

EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE FÓSFORO E CLOROFILA-A A PARTIR DA APLICAÇÃO DA TÉCNICA FLOC AND SINK E SEU IMPACTO SOBRE A INTEGRIDADE CELULAR FITOPLANCTÔNICA

Maria Eduarda de Melo Santos Oliveira¹; Amanda Myrna de Meneses e Costa¹, Daniely de Lucena Silva²; Juliana dos Santos Severiano¹, José Etham de Lucena Barbosa¹

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba. Rua Baraúnas, nº. 351, Campina Grande, Paraíba, CEP: 58.429-500; ² Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais e Biotecnologia da Universidade Federal de Campina Grande. Sítio Olho D'Água da Bica, Cuité – PB, CEP: 58.175-000.

1) Introdução

O processo de eutrofização artificial em corpos d'água, impulsionado pelo excesso de nutrientes, frequentemente leva a florações e dominância de cianobactérias potencialmente tóxicas (Igwaran *et al.*, 2024). Essas florações comprometem a qualidade da água, afetam o equilíbrio da biota e representam riscos à saúde humana e animal pela produção de cianotoxinas (Moreira *et al.*, 2021; Jochimsen *et al.*, 1998).

Diante da necessidade de controle e remediação rápida, a técnica *Floc and Sink* é amplamente adotada como uma medida de mitigação eficaz para reduzir a biomassa de cianobactérias da coluna d'água (Lucena-Silva *et al.*, 2022; Lürling *et al.*, 2020; Miranda *et al.*, 2017; Noyma *et al.*, 2016). Este processo envolve a adição de coagulantes e lastros que, em conjunto, promovem a floculação das partículas suspensas na água, permitindo a sedimentação da biomassa e a redução da concentração de células produtoras de toxinas na superfície.

No entanto, a eficácia e a segurança desta técnica dependem, além de outros fatores, de não provocar a lise celular. O estresse químico ou físico excessivo induzido pelo processo de floculação e pelo próprio coagulante utilizado pode levar à ruptura das células de cianobactérias, resultando na liberação das cianotoxinas intracelulares para a água, aumentando o risco de contaminação (Lucena-Silva *et al.*, 2019).

Nesse contexto, a eficiência do Fotosistema II (PSII), serve como um indicador robusto da integridade celular e do estresse ambiental de células fitoplanctônicas e a redução significativa desse parâmetro pode atuar como um indicador indireto de dano celular e risco de lise (Kottuparambil e Park, 2019; Gururani *at al.*, 2015), sinalizando um processo de remoção que pode estar comprometendo a integridade da célula e, consequentemente, aumentando o risco de liberação de toxinas.

Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivo principal avaliar o efeito da técnica *Floc and Sink* na integridade celular do fitoplâncton, utilizando a eficiência do PSII como *proxy* para quantificar o estresse e o risco potencial de lise celular induzida pelo tratamento. Os resultados obtidos visam subsidiar a escolha de dosagens seguras, garantindo máxima remoção de biomassa com o mínimo de dano celular, essencial para o manejo seguro de florações tóxicas em ambientes eutrofizados.

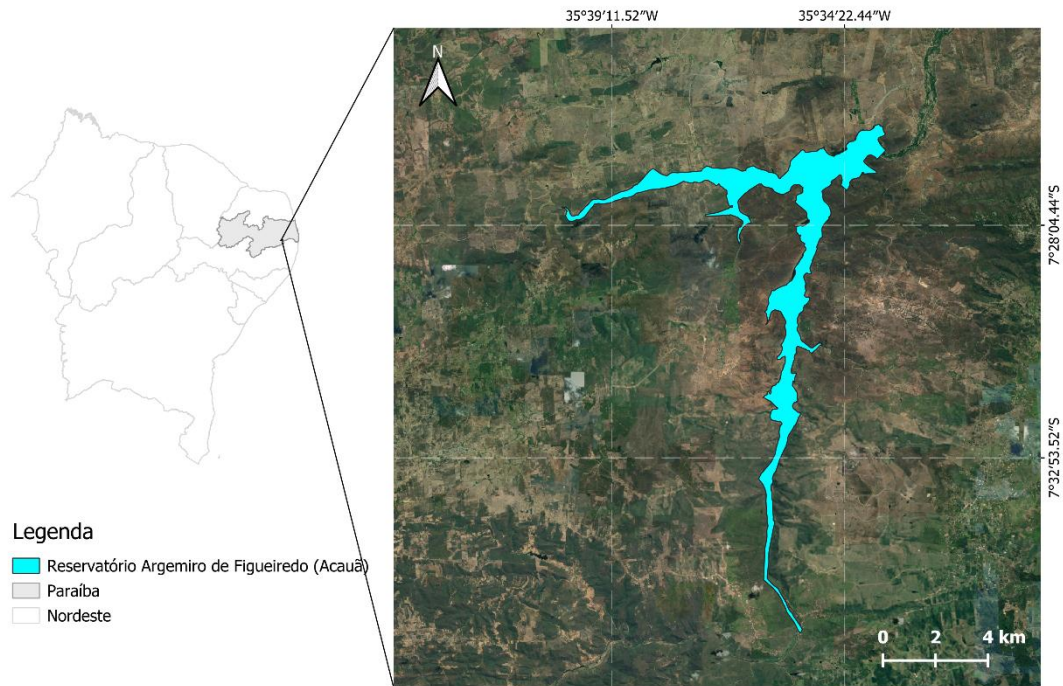
2) Objetivo Geral e Específicos



Este trabalho tem como objetivo geral avaliar os impactos da técnica *Floc and Sink* sobre a integridade celular do fitoplâncton por meio da eficiência do Fotossistema II. Como objetivos específicos, busca-se: (i) analisar a eficiência da técnica na redução de fósforo total (PT) e clorofila-a a partir de experimento em escala de bancada; (ii) determinar a melhor dosagem para aplicação da técnica em águas de um reservatório eutrofizado do semiárido e (iii) verificar a eficiência do Fotossistema II em diferentes dosagens de coagulante e argila.

3) Metodologia

Para a realização dos ensaios a nível de bancada, foram coletados 20 L de água do reservatório Argemiro de Figueiredo (Acauã) (Figura 1), que apresenta histórico de eutrofização recorrente.



DATUM SIRGAS 2000 | EPSG: 4674 | Fonte: GeoPortal AESA (2020), Catálogo de Metadados da ANA (2020) | Compositor: Autores (2025)

Figura 1: Reservatório Argemiro de Figueiredo (Acauã).

A coleta de água bruta foi realizada com o auxílio de um balde e a água foi filtrada em uma rede de plâncton de 68 μm para a remoção de organismos maiores que pudessem interferir nos resultados. O armazenamento se deu em uma bombona plástica de 20 L, que foi transportada ao laboratório sob temperatura ambiente e protegida da luz.

Uma série de parâmetros físicos e químicos foram mensurados *in loco* para uma caracterização das condições da água no momento da coleta. Para isso, utilizou-se uma sonda multiparamétrica HORIBA© U-50, que permitiu a determinação de pH, condutividade elétrica (mS cm^{-1}), potencial de oxirredução (ORP; mV), sólidos totais dissolvidos (g L^{-1}), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), turbidez (NTU) e salinidade (PPT). Adicionalmente, foram coletadas amostras únicas na região limnética, a 0,5m de

profundidade da superfície, para análises de PT, clorofila-a e fitoplâncton. Todas as amostras destinadas às análises laboratoriais foram transportadas em caixas de isopor com gelo e mantidas sob refrigeração (4 ± 2 °C) e ao abrigo da luz, até o momento das determinações analíticas.

Já em laboratório, os ensaios de floculação-sedimentação foram conduzidos em provetas de vidro de 250 mL, que serviram como unidades experimentais. O estudo avaliou a eficácia do cloreto de polialumínio (PAC) e da bentonita modificada com lantânio (BML) na remoção de fósforo. Os tratamentos aplicados foram: PAC isolado, BML isolada e a combinação PAC+BML, além de um grupo controle (sem adição de material). Cada tratamento foi replicado em triplicata, totalizando 48 unidades amostrais (Figura 2).

As dosagens para cada material foram baseadas em estudos prévios na literatura (Lucena-Silva *et al.*, 2019; Miranda *et al.*, 2017). Para o PAC, as dosagens testadas foram de 4, 8 e 16 mg Al L⁻¹, enquanto para a BML foram de 25, 50 e 100 mg L⁻¹.

Alíquotas de 250 mL de água do reservatório foram transferidas para cada proveta, e os respectivos tratamentos foram adicionados. A mistura inicial foi realizada com bastões de vidro por um minuto. Em seguida, as provetas foram mantidas em repouso por duas horas, sob condições ambientais, para permitir a floculação e a sedimentação.

Após o período de repouso, amostras de 120 mL de água foram coletadas da parte superior das provetas para análises pós ensaio. A eficiência de remoção foi calculada com base na diferença entre as concentrações iniciais e finais de fósforo total (PT) e clorofila-a. Adicionalmente, o pH foi monitorado, visto que valores reduzidos podem promover a liberação de compostos tóxicos de alumínio na água (Correia *et al.*, 2021).

Em relação às análises laboratoriais, as de PT, tanto para a água do ambiente como para as alíquotas pós ensaio, foram realizadas conforme os métodos preconizados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2023). Já a quantificação de clorofila-a, indicador da biomassa fitoplanctônica, e a eficiência do Fotossistema II foram realizadas utilizando um analisador de fitoplâncton PHYTOPAM (Heinz Walz GmbH), que fornece uma medição precisa e rápida. A densidade de cianobactérias (células mL⁻¹) foi calculada por análise quantitativa em um microscópio invertido (Zeiss Axiovert 40 C) com aumento de 400x, utilizando uma câmara de sedimentação, conforme Uthermöhl (1958). A contagem foi realizada até a contabilização de 400 indivíduos da espécie mais abundante ou até atingir 100 campos da câmara, minimizando os erros de contagem. A espécie dominante foi definida como aquela com o maior valor de densidade.

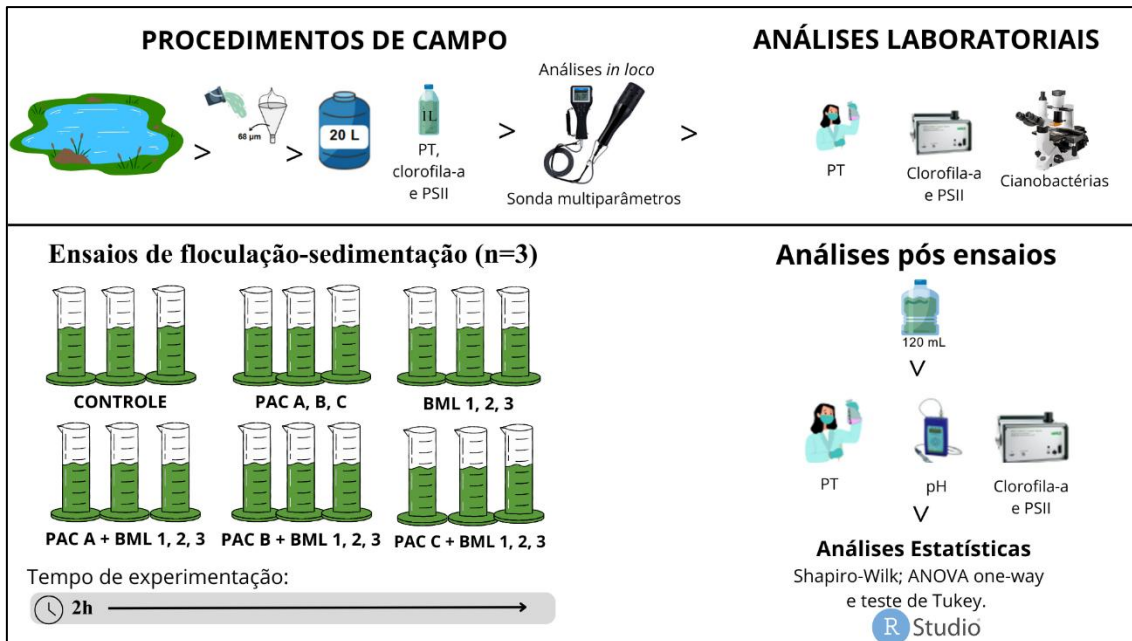


Figura 2 – Desenho experimental dos procedimentos de campo, dos ensaios de floculação-sedimentação e das análises laboratoriais pré e pós ensaios. Dosagens de PAC (A: 4 mg Al L⁻¹; B: 8 mg Al L⁻¹; C: 16 mg Al L⁻¹) e BML (1: 25 mg L⁻¹; 2: 50 mg L⁻¹; 3: 100 mg L⁻¹).

Após as análises de PT e clorofila-a para caracterização do reservatório, foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) seguindo as equações propostas por Carlson (1977) e modificadas por Lamparelli *et al* (2004) para ambientes tropicais (Equações 1 a 3), que estabelece o seguinte critério para classificação trófica: $IET \leq 47$: Ultraoligotrófico; $47 \leq IET \leq 52$: Oligotrófico; $52 \leq IET \leq 59$: Mesotrófico; $59 \leq IET \leq 63$: Eutrófico; $63 \leq IET \leq 67$: Supereutrófico; e $IET \geq 67$: Hipereutrófico.

$$IET_{PT} = 10 \times \left(6 - \frac{1,77 - 0,42 \times (\ln PT)}{\ln 2} \right)$$

Equação 1 – Cálculo do IET a partir das concentrações de fósforo total segundo Carlson (1977) modificado por Lamparelli *et al.* (2004)

$$IET_{Cl} = 10 \times \left(6 - \frac{0,92 - 0,34 \times (\ln Cl)}{\ln 2} \right)$$

Equação 1 – Cálculo do IET a partir das concentrações de clorofila-a segundo Carlson (1977) modificado por Lamparelli *et al.* (2004)

$$IET = \frac{IET_{PT} + IET_{Cl}}{2}$$

Equação 2 – Cálculo do IET segundo Carlson (1977) modificado por Lamparelli *et al.* (2004)

A taxa de remoção de PT e clorofila-a após os ensaios foi determinada conforme a Equação 4.

$$\text{Eficiência de remoção (\%)} = \frac{C_{Cont} - C_{Trat}}{C_{Cont}} \times 100$$

Equação 4 – Cálculo de eficiência de remoção

Onde C_{Cont} corresponde à concentração de PT ou clorofila-a do controle e C_{Trat} , do tratamento aplicado.

Para identificar se houve diferença significativa nas remoções de PT e clorofila-a, aplicou-se uma Análise de Variância (ANOVA) *one-way* para identificar diferenças significativas entre os grupos de tratamento, utilizando-se o teste *post-hoc* de Tukey para as comparações múltiplas.

4) Resultados e Discussões

A caracterização da água do reservatório Argemiro de Figueiredo demonstrou valores elevados de PT e clorofila-a (Tabela 1), bem como dominância da cianobactéria *Planktothrix agardhii*, uma espécie filamentososa produtora de microcistinas, que são classificadas como hepatotoxinas (Tabela 1). Observa-se ainda que o reservatório estava eutrófico no momento da realização dos ensaios.

Variáveis físicas, químicas e biológicas				
Análises <i>in loco</i> e laboratoriais		Espécies de cianobactérias	cél/mL	%
pH	7,57	<i>Aphanizomenon gracile</i>	455	0,30
ORP (mV)	272,00	<i>Aphanocapsa annulata</i>	1.324	0,86
CE (mS cm ⁻¹)	2,16	<i>Aphanothece</i> sp.	745	0,48
Turbidez (NTU)	16,10	<i>Chroococcus dispersus</i>	786	0,51
OD (mg L ⁻¹)	7,60	<i>Geitlerinema splendidum</i>	23.892	15,52
STD (g L ⁻¹)	1,39	<i>Merismopedia tenuissima</i>	993	0,64
Salinidade (PPT)	0,11	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	10.343	6,72
PT (µg L ⁻¹)	312,00	<i>Planktothrix agardhii</i>	108.891	70,71
Clorofila-a (µg L ⁻¹)	56,80	<i>Pseudanabaena catenata</i>	662	0,43
		<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	5.896	3,83
IET	73,86	TOTAL	153.987	100

A Figura 3 apresenta a eficiência de remoção de PT e clorofila-a e os valores de eficiência do fotossistema II (PSII) obtidos após a aplicação dos diferentes tratamentos. Observa-se que os tratamentos contendo apenas o coagulante apresentaram elevadas eficiências de remoção, destacando-se o tratamento PAC C (16 mg Al L⁻¹), que atingiu valores de remoção de biomassa de 72,55 ± 1,01%. Também foi possível observar remoção de 91,62 ± 1,02% de PT nesse mesmo tratamento. Esses resultados evidenciam a eficiência do PAC na agregação e sedimentação da biomassa fitoplanctônica, conforme observado em estudos anteriores com sais de alumínio (Lucena-Silva *et al.*, 2019;

Miranda *et al.*, 2017). Por outro lado, os tratamentos realizados com a argila BML de forma isolada apresentaram baixas eficiências de remoção de PT e clorofila-*a* (Figura 3), indicando que, sozinho, o material não foi suficientemente efetivo na floculação das células.

Os tratamentos combinados (PAC+BML) mostraram-se, em geral, mais eficientes para remoção de ambos os parâmetros avaliados, com destaque para as combinações onde foram utilizadas a dosagem de 16 mg Al L⁻¹, que apresentaram eficiências de remoção superiores a 70% em todos os casos (Figura 3). Nesses mesmos tratamentos, os valores de PSII mantiveram-se na faixa de 0,50 a 0,60, indicando que, embora a biomassa fitoplanctônica tenha sido removida de forma significativa, os microrganismos fitoplanctônicos ainda mantiveram sua integridade celular.

Segundo Schreiber (2004) e Franklin e Forster (1997), valores de PSII entre 0,65 e 0,85 indicam organismos saudáveis, enquanto valores inferiores a 0,5 refletem estresse fisiológico, e valores abaixo de 0,3 correspondem a danos irreversíveis ou morte celular. Assim, os resultados obtidos neste estudo demonstram que nenhum dos tratamentos avaliados causou a morte das células fotossintetizantes, mas sim redução da biomassa e diminuição parcial da eficiência do PSII, sugerindo estresse subletal e remoção física das células.

De modo geral, a associação entre o PAC e o BML potencializou a eficiência do processo de remoção de PT e biomassa algal, provavelmente devido à sinergia entre os mecanismos de coagulação e adsorção, que favorecem a remoção de partículas e fitoplâncton. A manutenção de valores moderados de PSII reforça que a diminuição da clorofila-*a* está relacionada à remoção de células do meio aquático e não à destruição completa dos sistemas fotossintéticos, o que é desejável em processos de tratamento que visam evitar a liberação intracelular de cianotoxinas.

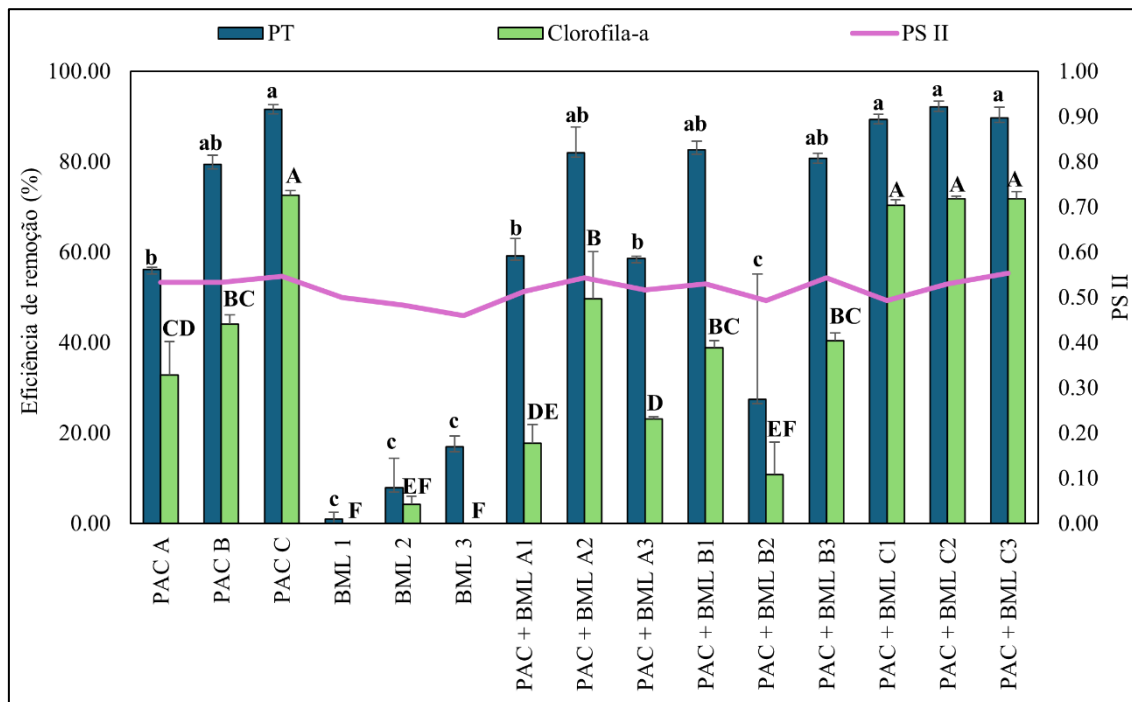


Figura 3 - Gráfico destacando a Eficiência de remoção da clorofila-*a* e do Fotossistema II. Dosagens de PAC (A: 4 mg Al L⁻¹; B: 8 mg Al L⁻¹; C: 16 mg Al L⁻¹) e BML (1: 25 mg L⁻¹; 2: 50 mg L⁻¹; 3: 100 mg L⁻¹).

Para determinar a melhor dosagem, além das remoções de fósforo total e clorofila-a, também foi avaliado a redução do pH, considerando como faixa segura valores de potencial hidrogeniônico acima de 7,0. Todos os tratamentos com a utilização da dosagem de 16 mg Al L⁻¹ apresentaram pH inferior à margem estabelecida (Tabela 1), portanto, considerando os demais fatores avaliados, conclui-se que a melhor dosagem aplicada foi PAC+BML B3 (8 mg Al L⁻¹ de PAC e 100 mg L⁻¹ de BML), que manteve o pH em 7,05 ± 0,01 e removeu 80,68 ± 1,17% de PT e 40,41 ± 1,66% de clorofila-a, além de um valor de 0,54 de PSII, não provocando danos às células do fitoplâncton.

Tratamento	Remoção de PT (%)	DP	Remoção de Clorofila-a (%)	DP	pH	DP	PS II	DP
Controle	-	-	-	-	7,66	0,08	0,48	0,01
PAC A	56,16	0,41	32,86	7,31	7,20	0,03	0,53	0,01
PAC B	79,36	2,08	44,08	2,08	7,03	0,05	0,53	0,00
PAC C	91,62	1,02	72,55	1,01	6,70	0,03	0,55	0,02
BML 1	0,99	1,41	0,00	0,00	7,62	0,00	0,50	0,02
BML 2	7,95	6,49	4,18	1,84	7,54	0,10	0,48	0,01
BML 3	16,90	2,43	-	-	8,00	0,43	0,46	0,01
PAC + BML A1	59,15	3,87	17,76	4,12	7,30	0,02	0,51	0,01
PAC + BML A2	82,01	5,62	49,69	10,38	6,93	0,08	0,54	0,00
PA3 + BML A3	58,65	0,41	23,06	0,52	7,24	0,01	0,52	0,00
PAC + BML BA	82,67	1,92	38,88	1,51	7,05	0,02	0,53	0,01
PAC + BML B2	27,50	27,65	10,77	7,19	7,34	0,49	0,49	0,03
PAC + BML B3	80,68	1,17	40,41	1,66	7,05	0,01	0,54	0,00
PAC + BML C1	89,30	1,17	70,31	1,32	6,67	0,00	0,49	0,01
PAC + BML C2	92,11	1,24	71,84	0,50	6,61	0,02	0,53	0,01
PAC + BML C3	89,63	2,38	71,84	1,52	6,60	0,01	0,55	0,02

Tabela 1 – Valores de remoção de PT e clorofila-a, pH e PSII para os tratamentos avaliados. DP: desvio padrão. Dosagens de PAC (A: 4 mg Al L⁻¹; B: 8 mg Al L⁻¹; C: 16 mg Al L⁻¹) e BML (1: 25 mg L⁻¹; 2: 50 mg L⁻¹; 3: 100 mg L⁻¹).

5) Referências

APHA (American Public Health Association), 2023. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21 Ed. Washington, DC, 1200 p.

CORREIA, T. G.; VIEIRA, V. A. R. O.; NARCIZO, A. M.; ZAMPIERI, R. A.; FLOETER-WINTER, L. M.; MOREIRA, R. G. Endocrine disruption caused by the aquatic exposure to aluminum and manganese in *Astyanax altiparanae* (Teleostei: Characidae) females during the final ovarian maturation. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 249, 2021. DOI: 10.1016/j.cbpc.2021.109132.

FRANKLIN, L.A.; FORSTER, R.M.. The changing irradiance environment: consequences for marine macrophyte physiology, productivity and ecology. **European Journal of Phycology**, v. 32(3), p. 207–232, 1997. DOI: 10.1080/09670269710001737149.

GURURANI MA, VENKATESH J, TRAN LS. Regulation of Photosynthesis during Abiotic Stress-Induced Photoinhibition. **Mol Plant.** (9):1304-20, 2015. DOI: 10.1016/j.molp.2015.05.005. Epub 2015 May 19. PMID: 25997389.

IGWARAN, A.; KAYODE, A. J.; MOLOANTOA, K. M.; KHETSHA, Z. P.; UNUOFIN, J. O. Cyanobacteria harmful algae blooms: causes, impacts, and risk management. **Water Air Soil Pollut**, v. 235, n. 71, 2024. DOI: 10.1007/s11270-023-06782-y.

JOCHIMSEN, E. M.; CARMICHAEL, W. W.; AN, J.; CARDO, D. M.; COOKSON, S. T.; HOLMES, C. E. M.; ANTUNES, M. B. C.; FILHO, D. A. M.; LYRA, T. M.; BARRETO, V. S. T.; AZEVEDO, S. M. F. O.; JARVIS, W. R. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. **The New England Journal of Medicine**, v. 338, n. 13, 1998. DOI: 10.1056/NEJM199803263381304.

KOTTUPARAMBIL, S., PARK, J. Anthracene phytotoxicity in the freshwater flagellate alga *Euglena agilis* Carter. **Sci Rep**, v. 9, 15323, 2019. DOI: 10.1038/s41598-019-51451-y

LUCENA-SILVA, D.; MOLOZZI, J.; SEVERIANO, J. S.; BECKER, V.; BARBOSA, J. E. L. 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. DOI: 10.1016/j.watres.2019.04.057.

LUCENA-SILVA, D.; SEVERIANO, J. S.; SILVA, R. D. S.; BECKER, V.; BARBOSA, J. E. L.; MOLOZZI, J. Impacts of the Floc and Sink technique on the phytoplankton community: A morpho-functional approach in eutrophic reservoir water. **Journal of Environmental Management**, v. 308, 2022. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.114626.

LÜRLING, M.; MUCCI, M.; WAAJEN, G. Removal of Positively Buoyant *Planktothrix rubescens* in Lake Restoration. **Toxins**, v. 12, n. 11, 2020. DOI: 10.3390/toxins12110700.

MOREIRA, C.; CAMPOS, A.; MARTINS, J. C.; VASCONCELOS, V.; ANTUNES, A. Review on Cyanobacterial Studies in Portugal: Current Impacts and Research Needs. **Applied Sciences**, v. 11, n. 10, 2021. DOI: 10.3390/app11104355.

NOYMA, N. P.; DE MAGALHÃES, L.; FURTADO, L. L.; MUCCI, M.; VAN OOSTERHOUT, F.; HUSZAR, V. L. M.; MARINHO, M. M.; LÜRLING, M. Controlling cyanobacterial blooms through effective flocculation and sedimentation with combined use of flocculants and phosphorus adsorbing natural soil and modified clay. **Water Research**, v. 97, p. 26–38, 2016. DOI: 10.1016/j.watres.2015.11.057.

SCHREIBER, U. Pulse-Amplitude-Modulated (PAM) fluorometry and saturation pulse method: An overview. **Photosynthesis Research**, v. 79(3), p. 209–231, 2004. DOI: 10.1007/978-1-4020-3218-9_11.