanto as que continham as larvas de *C. sancticaroli* foram mantidas em constante aeração com compressores de ar, em sala com temperatura controlada (~25°C) e fotoperíodo de 12 horas. A alimentação dos organismos foi realizada diariamente constituindo-se de 7 mL de solução de ração de peixe (20g de TetraMim® para cada litro de água destilada, com validade de 07 dias sob refrigeração e sólidos totais entre 16,2 e 20,4 g L⁻¹) por bandeja.

2.4. Delineamento experimental

As unidades experimentais foram 36 aquários de vidro com capacidade de 4,32 L (12 cm largura x 12 cm comprimento x 30 cm altura) (Figura 1), os quais foram preenchidos com água do reservatório e sedimento esterilizado na proporção de 1:5 sedimento/água e mantidos com aeração branda em sala com temperatura controlada (~25°C) e fotoperíodo de 12 horas. Logo após a adição do sedimento e água nos aquários, eles foram deixados em repouso por 24h (sem aeração) pra ocorrer o processo de decantação. Após esse período, retirou-se amostras de água da camada mais superficial para mensuração das concentrações de fósforo total (TP), fósforo solúvel reativo (SRP), biomassa algal (clorofila-a), oxigênio dissolvido (OD) e do potencial hidrogeniônico (pH) com o objetivo de certificar que a qualidade da água era similar em todos os aquários antes da aplicação dos tratamentos. Esses resultados são referidos em nosso estudo como o tempo inicial de experimentação (tempo 0h).

Os tratamentos (n=4) mantidos foram com a adição do PAC e LMB isolados e combinados (denominados tratamentos +PAC, +LMB e +PAC e LMB, respectivamente), sem a presença de macroinvertebrados bentônicos, com a presença das larvas de *C. sancticaroli* e com a presença *M. tuberculata* (Figura 1). A condição controle foi a água sem adição dos produtos e sem a presença dos macroinvertebrados.

As concentrações de PAC e LMB adicionadas foram determinadas de acordo com Lucena-Silva et al. (2019), consideradas as dosagens que mostraram maior eficiência na remoção de P e biomassa algal, como sendo aqueles cuja a menor concentração adicionada mais reduziu a concentração de TP na coluna de água em uma faixa de pH segura (pH >7), como segue: 8 mg Al L⁻¹ de PAC e 100 mg L⁻¹ de LMB. Na tabela no anexo 1 é mostrado que o pH se manteve entre 7 e 8 ao longo de todo o experimento.

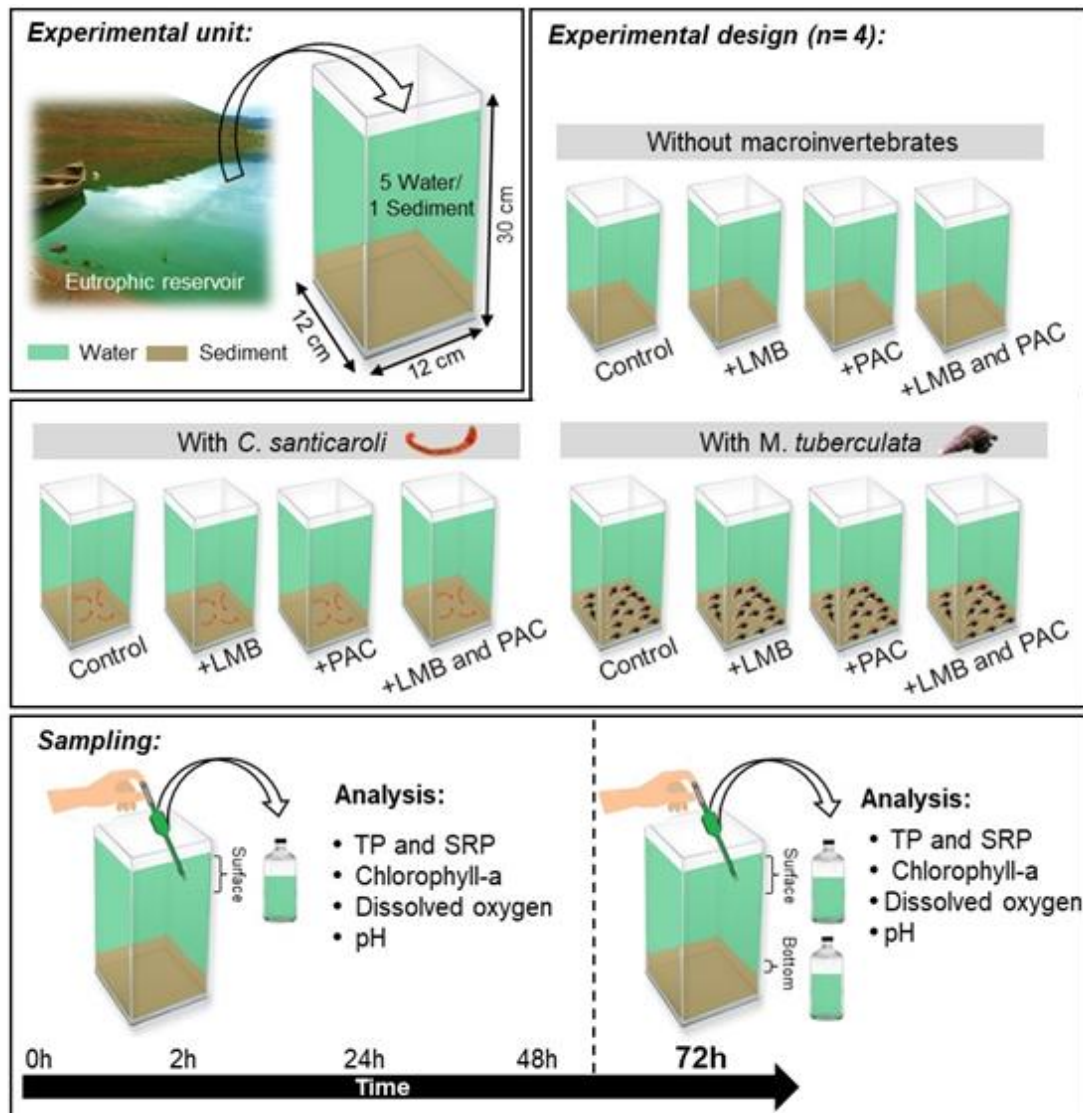


Figura 1. Esquema do delineamento experimental. LMB, bentonita modificada com lantânio (100 mg L^{-1}); PAC, policloreto de alumínio (8 mg Al L^{-1}); TP, fósforo total; SRP, fósforo solúvel reativo; MYC, microcistinas totais; SAX, saxitoxinas totais; CYL, cilindrospermopsinas totais.

Os macroinvertebrados foram introduzidos nos aquários com a ajuda de pinças. Por aquário, foram adicionados 30 indivíduos adultos de *M. tuberculata* de tamanhos variados, os quais foram selecionados aleatoriamente, e 10 larvas de *C. sancticaroli* no terceiro instar. Essa quantidade de organismos-teste inseridos por aquário representa a média aritmética da quantidade de indivíduos por metro quadrado (densidade) retratada em reservatórios eutrofizados (AZEVEDO et al. 2015; DE LIRA AZEVEDO et al. 2017; MEDEIROS et al. 2018; PAIVA et al. 2018; GOMES et al. 2021).

O experimento teve duração de 72h e foram realizadas 5 amostragens de água nesse intervalo de tempo, conforme mostrado na Tabela 1, da superfície da água dos aquários (a porção superior dos aquários - 5 cm do topo) com pipeta para mensuração das concentrações do TP, SRP, biomassa algal, OD e pH. A amostragem após 2h de experimentação foi realizada apenas para comprovar a eficiência do coagulante e argila na remoção TP, SRP e biomassa algal. No último dia de experimentação (72 h), foi realizada adicionalmente amostragem de água do fundo dos aquários (na interface água-sedimento a 5 cm acima do sedimento) para verificação do TP, SRP e biomassa algal depositados no sedimento (Figura 3).

Tabela 1. Delineamento das amostragens de água no experimento.

Tempo (h)	Amostragem	Local
0	1ª amostragem (Antes da aplicação dos produtos)	Superfície
2	2ª amostragem (2 horas após aplicação dos produtos)	Superfície
24	3ª amostragem (24h após 1ª amostragem)	Superfície
48	4ª amostragem (24h após 3ª amostragem)	Superfície
72	5ª amostragem (24h após 4ª amostragem)	Superfície e fundo

2.5. Processamento de amostras e análises laboratoriais

Os valores de pH e OD das amostras de água retiradas dos aquários foram mensurados utilizando um pHmetro de bancada (modelo MPA-210 da Poli Control) e um medidor de oxigênio dissolvido e temperatura (modelo HI 9146-04), respectivamente.

As análises das concentrações ($\mu\text{g L}^{-1}$) de TP e SRP foram realizadas de acordo com as técnicas descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017). A biomassa algal foi estimada através da análise da clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) utilizado o equipamento PHYTO-PAM-II.

2.6. Análises estatísticas

Inicialmente, para verificar a eficiência dos produtos na remoção do TP, SRP e biomassa algal após duas horas de aplicação foi realizada a Análise de Variância de Medidas Repetidas (ANOVA de medidas repetidas), seguida do teste a posteriori de Student-Newman-Keuls (SNK). Em seguida, esses mesmos testes foram utilizados para avaliar os efeitos da adição dos produtos (em quatro níveis: Sem PAC e LMB (Controle), +PAC, +LMB, +LMB e PAC), dos macroinvertebrados (em três níveis: sem macroinvertebrados, com larvas de *C. sancticaroli* e com *M. tuberculata*) e do tempo de experimentação (em cinco níveis: 0, 2, 24, 48 e 72h) isolados e em interação sobre o TP, SRP e biomassa algal.

Adicionalmente, para explorar os efeitos da presença dos macroinvertebrados na relação entre a concentração de TP, SRP e biomassa algal na superfície e o fundo dos aquários foi realizada análise de regressão linear. Os dados foram log transformados (x+1) antes da realização dessa análise. As análises estatísticas foram realizadas considerando nível de significância de 5% e utilizando o programa R 4.0.4 (R Development Core Team, 2021).

3. RESULTADOS

3.1. Eficiência de remoção de fósforo e biomassa algal com a adição do coagulante e argila

Conforme esperado, foi observado que após 2 h da aplicação do PAC isolado e combinado com a LBM houve redução significativa na concentração do TP, SRP e biomassa algal da coluna d'água; a eficiência de remoção foi superior a 70%, 90% e 60%, respectivamente, tanto na condição sem macroinvertebrados bentônicos quanto com *M. tuberculata* e *C. sancticaroli* (Tabela 2). A LMB, em contrapartida, quando adicionada isolada não resultou na redução significativa do TP, SRP e biomassa algal

Tabela 2. Eficiências de Remoção (%) de fósforo total (TP), fósforo solúvel reativo (SRP) e clorofila-a (Chlor-a) 2h após a aplicação dos tratamentos bentonita modificada com lantânio (LMB, 100 mg L⁻¹) e policloreto de alumínio (PAC, 8 mg Al L⁻¹), isolados e combinados, em aquários sem macroinvertebrados, com *M. tuberculata* e *C. sancticaroli*. Dados com mesma letra não diferem significativamente (p<0.05).

Tratamentos	Eficiência de Remoção (%)								
	Sem macroinvertebrados			Com <i>M. tuberculata</i>			Com <i>C. sancticaroli</i>		
	TP	SRP	Chlor-a	TP	SRP	Chlor-a	TP	SRP	Chlor-a
+LMB	-22.05±25.18 ^b	-1.31±22.93 ^c	-12.62±8.19 ^b	2.02±12.83 ^b	29.88±18.53 ^b	-16.43±7.20 ^b	-8.21±3.94 ^b	2.52±15.93 ^{bc}	-15.19±4.90 ^b
+PAC	74.21±5.56 ^a	91.67±7.68 ^a	65.86±3.65 ^a	73.29±8.87 ^a	90.88±3.00 ^a	61.07±3.68 ^a	82.31±3.37 ^a	92.97±0.93 ^a	70.19±3.77 ^a
+LMB and PAC	70.41±6.37 ^a	90.22±3.65 ^a	62.35±5.20 ^a	77.55±5.30 ^a	90.88±3.00 ^a	61.19±1.85 ^a	81.66±7.49 ^a	96.01±6.45 ^a	69.09±0.42 ^a

3.2. Efeito dos macroinvertebrados na eficiência do coagulante e argila isolados e combinados

Os macroinvertebrados bentônicos causaram efeito significativo sobre TP, SRP e biomassa algal de forma isolada e em interação com os produtos e com o tempo de experimentação (Figura 2; Tabela 3). Exceção foi o SRP para o efeito isolado dos macroinvertebrados e do TP e SRP na interação produtos e macroinvertebrados (Figura 2; Tabela 3).

Os efeitos da presença das larvas de *C. sancticaroli* foram similares nos tratamentos sem PAC e LMB e com a adição apenas da LMB (Figura 2). Nesses tratamentos, foi observado que, em relação a condição sem macroinvertebrados, a concentração do TP foi significativo maior na coluna d'água em 24 e 72h ($p < 0.01$) (Figura 2 A e B) e do SRP em 72h ($p < 0.04$) (Figura 2 E e F), enquanto houve redução significativa do TP em 2 e 48h ($p < 0.001$) (Figura 2 A e B) e do SRP em 24 e 48h (Figura 2 E e F). A biomassa algal também mostrou redução significativa em 24 e 48h na presença das larvas de *C. sancticaroli*, no entanto essa resposta foi observado apenas no tratamento sem adição de LMB e PAC (Figura 2 I). Nos tratamentos com a adição o PAC isolado e combinado com a LMB, o efeito das larvas de *C. sancticaroli* foi de redução do TP e SRP da coluna d'água a partir de 2h de experimentação (Figura 2 C, D, G e H). A biomassa algal (Figura 2 K e L) também reduziu nos tratamentos +PAC e +LMB e PAC, mas apenas em 2h de experimento (Figura 2 K e L).

Na presença do Mollusca *M. tuberculata*, a concentração do TP, SRP e biomassa algal foi significativamente maior na coluna d'água em 48 e 72 h nos tratamentos sem LMB e PAC e com adição da LMB, em relação as condições sem macroinvertebrados e com as larvas de *C. sancticaroli* (Figura 2 A, B, E, F, I e J). Nos tratamentos +PAC e +PAC e LMB, aumento significativo no TP (Figura 2 C e D), SRP (Figura 2 G e H) e biomassa algal (Figura 2 K e L) ocorreu a partir de 2 h de experimentação e assim permaneceu até o fim do experimento, com exceção para o tempo de 24h para o TP que não mostrou diferença entre os tratamentos testados (Figura 2 C e D).

Na análise no fundo dos aquários (interface água-sedimento), realizada após 72h de experimentação (Figura 3; Tabela 3), foi observado que houve aumento significativo no depósito de TP, SRP e biomassa algal com a adição de PAC isolado e combinado com a LMB ($p < 0.001$), especialmente quando na presença das larvas de *C. sancticaroli*.

Na presença de *M. tuberculata*, em contrapartida, a concentração de TP, SRP e biomassa algal no fundo dos aquários nesses tratamentos foi significativamente menor em relação as condições sem macroinvertebrados e com larvas de *C. sancticaroli* ($p < 0.001$) (Figura 3; Tabela 4).

A regressão linear mostrou haver relação significativa da concentração de TP e biomassa algal entre superfície e fundo dos aquários após 72h (Figura 4), sendo nas condições sem macroinvertebrados e com a presença de larvas de *C. sancticaroli* observada uma relação negativa, de forma que as menores concentrações dessas variáveis na superfície estavam relacionadas com uma maior concentração no fundo. Apesar de que a força dessa relação foi significativamente maior com as larvas de *C. sancticaroli* em relação a condição sem macroinvertebrados. Com o *M. tuberculata* o inverso foi observado (Figura 4), ou seja, as menores concentrações de TP, SRP e biomassa algal na superfície estavam relacionadas com baixas concentrações no fundo. A Figura 5 mostra fotografias que destacam o fundo dos aquários ao longo do experimento e foi possível visualizar que essa redução no TP, SRP e biomassa algal na presença do *M. tuberculata*, particularmente, nos tratamentos +PAC e +PAC e LMB ocorreu porque os flocos depositados no sedimento desapareceram após 72 h de experimentação.

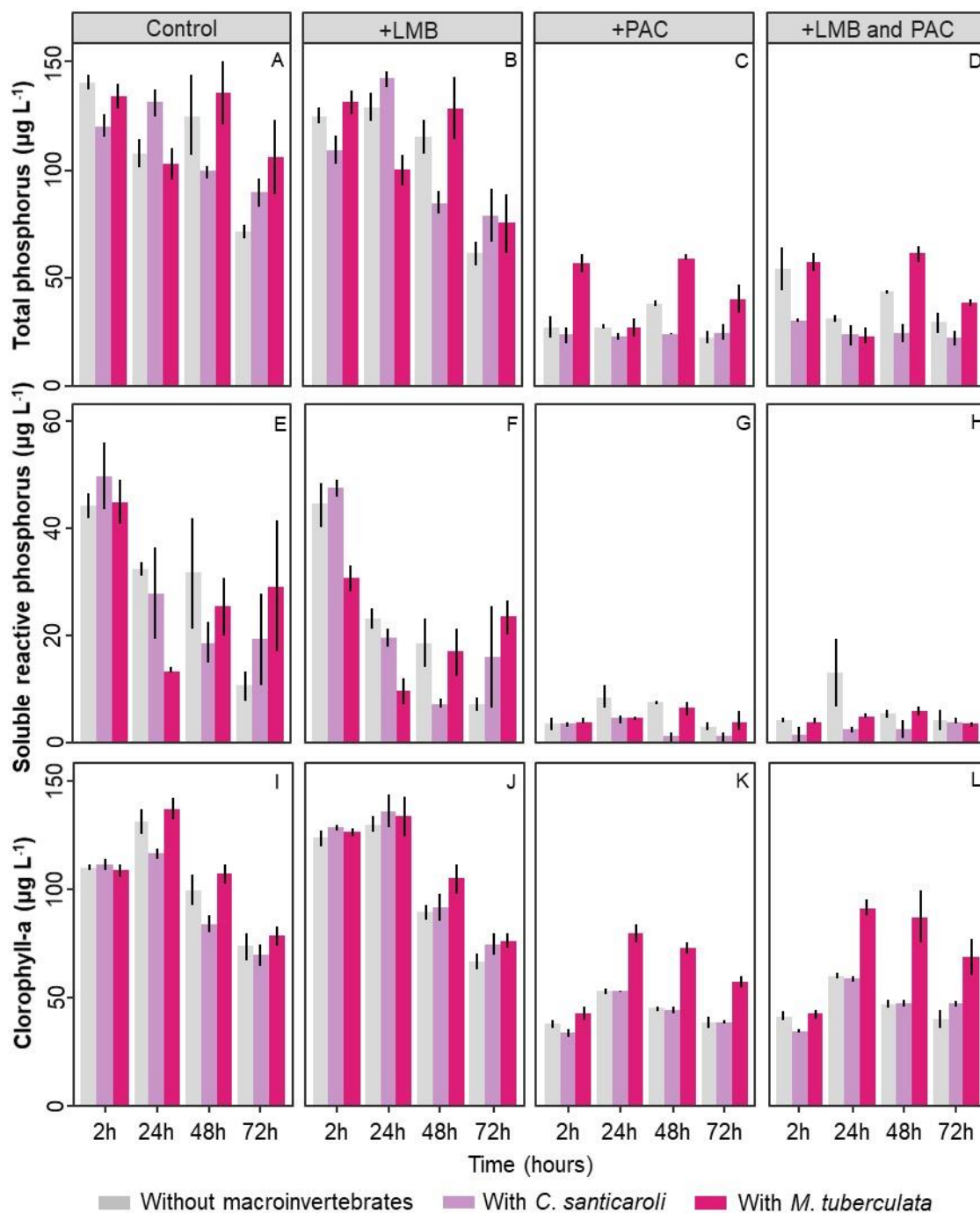


Figura 2. Fósforo total, fósforo solúvel reativo e biomassa algal (clorofila-a) na superfície da água nos tratamentos sem adição de LMB e PAC (A, E e I), com adição da LMB (B, F e J), com adição de PAC (C, G e K) e com a adição de LMB e PAC (D, H e L), sem macroinvertebrados bentônicos e com a presença de *C. sancticarioli* e *M. tuberculata*. As barras de erros indicam o desvio padrão (n=4).

Tabela 3. Valores de F e *p* da ANOVA dois fatores dos efeitos isolados dos produtos, dos macroinvertebrados, do tempo e da interação entre esses fatores sobre o fósforo total (TP), o fósforo solúvel reativo (SRP) e a biomassa algal (clorofila a; Chlor-a). ns, não significativo.

Fatores	TP			SRP		Chlor-a	
	df	F	P	F	P	F	P
Produtos	3	362.66	<0.001	83.07	<0.001	572.18	<0.001
Macroinvertebrados	2	10.12	<0.001	2.14	ns	53.08	<0.001
Tempo	4	143.79	<0.001	130.95	<0.001	244.42	<0.001
Produtos x Macroinvertebrados	6	1.31	ns	0.131	ns	7.23	<0.001
Produtos x Tempo	12	30.20	<0.001	10.95	<0.001	53.06	<0.001
Macroinvertebrados x Tempo	8	23.52	<0.001	17.76	<0.001	25.41	<0.001
Produtos x Macroinvertebrados x Tempo	24	8.55	<0.001	4.48	<0.001	16.55	<0.001

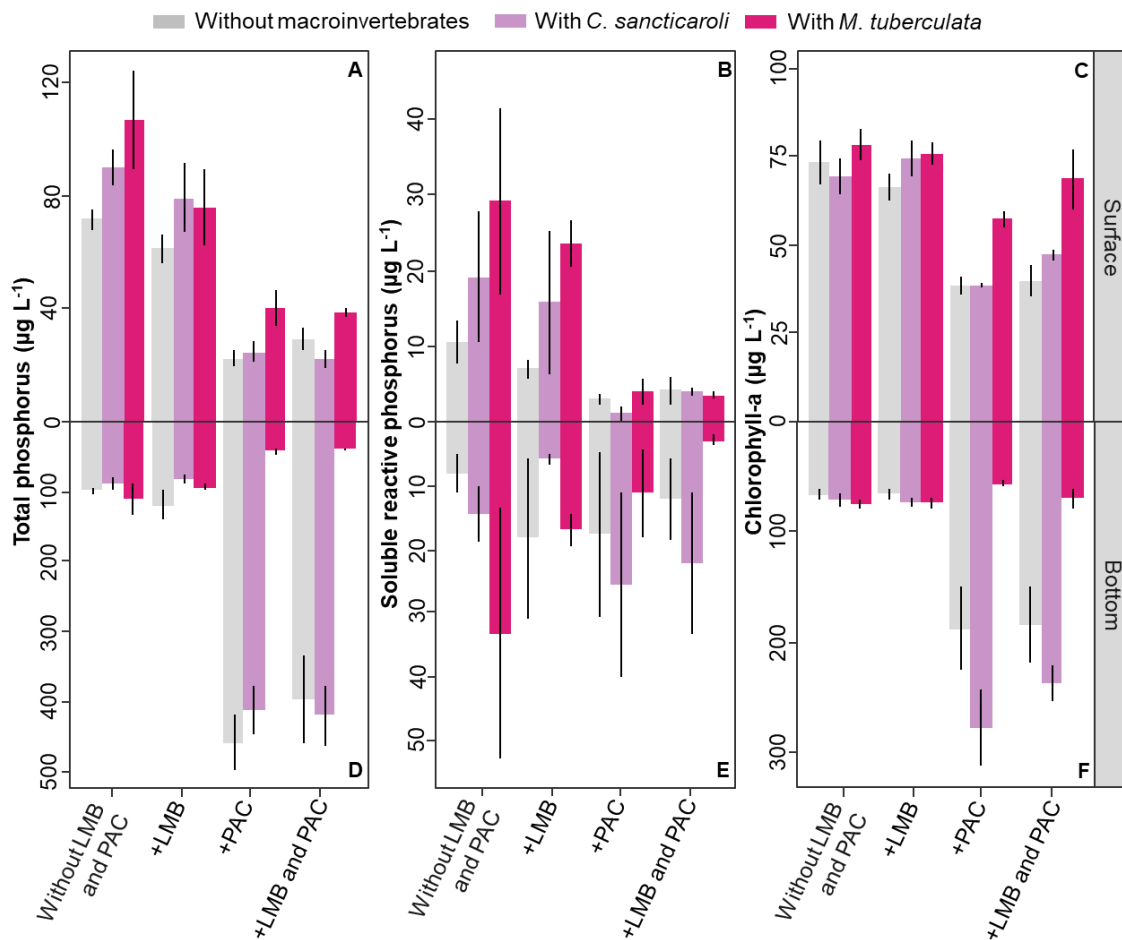


Figura 3. Fósforo total, fósforo solúvel reativo e biomassa algal (clorofila-a) no topo (A, B e C) e fundo (D, E e F) dos aquários após 72h nos tratamentos sem adição de LMB e PAC, com adição da LMB, com adição de PAC e com a adição de LMB e PAC, sem macroinvertebrados bentônicos e com a presença de *C. sancticarioli* e *M. tuberculata*. Barras de erro indicam o desvio padrão (n=4).

Tabela 4. Valores de F e p da ANOVA dois fatores dos efeitos isolados dos produtos, dos macroinvertebrados, do tempo e da interação entre esses fatores sobre o fósforo total (TP), o fósforo solúvel reativo (SRP) e a biomassa algal (clorofila a; Chlor-a) no fundo dos aquários após 72 h de experimentação. ns, não significativo.

Fatores	df	TP		SRP		Chlor-a	
		F	P	F	P	F	P
Produtos	3	56.01	<0.001	9.23	<0.001	31.79	<0.001
Macroinvertebrados	2	8.33	<0.001	4.72	<0.05	11.00	<0.001
Produtos x Macroinvertebrados	6	1.36	ns	1.64	ns	1.57	ns

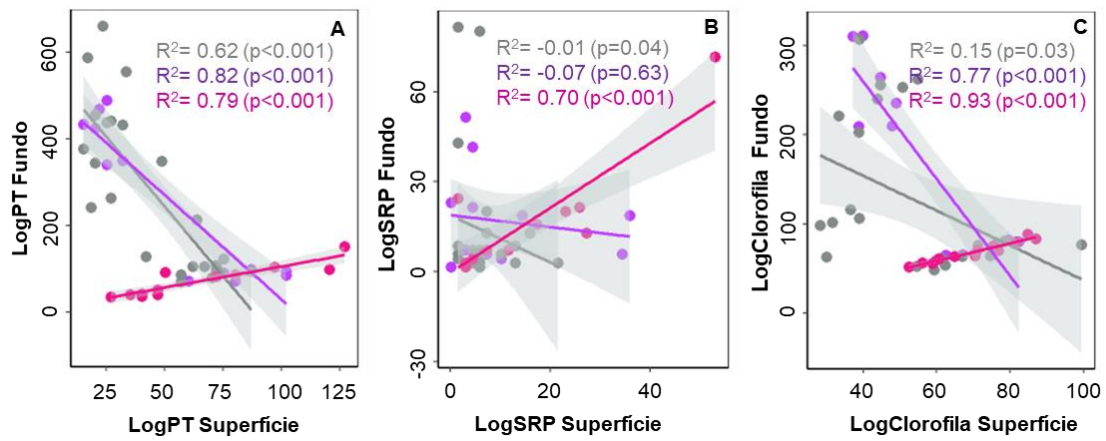


Figura 4. Regressão linear da concentração na superfície e no fundo dos aquários do fósforo total (TP) (A), fósforo solúvel reativo (SRP) (B) e biomassa algal (Clorofila-a) (C) nos tratamentos sem macroinvertebrados (cinza), com a presença de *C. sancticarioli* (roxo) e *M. tuberculata* (rosa).

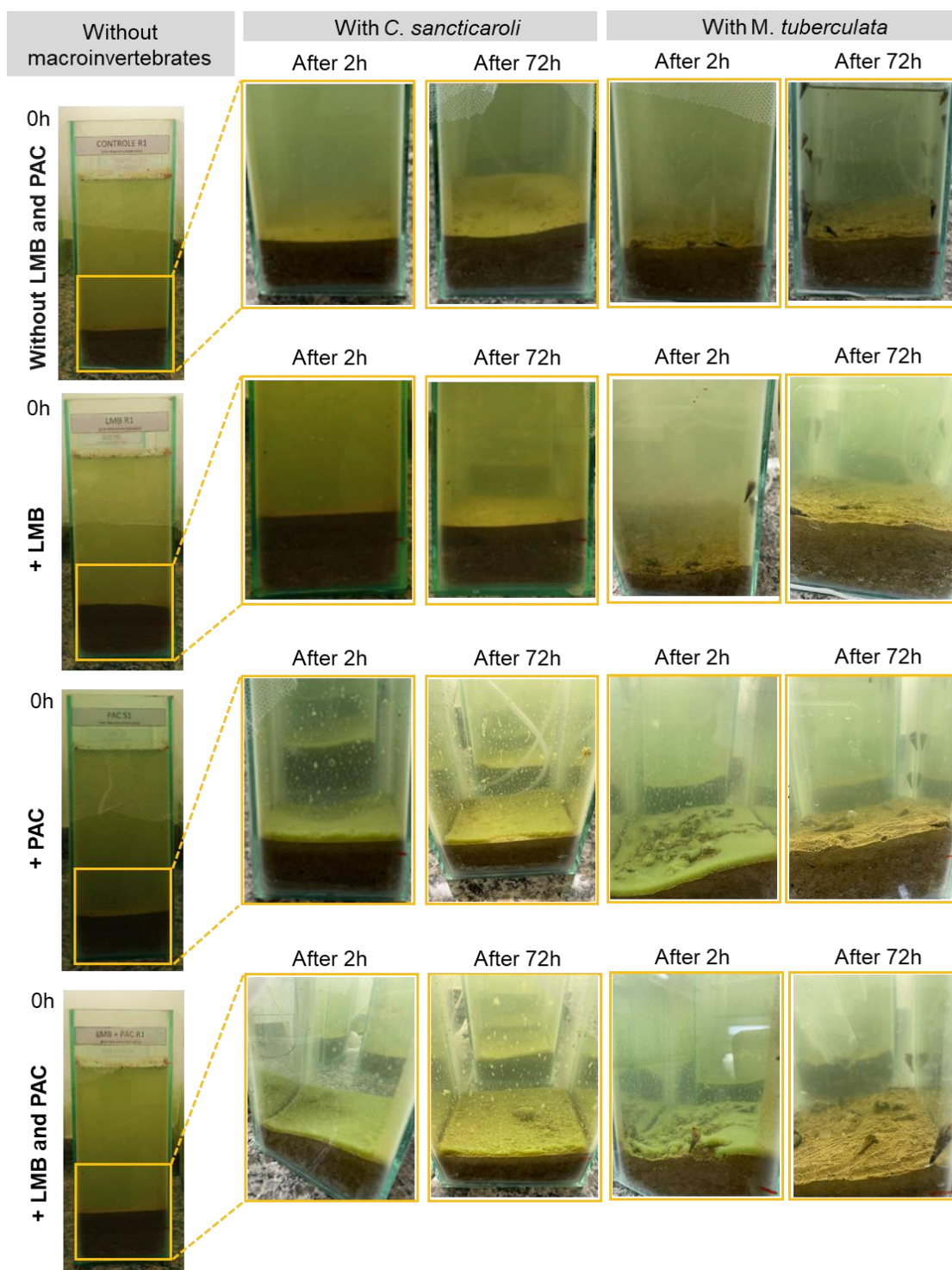


Figura 5. Fotografias destacando o fundo dos aquários (interface água-sedimento) no tempo 0h (antes da aplicação dos produtos) e após 2 e 72h da aplicação da bentonita modificada com lantânio e do cloreto de polialumínio, isolados (+LMB e +PAC, respectivamente) e combinados (+LMB e PAC), sem a presença de macroinvertebrados bentônicos e com larvas de *C. sancticaroli* e *M. tuberculata*.

4. DISCUSSÃO

Nosso estudo mostrou os efeitos dos macroinvertebrados bentônicos sobre a eficiência da técnica *Floc & Lock* de melhoria da qualidade de água eutrofizada. Confirmamos que esses organismos reduzem a eficiência da técnica ao promover através da bioturbação aumento na concentração de TP, SRP e biomassa algal na coluna d'água, conforme previsto na nossa primeira hipótese. No entanto, verificamos que esse efeito depende da espécie bioturbadora, o que confirma a nossa segunda hipótese, que previa as espécies de macroinvertebrados com diferentes comportamentos de bioturbação terem efeitos distintos na eficiência dos coagulantes e argilas.

Nossos resultados também reforçaram o mostrado em estudos anteriores que a aplicação isolada do PAC foi suficiente na remoção do TP, SRP e biomassa algal da coluna d'água (LUCENA-SILVA et al. 2019), uma vez que não foi observada diferença significativa entre os tratamentos com a adição desse coagulante sozinho e combinado com a LMB. A baixa eficiência da LMB foi associada em outros estudos as características físicas e químicas próprias da água onde foi aplicado que reduzem a capacidade de adsorção do P por essa argila como, por exemplo, o pH e as substâncias húmicas (COPETTI et al., 2016; LUCENA-SILVA et al., 2019; LÜRLING; MENG; FAASSEN, 2014). Em nosso estudo, a resposta similar observada entre os tratamentos sem os produtos (sem adição do LMB e PAC) e com adição da LMB à presença das duas espécies de macroinvertebrados tanto na superfície quanto no fundo dos aquários corroboram que essa argila não desempenhou papel significativo na melhoria da qualidade da água eutrofizada utilizada no experimento. No entanto, esse resultado se contrapõe a outros estudos que mostram a adição combinada do LMB e PAC ser necessária no sucesso da redução de P e biomassa de cianobactérias em lagos eutróficos (LÜRLING & OOSTERHOUT, 2013).

Efeito das larvas de Chironomidae na eficiência da técnica *Floc & Lock*

As larvas de *C. sancticaroli* mostraram auxiliar na remoção do TP, SRP e biomassa algal da coluna d'água e seu depósito no sedimento, o que implica o uso da técnica *Floc & Lock* ser mais eficiente quando aplicada combinada com a adição desses organismos. A análise de regressão da relação da concentração dessas variáveis entre a

superfície e o fundo dos aquários revelou que os Chironomidae atuaram retendo mais fortemente os flocos formados no sedimento.

Estudos mostram que as larvas de Chironomidae podem aumentar o poder do sedimento de reter o P devido a contínua entrada da água rica em oxigênio que provocam nas tocas para suprir sua própria demanda de oxigênio e para compensar o consumido pela comunidade microbiana. Essa alta disponibilidade de oxigênio faz com que Fe (II) nas zonas em torno das tocas seja oxidado e precipitado como oxi-hidróxidos de Fe (III), o qual tem alta capacidade de adsorção de P e, com isto, consegue diminuir o fluxo de liberação desse nutriente para a água sobrejacente (LEWANDOWSKI; RÜTER; HUPFER, 2002; REITZEL et al., 2013; ZHANG et al., 2010). Foi estimada que a importação de água rica em oxigênio para o sedimento devido à bioturbação larval de Chironomidae pode levar a uma redução de PRS em até 59% (CHEN et al., 2015).

Efeito do Mollusca *M. tuberculata* na eficiência da técnica *Floc & Lock*

A presença dos macroinvertebrados *M. tuberculata* trouxe efeito contrário à aplicação da técnica *Floc & Lock*, já que as análises mostraram que na água superficial dos aquários em que foram aplicados os tratamentos mais eficientes, PAC isolado e combinado com a LMB, houve um aumento nas quantidades de TP e biomassa algal, enquanto que na água de fundo esses valores foram menores em aquários que continham esses moluscos. Este fato pode ter acontecido devido aos hábitos de locomoção e alimentação desses gastrópodes, como foi possível observar pelos rastros deixados no sedimento, além de se alimentarem de toda a camada assentada ao fundo após a aplicação dos produtos. Isso pode ter feito com que os nutrientes e biomassa algal, que deveriam permanecer aprisionados no sedimento, fossem levados de volta para a coluna d'água, aumentando as suas concentrações.

5. CONCLUSÕES

Os efeitos dos macroinvertebrados bentônicos sobre a eficiência da técnica *Floc & Lock* de mitigação da eutrofização é dependente da espécie. Larvas de Chironomidae aumentam a eficiência da técnica, uma vez que auxiliam na remoção do TP, SRP e biomassa algal da coluna d'água e seu depósito no sedimento. Em contrapartida, espécimes de Mollusca causaram efeito contrário, uma vez que aumentaram a concentração de P e biomassa algal na água. Além disso, esses organismos mostram a capacidade de consumir os flocos sedimentados pelos produtos em um curto intervalo de tempo (72h). Maiores investigações são necessárias para avaliar as implicações disso para a ecofisiologia dos organismos e sobre os demais níveis da teia trófica, uma vez que esses flocos contêm biomassa de cianobactéria que são tóxicas e, além disso, os próprios produtos utilizados podem resultar em efeitos negativos na saúde dos seres vivos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AZEVEDO, D. J. S. et al. Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs: Contradictory or complementary responses? **Ecological Indicators**, v. 50, p. 135–149, 2015.
- BEN-AMI, F.; HELLER, J. Biological Control of Aquatic Pest Snails by the Black Carp *Mylopharyngodon piceus*. **Biological Control**, v. 138, p. 131–138, 2001.
- BLANKSON, E. R.; KLERKS, P. L. The effect of sediment characteristics on bioturbation-mediated transfer of lead, in freshwater laboratory microcosms with *Lumbriculus variegatus*. **Ecotoxicology**, v. 26, n. 2, p. 227–237, 2017.
- CAVALCANTE, H. et al. Control of internal phosphorus loading using coagulants and clays in water and the sediment of a semiarid reservoir susceptible to resuspension. **Hydrobiologia**, 2021.
- CHAKRABORTY, A.; SAHA, G. K.; ADITYA, G. Macroinvertebrates as engineers for bioturbation in freshwater ecosystem. **Environmental Science and Pollution Research**, 2022.
- CHEN, M. et al. Iron-coupled inactivation of phosphorus in sediments by macrozoobenthos (chironomid larvae) bioturbation: Evidences from high-resolution dynamic measurements. **Environmental Pollution**, v. 204, p. 241–247, 2015.
- CHEN, M. et al. Kinetics of phosphorus release from sediments and its relationship with iron speciation influenced by the mussel (*Corbicula fluminea*) bioturbation. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 833–840, 2016.
- COPETTI, D. et al. Eutrophication management in surface waters using lanthanum modified bentonite: A review. **Water Research**, v. 97, p. 162–174, 2016.
- DE LIRA AZEVEDO, E. et al. Application of a statistical model for the assessment of environmental quality in neotropical semi-arid reservoirs. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 2, 2017.
- GLIBERT, P. M. Eutrophication, harmful algae and biodiversity — Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, n. 2, p. 591–606, 2017.
- GOMES, W. I. A. et al. Effect of environmental filters on chironomidae (Insecta: Diptera) assemblages of neotropical watersheds. **Limnetica**, v. 40, n. 1, p. 19–31, 2021.
- GUIMARÃES, S. A. DE C. A.; RIBEIRO, R. B. DOS S. Potencial do uso do solo da Sub-Bacia do açude Acauã-PB. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 10, p. 21302–21315, 2019.
- 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.
- HAN, M. et al. Efficiency and mechanism for the control of phosphorus release from sediment by the combined use of hydrous ferric oxide, calcite and zeolite as a geo-engineering tool. **Chemical Engineering Journal**, v. 428, n. 999, p. 131360, 2022.

- 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, p. 21779–21788, 2021.
- HÖLKER, F. et al. Tube-dwelling invertebrates: tiny ecosystem engineers have large effects in lake ecosystems. **Ecological Monographs**, v. 85, n. 3, p. 333–351, 2015.
- HUPFER, M. et al. Chironomid larvae enhance phosphorus burial in lake sediments: Insights from long-term and short-term experiments. **Science of the Total Environment**, v. 663, p. 254–264, 2019.
- HUSER, B. J. et al. In-lake measures for phosphorus control: The most feasible and cost-effective solution for long-term management of water quality in urban lakes. **Water Research**, 2015.
- HWANG, S. J. Eutrophication and the ecological health risk. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 17, p. 1–6, 2020.
- KAKADE, A. et al. World eutrophic pollution of lake and river: Biotreatment potential and future perspectives. **Environmental Technology and Innovation**, v. 23, p. 101604, 2021.
- KONG, M. et al. First attempt for in situ capping with lanthanum modified bentonite (LMB) on the immobilization and transformation of organic phosphorus at the sediment-water interface. **Science of the Total Environment**, v. 741, p. 140342, 2020.
- KOWALCZEWSKA-MADURA, K. et al. Internal Phosphorus Loading from the Bottom Sediments of a Dimictic Lake During Its Sustainable Restoration. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 229, n. 8, 2018.
- KRISTENSEN, E. et al. What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic sciences. **Marine Ecology Progress Series**, v. 446, p. 285–302, 2012.
- LE MOAL, M. et al. Eutrophication: A new wine in an old bottle? **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1–11, 2019.
- LESLIE, A. W.; LAMP, W. O. Burrowing macroinvertebrates alter phosphorus dynamics in drainage ditch sediments. **Aquatic Sciences**, v. 0, n. 0, p. 0, 2019.
- LEWANDOWSKI, J.; RÜTER, K.; HUPFER, M. Two-dimensional small-scale variability of pore water phosphate in freshwater lakes: Results from a novel dialysis sampler. **Environmental Science and Technology**, v. 36, n. 9, p. 2039–2047, 2002.
- LIVSHITS, G.; FISHELSON, L. Biology and reproduction of the freshwater snail *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Prosobranchia) in Israel. **Israel Journal of Zoology**, v. 32, n. 1, p. 21–35, 1983.
- LUCENA-SILVA, D. et al. Removal efficiency of phosphorus, cyanobacteria and cyanotoxins by the “flock & sink” mitigation technique in semi-arid eutrophic waters. **Water Research**, v. 159, p. 262–273, 2019.
- LÜRLING, M. et al. Editorial – A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. **Water Research**, v. 97, p. 1–10, 2016.

- LÜRLING, M.; MENG, D.; FAASSEN, E. J. Effects of hydrogen peroxide and ultrasound on biomass reduction and toxin release in the cyanobacterium, microcystis aeruginosa. **Toxins**, v. 6, n. 12, p. 3260–3280, 2014.
- LÜRLING, M.; OOSTERHOUT, F. VAN. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. **Water Research**, v. 47, n. 17, p. 6527–6537, 2013.
- MACKAY, E. B. et al. Geoengineering in lakes: Welcome attraction or fatal distraction? **Inland Waters**, v. 4, n. 4, p. 349–356, 2014.
- MEDEIROS, C. R. et al. Effectiveness of abundance and biomass curves in detecting environmental alterations in semi-arid region reservoirs. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, p. 9, 2018.
- MENDES, C. F. et al. The reduction in water volume favors filamentous cyanobacteria and heterocyst production in semiarid tropical reservoirs without the influence of the N:P ratio. **Science of The Total Environment**, v. 816, 2022.
- NOGARO, G.; HARRIS, A. M.; STEINMAN, A. D. Alum application, invertebrate bioturbation, and sediment characteristics interact to affect phosphorus exchange in eutrophic ecosystems. **Freshwater Science**, v. 35, n. 2, p. 597–610, 2016.
- PAIVA, F. F. et al. Environmental factors influencing the occurrence of alien mollusks in semi-arid reservoirs. **Limnetica**, v. 37, n. 2, p. 187–198, 2018.
- REITZEL, K. et al. Effects of Phoslock® treatment and chironomids on the exchange of nutrients between sediment and water. **Hydrobiologia**, v. 703, n. 1, p. 189–202, 2013.
- ROSKOSCH, A. et al. Bioirrigation by Chironomus plumosus: Advective flow investigated by particle image velocimetry. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 3, p. 789–802, 2010.
- ROTHER, M.; KLEEGERG, A.; HUPFER, M. The occurrence, identification and environmental relevance of vivianite in waterlogged soils and aquatic sediments. **Earth-Science Reviews**, v. 158, p. 51–64, 2016.
- SCHINDLER, D. W. et al. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 17, p. 8923–8929, 2016.
- SHEN, X.; YUAN, N.; WANG, C. The bioturbation effect of the snail Bellamya aeruginosa on phosphorus immobilisation by drinking water treatment residue in sediment: A long-term continuous flow test. **Journal of Environmental Management**, v. 266, n. April, p. 110579, 2020.
- SPEARS, B. M. et al. Geo- Engineering in Lakes - A Call for Consensus. **Environmental Science & Technology**, p. 3953–3954, 2013.
- 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.
- SUHONEN, J. et al. Macroinvertebrate species occupancy frequency distribution patterns in eutrophic lakes. **Aquatic Ecology**, v. 56, p. 201–212, 2022.

VAN DE BUND, W. J.; GROENENKIJK, D. Seasonal dynamics and burrowing of littoral chironomid larvae in relation to competition and predation. **Arch. Hydrobiol.**, v. 132, p. 213–225, 1994.

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

VIVEIROS, W. **Chironomus sancticarloi – do cultivo em laboratório ao ensaio ecotoxicológico com amostras ambientais de sedimento**. Dissertação- mestrado—São Paulo: 2012, 2012.

VON SPERLING, M. **Wastewater characteristics, treatment and disposal**. [s.l.] Department of Sanitary and Environmental. Engineering Federal University of Minas Gerais, Brazil. IWA Publishing, Alliance House, 12 Caxton Street, London SW1H 0QS, UK, 2007. v. 1

YAN, W. et al. Mechanism of phosphorus mobility in sediments with larval (*Propilocerus akamusi*) bioturbation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 7, p. 7538–7548, 2020.

YANG, Y. et al. Experimental study on phosphorus release from sediment with freshwater snail (*Bellamya aeruginosa*) bioturbation in eutrophic lakes. **Journal of Soils and Sediments**, v. 20, n. 5, p. 2526–2536, 2020.

YIN, H. et al. Influence of sediment resuspension on the efficacy of geoengineering materials in the control of internal phosphorous loading from shallow eutrophic lakes. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 568–579, 2016.

YIN, H. et al. Remediation of internal phosphorus loads with modified clays, influence of fluvial suspended particulate matter and response of the benthic macroinvertebrate community. **Science of the Total Environment**, v. 610–611, p. 101–110, 2018.

YIN, H. et al. Use of lanthanum / aluminum co-modified granulated attapulgite clay as a novel phosphorus (P) sorbent to immobilize P and stabilize surface sediment in shallow eutrophic lakes. **Chemical Engineering Journal**, n. September, p. 123395, 2019.

ZAMPARAS, M.; ZACHARIAS, I. Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. A review. **Science of the Total Environment**, v. 496, p. 551–562, 2014.

ZHANG, L. et al. Impact of different benthic animals on phosphorus dynamics across the sediment-water interface. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 11, p. 1674–1682, 2010.

ANEXO

Anexo 1. Potencial hidrogeniônico (pH) e oxigênio dissolvido (OD) nos tratamentos bentonita modificada com lantânio (+LMB) e policloreto de alumínio (+PAC), isolados e combinados, em aquários sem macroinvertebrados, com *M. tuberculosis* e *C. sancticaroli*.

Tratamentos	Sem macroinvertebrados		Com <i>M. tuberculosis</i>		Com <i>C. sancticaroli</i>	
	pH	OD (ppm)	pH	OD (ppm)	pH	OD (ppm)
Control						
0h	8.14±0.23	4.95±0.47	8.20±0.02	4.41±0.18	8.37±0.08	5.46±0.13
2h	8.28±0.11	4.79±0.51	8.11±0.02	4.20±0.42	8.43±0.07	5.39±0.22
24h	8.33±0.05	4.90±0.15	8.07±0.08	4.53±0.29	8.27±0.10	4.95±0.32
48h	8.28±0.10	4.78±0.23	7.99±0.10	4.19±0.35	8.33±0.02	4.97±0.22
72h	8.14±0.09	4.74±0.37	7.71±0.13	4.49±0.48	8.21±0.07	4.70±0.29
+LMB						
0h	8.30±0.04	4.83±0.22	8.17±0.05	4.49±0.10	8.37±0.02	5.27±0.17
2h	7.28±0.05	5.14±0.28	8.05±0.03	4.35±0.11	8.39±0.03	5.32±0.10
24h	8.42±0.06	4.77±0.50	7.95±0.08	4.36±0.22	8.39±0.04	5.19±0.19
48h	8.34±0.13	5.06±0.09	8.02±0.04	4.54±0.20	8.33±0.03	4.71±0.19
72h	8.23±0.06	4.98±0.05	7.96±0.04	4.29±0.35	8.14±0.10	4.50±0.47
+PAC						
0h	8.30±0.08	4.89±0.34	8.21±0.03	4.53±0.29	8.38±0.02	5.30±0.12
2h	7.38±0.11	5.18±0.42	7.37±0.03	4.51±0.38	7.36±0.05	5.38±0.06
24h	8.19±0.07	5.08±0.30	7.95±0.06	4.42±0.59	8.04±0.08	5.08±0.17
48h	8.26±0.09	4.94±0.23	7.95±0.25	4.62±0.17	8.37±0.03	4.95±0.21
72h	8.15±0.12	4.87±0.25	7.87±0.07	4.25±0.30	8.26±0.02	4.93±0.32
+LMB e PAC						
0h	8.22±0.11	4.99±0.70	8.18±0.03	4.61±0.19	8.35±0.05	5.13±0.36
2h	7.43±0.07	5.04±0.24	7.30±0.03	4.64±0.36	7.38±0.05	5.29±0.24
24h	8.17±0.15	5.24±0.30	7.94±0.10	4.37±0.28	8.34±0.05	5.45±0.18
48h	8.25±0.12	5.06±0.27	8.01±0.04	4.52±0.43	8.30±0.01	4.81±0.22
72h	8.21±0.08	4.77±0.18	7.95±0.05	4.70±0.36	8.15±0.06	4.35±0.43