



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

PAULA DAYANE SILVA MAIA

**INTERAÇÕES ECOLÓGICAS ENTRE A CIANOBACTÉRIA *Microcystis aeruginosa*
E DUAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS SUBMERSAS**

MOSSORÓ
2023

PAULA DAYANE SILVA MAIA

**INTERAÇÕES ECOLÓGICAS ENTRE A CIANOBACTÉRIA *Microcystis aeruginosa*
E DUAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS SUBMERSAS**

Dissertação apresentada ao Mestrado em Ecologia e Conservação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Linha de Pesquisa: Ecologia e conservação de ecossistemas aquáticos.

Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo, Prof. Dr.

Co-orientador: Gustavo Henrique Gonzaga da Silva, Prof. Dr.

MOSSORÓ

2023

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

M217i Maia, Paula Dayane Silva.
Interações ecológicas entre a cianobactéria
microcystis aeruginosa e duas espécies de
macrófitas aquáticas submersas / Paula Dayane
Silva Maia. - 2023.
64 f. : il.

Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo.
Coorientador: Gustavo Henrique Gonzaga da
Silva.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal
Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação
em Ecologia e Conservação, 2023.

1. Biomanipulação. 2. Cianobactérias. 3.
Competição. 4. Eutrofização. 5. Florações de
cianobactérias. I. Camargo, Antonio Fernando
Monteiro, orient. II. Silva, Gustavo Henrique
Gonzaga da, co-orient. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada por sistema gerador automático em conformidade
com AACR2 e os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Biblioteca Campus Mossoró / Setor de Informação e Referência
Bibliotecária: Keina Cristina Santos Sousa e Silva
CRB: 15/120

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

PAULA DAYANE SILVA MAIA

**INTERAÇÕES ECOLÓGICAS ENTRE A CIANOBACTÉRIA *Microcystis aeruginosa*
E DUAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS SUBMERSAS**

Dissertação apresentada ao Mestrado em Ecologia e Conservação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Linha de Pesquisa: Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos.

Defendida em: 29 / 05 / 2023.

BANCA EXAMINADORA

Antonio Fernando Monteiro Camargo, Prof. Dr. (UNESP)
Presidente

Renata de Fátima Panosso, Profa. Dra. (UFRN)
Membro Examinador

Laís Samira Correia Nunes, Profa. Dra. (UNISANTA)
Membro Examinador

James Lucas da Costa Lima, Prof. Dr. (UFERSA)
Membro Examinador

AGRADECIMENTOS

À Deus pelo dom da vida, que é rico em misericórdia, concedendo-me saúde e sabedoria para seguir em frente após as frustrações. Sempre nos encontramos, mesmo quando fica difícil encontrar a si mesmo.

Aos meus queridos e amáveis pais, Hermino e Áurea, fontes inesgotáveis de todo incentivo e força durante toda a minha vida, obrigada pelo carinho, pela educação e ensinamentos. Aos meus irmãos, Patrícia e Paulo, que mesmo de longe sempre me apoiaram.

Devo especial gratidão ao meu esposo Rafael, meu companheiro de todas as horas, por sempre me apoiar e incentivar desde o início e por tão carinhosamente me acolher sempre que preciso.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal Rural do Semiárido por todo apoio e infraestrutura fundamental para realização desta pesquisa.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação que contribuíram com a minha formação.

Ao prof. Antônio Camargo e o prof. Gustavo Silva que me conduziram nesse desafio, agradeço as orientações, conselhos e ajuda.

A prof. Renata Panosso pela disponibilidade do inóculo de cianobactérias, por me ensinar a realizar contagens de ciano, pela ajuda nos cálculos de biovolume e pela preocupação comigo.

Ao químico do laboratório, Luíz Carlos, pelo auxílio nas análises laboratoriais, pela companhia durante os longos dias, pela amizade cultivada, e por sempre “dá um jeito” nos contratempos que apareciam, apesar dos dramas, sempre dava certo.

Ao Laboratório de Limnologia e Qualidade de Água (LIMNOAQUA) por fornecer estrutura necessária à realização da pesquisa.

Aos membros da banca examinadora de qualificação, Laís Nunes e James Lucas, suas contribuições foram essenciais para a melhoria do trabalho.

Aos membros da banca examinadora de defesa, Laís Nunes e Renata Panosso, por terem aceitado o convite, pela participação, dedicação, considerações e sugestões para o melhoramento da pesquisa.

A minha querida amiga Luana, a quem devo muita gratidão, nossa amizade é cultivada desde a graduação, compartilhamos esse sonho de ser mestre juntas. Agradeço pela

companhia nos bons e momentos ruins, por sempre me ouvir sem julgamentos. Sem você esse caminho seria mais difícil de percorrer.

Ao Kaique, nossa amizade vem se construindo desde a graduação e, consolidou-se no mestrado, a quem dividi o mesmo teto, sempre escutando as minhas lamentações, decepções e frustrações. Obrigada pelas ajudas em campo, no laboratório e na vida, sempre me deu forças para continuar a seguir em frente.

A Renata Gomes, uma grande amiga que o mestrado me deu, um verdadeiro presente de Deus, obrigada pela amizade, carinho e apoio. Você é luz, extremamente determinada, me orgulho muito de você. Sem você os dias seriam mais longos e mais difíceis.

A Lucas Rebouças esposo da Renata, pela ajuda e auxílio na estatística dos dados.

Ao Cihelio Amorim pela ajuda nos cálculos de biomassa das cianobactérias.

A Camila Tâmires por todo acolhimento em Mossoró, abriu as portas do seu AP para dividirmos, a toda amizade, companheirismo, todas as lamentações. Te desejo muito sucesso!

A Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Norte (FAPERN) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Código de Financiamento 001 (acordo CAPES/FAPERN), pela concessão da bolsa de estudos, a qual foi fundamental para o andamento do mestrado.

A todos que tenham colaborado com essa pesquisa de forma direta ou indiretamente.

**“A vida é curta, mas é ampla.
Isso também passará.”**

Autor desconhecido

RESUMO

Diversos fatores desencadeiam a ocorrência de florações de cianobactérias em ecossistemas de água doce, principalmente devido ao aumento na disponibilidade de nutrientes, hidrologia e regimes climáticos, luz, pressão de pastejo e pressão competitiva. Existe uma relação antagônica entre o fitoplâncton e macrófitas aquáticas em corpos d'água rasos. Além da competição direta por nutrientes e luz, os efeitos alelopáticos das macrófitas sobre o fitoplâncton têm chamado bastante atenção devido à importância das macrófitas na manutenção da qualidade da água. Dessa forma, uma possível solução para controlar as florações de cianobactérias inclui o uso de macrófitas aquáticas submersas como alternativa de biomanipulação, pois são eficazes na redução do crescimento do fitoplâncton. Essa pesquisa foi motivada com base em observações realizadas em açudes do Rio Grande do Norte, região semiárida do Brasil. Nos açudes da bacia hidrográfica do rio Apodi/Mossoró – RN, foi observada elevada riqueza e abundância de espécies de macrófitas, especialmente macrófitas submersas. Nos locais que apresentavam altas densidades de macrófitas aquáticas, não ocorria aumento da eutrofização, tampouco, ocorrência de florações de cianobactérias. Diante do exposto, essa pesquisa objetivou avaliar se as macrófitas aquáticas submersas, *Egeria densa* Planck e *Ceratophyllum demersum* L. limitam o crescimento da cianobactéria *Microcystis aeruginosa*, através do sombreamento e/ou competição por nutrientes. Oito dias antes da realização dos experimentos, ramos jovens e apicais fotossinteticamente ativos de *E. densa* e *C. demersum* foram coletados no Açude de Santa Cruz, Apodi – RN para aclimação. As macrófitas foram cultivadas em laboratório em unidades experimentais retangulares com área de 0.0262 m² contendo 2L de solução nutritiva de Hoagland & Arnon (1950). A cepa da cianobactéria *M. aeruginosa* (LEA-04), produtora de microcistina foi obtida do acervo disponível no Laboratório de Microbiologia Aquática (LAMAq) da UFRN, e foram cultivadas em solução nutritiva de Hoagland & Arnon (1950) modificada. Foram determinados sete tratamentos com cinco réplicas cada. Os tratamentos foram montados a fim de expor a cepa de *M. aeruginosa* à diferentes biomassas das duas espécies de macrófitas aquáticas. Os controles negativos foram realizados utilizando plantas artificiais, com o intuito de verificar se essas plantas causam interferência no crescimento das cianobactérias por meio do sombreamento. Cada experimento teve duração de 15 dias, as amostras foram coletadas para quantificar a biomassa das cianobactérias a cada três dias: 0, 3, 6, 9, 12 e 15º dia de experimento. Foi verificado redução da biomassa de *M. aeruginosa* cultivada com *E. densa* e *C. demersum*, independentemente da biomassa das macrófitas. No entanto, a redução da biomassa da cianobactéria não ocorreu nos tratamentos com a planta artificial. A biomassa de *M. aeruginosa* foi inibida desde o terceiro dia de experimento com as macrófitas até o final do experimento, atingindo uma biomassa zero a partir do sexto dia. Ao avaliar as taxas de inibição, fica evidente a alta sensibilidade da cianobactéria *M. aeruginosa* quando cultivada com as macrófitas aquáticas *E. densa* e *C. demersum*. As concentrações de nutrientes na água diminuíram significativamente nos tratamentos com macrófitas aquáticas em relação aos tratamentos controle, exceto para o nitrato. Com base nos valores da massa fresca das macrófitas tanto *E. densa* como *C. demersum* diminuíram a biomassa final ao final do experimento. As macrófitas aquáticas foram capazes de inibir o crescimento da cianobactéria *M. aeruginosa*. Nossos resultados mostraram que as macrófitas submersas alteram a disponibilidade de nutrientes na água.

Palavras-chave: Biomanipulação. Cianobactérias. Competição. Eutrofização. Florações de cianobactérias.

ABSTRACT

Various factors trigger the occurrence of cyanobacterial blooms in freshwater ecosystems, mainly due to increased nutrient availability, hydrology and climatic regimes, light, grazing pressure, and competitive pressure. There is an antagonistic relationship between phytoplankton and aquatic macrophytes in shallow water bodies. In addition to direct competition for nutrients and light, the allelopathic effects of macrophytes on phytoplankton have garnered attention due to the importance of macrophytes in maintaining water quality. Thus, a possible solution to control cyanobacterial blooms includes the use of submerged aquatic macrophytes as an alternative for biomanipulation, as they are effective in reducing phytoplankton growth. This research was motivated by observations made in reservoirs in Rio Grande do Norte, a semi-arid region of Brazil. In the reservoirs of the Apodi/Mossoró River Basin in RN, a high richness and abundance of macrophyte species, especially submerged macrophytes. In locations with high densities of aquatic macrophytes, there was no eutrophication increase or occurrence of cyanobacterial blooms. In light of the above, this research aimed to assess whether submerged aquatic macrophytes, *Egeria densa* and *Ceratophyllum demersum*, limit the growth of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* through shading and/or nutrient competition. Eight days before the experiments, young and actively photosynthetic apical branches of *E. densa* and *C. demersum* were collected in the Santa Cruz Reservoir, Apodi – RN, for acclimatization. The macrophytes were cultivated in the laboratory in rectangular experimental units with an area of 0.0262 m² containing 2L of Hoagland & Arnon (1950) nutrient solution. The strain of the cyanobacterium *M. aeruginosa* (LEA-04), a microcystin producer, was obtained from the available collection at the Laboratory of Aquatic Microbiology (LAMAq) of UFRN and was cultivated in modified Hoagland & Arnon (1950) nutrient solution. Seven treatments with five replicates each were determined. The treatments were designed to expose the *M. aeruginosa* strain to different biomasses of the two species of aquatic macrophytes. Negative controls were performed using artificial plants to verify if these plants interfere with cyanobacterial growth through shading. Each experiment lasted for 15 days, and samples were collected to quantify cyanobacterial biomass every three days: 0, 3, 6, 9, 12, and 15 days of the experiment. Reduction in the biomass of *M. aeruginosa* was observed when cultivated with *E. densa* and *C. demersum*, regardless of the macrophyte biomass. However, reduction in cyanobacterial biomass did not occur in treatments with artificial plants. The biomass of *M. aeruginosa* was inhibited from the third day of the experiment with macrophytes until the end of the experiment, reaching zero biomass from the sixth day. When evaluating inhibition rates, the high sensitivity of the cyanobacterium *M. aeruginosa* when cultivated with the aquatic macrophytes *E. densa* and *C. demersum* becomes evident. Nutrient concentrations in the water significantly decreased in treatments with aquatic macrophytes compared to control treatments, except for nitrate. Based on the fresh mass values of both *E. densa* and *C. demersum*, the final biomass decreased at the end of the experiment. Submerged aquatic macrophytes were able to inhibit the growth of the cyanobacterium *M. aeruginosa*. Our results showed that submerged macrophytes alter nutrient availability in the water.

Keywords: Biomanipulation. Cyanobacteria. Competition. Eutrophication. Cyanobacterial blooms.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Localização do reservatório de Santa Cruz, Apodi – RN	39
Figura 2	– Representação esquemática do desenho experimental	43
Figura 3	– Valores médios das biomassas de <i>M. aeruginosa</i> de (A) tratamento controle; (B) tratamento 2: <i>M. aeruginosa</i> com <i>E. densa</i> (10 gMS); (C) tratamento 3: <i>M. aeruginosa</i> com <i>E. densa</i> (30 gMS); (D) tratamento 4: <i>M. aeruginosa</i> com <i>C. demersum</i> (10 gMS); (E) tratamento 5: <i>M. aeruginosa</i> com <i>C. demersum</i> (10 gMS); (F) tratamento 6: <i>M. aeruginosa</i> com macrófita artificial (10 g); (G) tratamento 7: <i>M. aeruginosa</i> com macrófita artificial (30 g). Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos, pela ANOVA e teste de Tukey ($p < 0,05$). As barras representam o desvio padrão	46
Figura 4	– Taxas de crescimento de <i>M. aeruginosa</i> submetidas aos tratamentos com macrófitas aquáticas, planta artificial e controle. As barras são as médias e o desvio padrão. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos, pela ANOVA e teste de Tukey ($p < 0,05$)	47
Figura 5	– Taxas de inibição de <i>M. aeruginosa</i> submetidas aos tratamentos com macrófitas aquáticas e plantas artificiais após quinze dias. As barras são as médias e o desvio padrão. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos, pela ANOVA e teste de Tukey ($p < 0,05$)	48
Figura 6	– Médias com desvio padrão das concentrações de amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio total, fósforo total e ortofosfato no início e final do experimento. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos, pela ANOVA e teste de Tukey ($p < 0,05$)	49
Figura 7	– Biomassa inicial e final de <i>E. densa</i> e <i>C. demersum</i> em cultura com <i>M. aeruginosa</i> . Letras distintas indicam diferenças significativas entre a biomassa das macrófitas aquáticas nos diferentes tratamentos	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Levantamento bibliográfico de pesquisas com cianobactérias realizadas em ecossistemas aquáticos no semiárido brasileiro	24
Tabela 2	– Composição da solução nutritiva de Hoagland & Arnon (1950)	41
Tabela 3	– Solução nutritiva de Hoagland & Arnon (1950) diluída a 10%	41

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL	13
	REFERÊNCIAS	16
	CAPÍTULO 1	21
1	REFERENCIAL TEÓRICO	21
1.1	Florações de cianobactérias e cianotoxinas em ecossistemas aquáticos no semiárido brasileiro	21
1.2	Macrófitas submersas e seu potencial para controlar as florações de cianobactérias	26
	REFERÊNCIAS	29
	CAPÍTULO 2	36
2	INTRODUÇÃO	37
3	MATERIAL E MÉTODOS	39
3.1	Reservatório de Santa Cruz e características da região.....	39
3.2	Coleta e cultura das macrófitas aquáticas	40
3.3	Cultivo de <i>M. aeruginosa</i>	42
3.4	Desenho experimental	42
3.5	Taxas de crescimento e inibição de <i>M. aeruginosa</i>	44
3.6	Crescimento das macrófitas aquáticas	44
3.7	Análise estatística	44
4	RESULTADOS	45
4.1	Efeitos das macrófitas aquáticas sobre a biomassa de <i>M. aeruginosa</i>	45
4.2	Efeitos das macrófitas aquáticas sobre as taxas de crescimento e inibição de <i>M. aeruginosa</i>	47
4.3	Nutrientes da água	48
4.4	Crescimento das macrófitas aquáticas	50
5	DISCUSSÃO	50
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	52
	REFERÊNCIAS	53
	APÊNDICE A – TRATAMENTO 1: INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO	61
	APÊNDICE B – TRATAMENTO 2: INÍCIO E FINAL DO	

EXPERIMENTO	61
APÊNDICE C – TRATAMENTO 3: INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO	62
APÊNDICE D – TRATAMENTO 4: INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO	62
APÊNDICE E – TRATAMENTO 5: INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO	63
APÊNDICE F – TRATAMENTO 6: INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO	63
APÊNDICE G – TRATAMENTO 7: INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO	64

INTRODUÇÃO GERAL

A proliferação de cianobactérias degrada o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e, além disso, estes vegetais produzem toxinas prejudiciais à saúde humana e animal (Feng et al., 2022). As florações de cianobactérias apresentam grandes desafios para o manejo de rios, lagos e reservatórios (Carey et al., 2012). Diversos fatores desencadeiam a ocorrência de florações de cianobactérias em ecossistemas de água doce, principalmente devido ao aumento na disponibilidade de nutrientes (Fouilland et al., 2014), condições hidrológicas e regimes climáticos (González-Olalla et al., 2018), luz (Béchet et al., 2015; Kim et al., 2018), pressão de pastejo (Leitão; Ger; Panosso, 2018) e pressão competitiva (Song et al., 2017).

Existe uma relação antagônica entre o fitoplâncton e macrófitas aquáticas em corpos d'água rasos (Espinosa-Rodriguez et al., 2016) com a redução do fitoplâncton em presença de macrófitas aquáticas. Além da competição direta por nutrientes e luz, os efeitos alelopáticos das macrófitas sobre o fitoplâncton têm chamado bastante atenção devido à importância das macrófitas na manutenção da qualidade da água (Lacerot et al., 2013; Santonja; Rouzic; Thiébaud, 2018; Barrow et al., 2019; Song et al., 2019). Dessa forma, uma possível solução para controlar as florações de cianobactérias inclui o uso de macrófitas aquáticas submersas como alternativa de biomanipulação, pois são eficazes na redução do crescimento do fitoplâncton (Zuo et al., 2012).

Macrófitas aquáticas contribuem para a estrutura dos ecossistemas aquáticos, desempenham um papel relevante no funcionamento dos ecossistemas de água doce e são importantes produtores primários (Zehnsdorf et al., 2015; Hao et al., 2017; Kankanamge; Matheson; Riis, 2019; Monteiro et al., 2021; Wu et al., 2021). As macrófitas são consideradas um importante sumidouro de nutrientes, uma vez que atuam na ciclagem de nutrientes, além de servirem como substrato para as comunidades bióticas, fornecerem refúgio ao zooplâncton, reduzirem a ressuspensão do sedimento e restauram a qualidade da água (Meerhoff et al., 2007; Hilt; Gross, 2008; Mohamed, 2017; Choudhury et al., 2018; Lu et al., 2018).

Essa pesquisa foi motivada com base em observações realizadas em açudes do Rio Grande do Norte, região semiárida do Brasil. Durante os estudos e coletas nos açudes da bacia hidrográfica do rio Apodi/Mossoró – RN, foi observada elevada riqueza e abundância de espécies de macrófitas, especialmente macrófitas submersas. Curiosamente, nos açudes que apresentavam altas densidades de macrófitas aquáticas, a proliferação de cianobactérias era menor. Entretanto, essa não é a realidade da maioria dos açudes do Rio Grande do Norte, pois estudos mostram que nos últimos anos, a elevada eutrofização e as mudanças climáticas

favoreceram o aumento da ocorrência de florações de cianobactérias, as quais, são acompanhadas por altas concentrações de cianotoxinas (Moura; Aragão-Tavares; Amorim, 2018).

As macrófitas aquáticas submersas *Egeria densa* Planch e *Ceratophyllum demersum* Linnaeus, foram selecionadas para este estudo devido ao seu crescimento rápido e grande abundância no açude de Santa Cruz – RN, incluindo suas características de inibição do fitoplâncton, sobretudo, a cianobactéria *Microcystis aeruginosa* Kütz. Emend. Elenkin. Na região semiárida do Brasil, especialmente no estado do Rio Grande do Norte, as espécies de cianobactérias mais frequentes são: *Raphidiopsis raciborskii* (Nostocales), *M. aeruginosa* (Chroococcales) e *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales) (Moura; Aragão-Tavares; Amorim, 2018). *Microcystis aeruginosa* destaca-se como a principal espécie formadora de florações em ecossistemas de água doce (Harke et al., 2016). Por essa razão, a cianobactéria *M. aeruginosa* foi selecionada para esse estudo.

Egeria densa é uma macrófita aquática submersa enraizada, de água doce e perene, pertence à família Hydrocharitaceae, nativa da América do Sul (Zehnsdorf et al., 2015; Rimac et al., 2018; Yoshida; Bianchini; Cunha-Santino, 2022), da costa sudeste do Brasil, Argentina e Uruguai (Yarrow et al., 2009). *Egeria densa* foi introduzida em muitos países como planta ornamental de aquário, no entanto, tornou-se uma espécie invasora em muitas regiões subtropicais e temperadas (Rimac et al., 2018; Asaeda; Senavirathna; Krishna, 2020; Shams; Hosni, 2020). Esta espécie apresenta uma elevada produção primária, reprodução vegetativa com excelente capacidade fotossintética e dispersão eficiente de fragmentos vegetativos, exibe altas taxas de sobrevivência, é capaz de modificar ou regular processos importantes nos ecossistemas, evita a ressuspensão de sedimentos e controla o crescimento do fitoplâncton (Kahara; Vermaat, 2003; Yarrow et al., 2009). *Egeria densa* pode ser encontrada em ambientes lênticos e lóticos, sobrevive em uma faixa de temperatura entre 10 °C a 25 °C, com crescimento ótimo em temperaturas de 16 °C (Yarrow et al., 2009; Thiébaud et al., 2016). Foi registrada na região semiárida do nordeste do Brasil, como: Bahia (Santos et al., 2006; Bezerra et al., 2007; Nascimento et al., 2008), Ceará (Moro et al., 2014), Paraíba (Azevêdo et al., 2015) e Rio Grande do Norte (Moura; Henry-silva, 2018).

Ceratophyllum demersum é uma macrófita aquática submersa livre, sua distribuição ocorre comumente em águas calmas, como, lagoas, lagos e riachos com índices de nutrientes variando de moderado a alto (Huiyun et al., 2009; Thiébaud; Martinez, 2015; Sharif; Namin; Ramezanpoure, 2022), e elevada transparência da água (Moura; Henry-Silva, 2018). Pertence à família Ceratophyllaceae é uma planta considerada cosmopolita, ou seja, possui uma ampla

distribuição, presente em quase todas as partes do mundo (Hylgaard et al., 2014; Thiébaud; Martinez, 2015). Esta espécie tem um desenvolvimento herbáceo, não possui raízes verdadeiras, entretanto, podem apresentar folhas modificadas, chamadas de rizoides, que vão servir como âncoras para auxiliar na absorção dos nutrientes da coluna d'água (Costa et al., 2005). Se desenvolvem na faixa de temperatura entre 25 °C a 35 °C, com desenvolvimento ótimo em temperaturas de 25 °C (Hylgaard et al., 2014). No reservatório de Santa Cruz foi observada uma elevada frequência e abundância de *C. demersum* (Henry-Silva et al., 2010).

Microcystis aeruginosa é uma cianobactéria que pode formar florações em ambientes de água doce como lagos e reservatórios de todo o mundo (Chen et al., 2012; Harke et al., 2016). Com relação a sua distribuição geográfica, é considerada cosmopolita, apresenta florações em todos os continentes, exceto Antártida (Zuruwell et al., 2005). A ocorrência de *M. aeruginosa* já foi relatada em mais de 106 países, é uma espécie conhecida por produzir microcistina uma substância que tem efeitos citotóxicos e genotóxicos em células animais (Jaiswal; Gothwal; Yadav, 2022). Portanto, o controle de *Microcystis* é uma questão urgente no que diz respeito à melhoria do ecossistema aquático e de saúde pública (Chen et al., 2012).

As características ecofisiológicas das cianobactérias são únicas e extremamente adaptáveis (Litchman et al., 2010). Essas características podem ser exclusivas a nível de gênero, destacam-se: a capacidade de crescer em temperaturas mais quentes; flutuabilidade, devido à produção de vesículas gasosas; alta afinidade e capacidade de armazenar fósforo; fixação de nitrogênio; produção de acinetos e características associadas da história de vida; e captura de luz em baixas intensidades (Carey et al., 2012). Os reservatórios do Nordeste do Brasil fornecem essas condições de altas temperaturas e concentrações de nutrientes, assim, favorecem o surgimento de florações de cianobactérias com frequência (Aragão-Tavares; Moura; Bittencourt-Oliveira, 2013). Nesse contexto, é de fundamental importância o monitoramento de cianotoxinas em reservatórios de abastecimento público, especialmente na região do semiárido brasileiro (Bittencourt-Oliveira et al., 2014). Estudos com o objetivo de entender como as macrófitas aquáticas submersas podem controlar as florações de cianobactérias são necessários, visto que, são importantes para selecionar e traçar estratégias de gestão, controle, restauração e conservação de lagos rasos subtropicais e tropicais. objetivo deste trabalho foi avaliar o crescimento da cianobactéria *M. aeruginosa* em culturas em conjunto com as macrófitas submersas *Egeria densa* e *Ceratophyllum demersum*, bem como com plantas artificiais, por meio de um experimento laboratorial.

REFERÊNCIAS

- ARAGÃO-TAVARES, N. C; MOURA, A. N; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Planktonic cyanobacteria forming blooms in reservoirs of northeastern Brazil. **Agrária – Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 4, p. 662–668, 2013.
- ASAEDA, T; SENAVIRATHNA, M. D. H. J; KRISHNA, L. V. Evaluation of habitat preferences of invasive macrophyte *Egeria densa* in different channel slopes using hydrogen peroxide as an indicator. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, p. 1–12, 2020.
- AZEVEDO, D. J. S; BARBOSA, J. E. L; GOMES, W. I. A; PORTO, D. E; MARQUES, J. C; MOLOZZI, J. 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.
- BARROW, J. L; BEISNER, B. E; GILES, R; GIANI, A; DOMAIZON, I; GREGORY-EAVES, I. Macrophytes moderate the taxonomic and functional composition of phytoplankton assemblages during a nutrient loading experiment. **Freshwater Biology**, p. 1–13, 2019.
- BÉCHET, Q; CHAMBONNIÈRE, P; SHILTON, A; GUIZARD, G; GUIEYSSE, B. Algal Productivity Modeling: A Step toward Accurate Assessments of Full-Scale Algal Cultivation. Biotechnology **Bioengineering**, v. 112, n. 5, p. 987–996, 2015.
- BEZERRA, T. P; SILVA, C. P; LOPES, J. P. Utilização da macrófita aquática *Egeria densa* Planchon, 1949 (Hydrocharitaceae) na produção de tijolos para construção civil. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 2, n. 1, p. 114–127, 2007.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C; PICCIN-SANTOS, V; MOURA, A. N; ARAGÃO-TAVARES, N. K. C; CORDEIRO-ARAÚJO, M. K. Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, n. 86, v. 1, p. 297–309, 2014.
- CAREY, C. C; IBELINGS, B. W; HOFFMANN, E. P; HAMILTON, D. P; BROOKES, J. D. Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. **Water Research**, v. 46, p. 1394–1407, 2012.
- CHEN, J. ZHANG, H; HAN, Z; YE, J; LIU, Z. The influence of aquatic macrophytes on *Microcystis aeruginosa* growth. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 130–133, 2012.
- CHOUDHURY, M. I; MCKIE, B. G; HALLIN, S; ECKE, F. Mixtures of macrophyte growth forms promote nitrogen cycling in wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 1436–1443, 2018.
- COSTA, N. V; MARTINS, D; MARTINS, C. C; MARCHI, S. R; DOMINGOS, V. D. Superação de dormência de sementes de *Ceratophyllum demersum*. **Planta daninha**, v. 23, n. 2, p. 187–191, 2005.

ESPINOSA-RODRÍGUEZ, C. A; RIVERA-DE LA PARRA, L; MARTÍNEZ-TÉLLEZ, A; GÓMEZ-CABRAL, G. C; SARMA, S. S. S; NANDINI, S. Allelopathic interactions between the macrophyte *Egeria densa* and plankton (alga, *Scenedesmus acutus* and cladocerans, *Simocephalus* spp.): a laboratory study. **Journal of Limnology**, v. 75, n. 1, p. 151–160, 2016.

FENG, H. R; WANG, J. A; WANG, L; JIN, J. M; WU, S. W; ZHOU, C. C. Study on a novel omnidirectional ultrasonic cavitation removal system for *Microcystis aeruginosa*. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 86, p. 1–20, 2022.

FOUILLAND, E; TOLOSA, I; BONNET, D; BOUVIER, C; BOUVIER, T; BOUVY, M; GOT, P; FLOC'H, E. L; MOSTAJIR, B; ROQUES, C; SEMPÉRÉ, R; SIME-NGANDO, T; VIDUSSI, F. Bacterial carbon dependence on freshly produced phytoplankton exudates under different nutrient availability and grazing pressure conditions in coastal marine waters. **Microbiology Ecology**, v. 87, p. 757–769, 2014.

GONZÁLEZ-OLALLA, J. M; MEDINA-SÁNCHEZ, J. M; LOZANO, I. L; VILLAR-ARGAIZ, M; CARRILLO, P. Climate-driven shifts in algal-bacterial interaction of high-mountain lakes in two years spanning a decade. **Scientific Reports**, v. 8, p. 1–12, 2018.

HAO, B; WU, H; CAO, Y; XING, W; JEPPESEN, E; LI, W. Comparison of periphyton communities on natural and artificial macrophytes with contrasting morphological structures. **Freshwater Biology**, p. 1783–1793, 2017.

HARKE, M. J; STEFFEN, M. M; GOBLER, C. J; OTTEN, T. G; WILHELM, S. W; WOOD, S. A; PAERL, H. W. A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. **Harmful Algae**, v. 54, p. 4–20, 2016.

HENRY-SILVA, G. G; MOURA, R. S. T; DANTAS, L. O. Richness and distribution of aquatic macrophytes in Brazilian semi-arid aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 147–156, 2010.

HILT, S; GROSS, E. M. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilize clear-water states in shallow lakes?. **Basic and Applied Ecology**, v. 9, p. 422–432, 2008.

HUIYUN, P. A. N; XIAOLU, L. I; SHIXIANG, G. A. O. Phytotoxicity of four herbicides on *Ceratophyllum demersum*, *Vallisneria natans* and *Elodea nuttallii*. **Journal of Environmental Sciences**, v. 21, p. 307–312, 2009.

HYLDGAARD, B; SORRELL, B; BRIX, H. Closely related freshwater macrophyte species, *Ceratophyllum demersum* and *C. submersum*, differ in temperature response. **Freshwater Biology**, v. 59, p. 777–788, 2014.

JAISWAL, K. P; GOTHALWAL, R; YADAV, A. S. The study of the Relationships of *Microcystis aeruginosa* to the Geographically Diverse Distribution. **International Journal of Scientific Research in Biological Sciences**, v. 9, p. 1–16, 2022.

KAHARA, S. N; VERMAAT, J. E. The effect of alkalinity on photosynthesis-light curves and inorganic capacity of freshwater macrophytes. **Aquatic botany**, v. 75, p. 217–227, 2003.

KANKANAMGE, C. E; MATHESON, F. E; RIIS, T. Shading constrains the growth of invasive submerged macrophytes in streams. **Aquatic botany**, v, 158, p. 1–26, 2019.

KIM, B. H; CHOI, J. E; CHO, K; KANG, Z; RAMANAN, R; MOON, D. G; KIM, H. S. Influence of Water Depth on Microalgal Production, Biomass Harvest, and Energy Consumption in High Rate Algal Pond Using Municipal Wastewater. **Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 28, n. 4, p. 630–637, 2018.

LACEROT, G; KRUK, C; LÜRLING, M; SCHEFFER, M. The role of subtropical zooplankton as grazers of phytoplankton under different predation levels. **Freshwater Biology**, v. 58, p. 494–503, 2013.

LEITÃO, E; GER, K. A; PANOSSO, R. Selective Grazing by a Tropical Copepod (*Notodiaptomus iheringi*) Facilitates *Microcystis* Dominance. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, p. 1–11, 2018.

LITCHMAN, E; PINTO, P. T; KLAUSMEIER, C. A. THOMAS, M. K; YOSHIYAMA, K. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. **Hydrobiologia**, v. 653, p. 15–28, 2010.

LU, H; LI, X; LEI, H; ZENG, G; LI, H; LIU, L; XIAO, R; ZHANG, J; SUN, Z; ZHOU, F; ZENG, Q; YANG, L. Combined allelopathic effects of *Spirogyra* (Zygnematales: Zygnemataceae) and *Ceratophyllum demersum* (Ceratophyllales: Ceratophyllaceae) on the growth of *Microcystis aeruginosa* (Chroococcales: Microcystaceae). **Biologia**, v. 74, p. 969–974, 2019.

MEERHOFF, M; CLEMENTE, J. M; MELLO, F. T; IGLESIAS, C; PEDERSEN, A. R; JEPPESEN, E. Can warm climate-related structure of littoral predator assemblies weaken the clear water state in shallow lakes?. **Global Change Biology**, v. 13, p. 1888–1897, 2007.

MOHAMED, Z. A. Macrophytes-cyanobacteria allelopathic interactions and their implications for water resources management—A review. **Limnologia**, v. 63, p. 122–132, 2017.

MONTEIRO, F. M; MOURA, G. C; SEVERIANO, J. S; MENDES, C. F; BARBOSA, J. E. L. Submerged macrophytes support cyanobacteria and microcystin production in a drawdown tropical semiarid reservoir. **Aquatic Ecology**, v. 55, p. 875–890, 2021.

MORO, M. F; SOUSA, D. J. L; MATIAS, L. Q. Rarefaction, richness estimation and extrapolation methods in the evaluation of unseen plant diversity in aquatic ecosystems. **Aquatic Botany**, v. 117, p. 44–51, 2014.

MOURA, A. N; ARAGÃO-TAVARES, N. K. C; AMORIM, C. A. Cyanobacterial blooms in freshwater bodies from a semiarid region, Northeast Brazil: A review. **Journal of Limnology**, v. 77, n. 2, p. 179–188, 2018.

MOURA, R. S. T; HENRY-SILVA, G. G. Is there a zonation pattern in aquatic macrophytes communities in the aquatic environments of the Brazilian semiarid?. **Brazilian Journal of Botany**, v. 41, p. 665–674, 2018.

NASCIMENTO, P. R. F; PEREIRA, SAMPAIO, E. V. S. B. Biomassa de *Egeria densa* nos reservatórios da hridoeleétrica de Paulo Afonso-Bahia. **Planta daninha**, v. 26, p. 481–486, 2008.

RIMAC, A; STANKOVIĆ, I; ALEGRO, A; GOTTSTEIN, S; KOLETIĆ, N; VUKOVIĆ, N; ŠEGOTA, V; ŽIŽIĆ-NAKIĆ. The Brazilian elodea (*Egeria densa* Planch.) invasion reaches Southeast Europe. **BioInvasions Records**, v. 7, n. 4, p. 381–389, 2018.

SANTONJA, M; ROUZIC, B. L; THIÉBAUT, G. Seasonal dependence and functional implications of macrophyte–phytoplankton allelopathic interactions. **Freshwater Biology**, p. 1–12, 2018.

SANTOS, E; GOMES, S. O; LOPES, J. P. Contribuição de Elódea *Egeria densa* à piscicultura através da colonização do Camarão-canela *Macrobrachium amazonicum* no sub-médio rio São Francisco, no nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 1, n. 1, p. 102–118, 2006.

SHAMSO, E. M; HOSNI, H. A. First record of *Egeria densa* Planch. (Hydrocharitaceae) for the aquatic Flora of Egypt. **Taeckholmia**, v. 40, p. 57 – 63, 2020.

SHARIF, A. E; NAMIN, I, J; RAMEZANPOURE, Z. The effect of media biofilter and aquatic plant (*Ceratophyllum demersum*) on water quality of recirculating aquaculture systems, growth and survival rates of ornamental fishes. **Iranian Journal of Fisheries Sciences**, v. 21, n. 2, p. 422–430, 2022.

SONG, H; LAVOIE, M; FAN, X; TAN, H; LIU, G; XU, P; FU, Z; PAERL, H. W; QIAN, H. Allelopathic interactions of linoleic acid and nitric oxide increase the competitive ability of *Microcystis aeruginosa*. **The ISME Journal**, v. 11, p. 1865–1876, 2017.

SONG, Y; LIEW, J. H; SIM, D. Z. H; MOWE, M. A. D; MITROVIC, S. M; TAN, H. T. W; YEO, D. C. J. Effects of macrophytes on lake-water quality across latitudes: a meta-analysis. **Oikos**, v. 128, p. 468–481, 2019.

THIÉBAUT, G; GILLARD, M; DELEU, C. Growth, regeneration and colonization of *Egeria densa* fragments: the effect of autumn temperature increases. **Aquat Ecol**, v. 50, p. 175–185, 2016.

THIÉBAUT, G; MARTINEZ, L. An exotic macrophyte bed may facilitate the anchorage of exotic propagules during the first stage of invasion. **Hydrobiologia**, v. 746, p. 183–196, 2015.

WU, H; HAO, B; JO, H; CAI, Y. Seasonality and Species Specificity of Submerged macrophyte Biomass in Shallow Lakes Under the Influence of Climate Warming and Eutrophication. **Frontiers in Plant Science**, v. 12, p. 1–15, 2021.

YARROW, M; MARÍN, V. H; FINLAYSON, M; TIRONI, A; DELGADO, L. E; FISCHER, F. The ecology of *Egeria densa* Planchon (Liliopsida: Alismatales): A wetland ecosystem engineer?. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 82, p. 299–313, 2009.

YOSHIDA, L. L; BIANCHINI, I; CUNHA-SANTINO, M. B. Glitter Interference on Photosynthetic Rates of a Submerged Macrophyte (*Egeria densa*). **Research Square**, p. 1–15, 2022.

ZEHNSDORF, A; HUSSNER, A; EISMANN, F. RÖNICKE, H; MELZER, A. Management options of invasive *Elodea nuttallii* and *Elodea canadensis*. **Limnologica**, v. 51, p. 110–117, 2015.

ZUO, S; MEI, H; YE, L; WANG, J; MA, S. Effects of water quality characteristics on the algicidal property of *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. in an aquatic ecosystem. **Biochemical Systematics and Ecology**, v. 43, p. 93–100, 2012.

ZURAWELL, R. W; CHEN, H; BURKE, J. M; PREPAS, E. E. Hepatotoxic Cyanobacteria: A Review of the Biological Importance of Microcystins in Freshwater Environments. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, v. 8, n. 1, p. 1–37, 2005.

CAPÍTULO 1

1 REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 Florações de cianobactérias e cianotoxinas em ecossistemas aquáticos no semiárido brasileiro

Na região semiárida do nordeste brasileiro, os ecossistemas aquáticos são influenciados pelas condições climáticas características da região, marcadas pela irregularidade pluviométrica, sujeitas a secas prolongadas, altas temperaturas e taxa de evaporação que supera a precipitação (Barbosa et al., 2012; Costa; Barbosa; Dantas, 2016; Barbosa et al., 2020). O nível da água reduzido, principalmente em reservatórios, resulta na acumulação e concentração dos nutrientes, além da ressuspensão do sedimento pela ação dos ventos, particularmente em períodos de seca (Mosley, 2015; Rocha-Junior et al., 2018). Todos esses fatores mencionados levam ao aumento da densidade de organismos fitoplanctônicos e, conseqüentemente no surgimento de florações de cianobactérias, tornando esses sistemas muito mais vulneráveis a eutrofização (Molisani et al., 2010).

As florações de cianobactérias em ecossistemas aquáticos podem ser dominadas por cepas tóxicas e não tóxicas (Svirčev et al., 2017). As cepas não tóxicas de *Microcystis* tendem a ser mais competidoras por luz e predominam nos ambientes em que ocorrem (Kardinaal et al., 2007), por outro lado, quando as condições de temperatura e nutrientes forem elevadas, as cepas tóxicas podem se destacar em relação as cepas não tóxicas (Davis et al., 2009). A ocorrência de cianobactérias tóxicas tem gerado sérios problemas no manejo de águas interiores que são utilizadas para irrigação, pesca e abastecimento humano (Moura; Aragão-Tavares; Amorim, 2018). À medida que o clima global muda, espera-se que a ocorrência e a intensidade de florações de *Microcystis* aumentem (Michalak et al., 2013; Paerl; Otten, 2013).

A ocorrência de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas oferece problemas ambientais e de saúde pública, podem prejudicar a saúde humana (Funari; Testai, 2008; Buratti et al., 2017) e animais aquáticos, incluindo peixes (Abdel-Latif; Khashaba, 2017; Maredová et al., 2021), provocando irritação e podendo causar a morte da população que entra em contato com a água contaminada (Paerl; Otten, 2013; Carmichael; Boyer, 2016), o que leva a custos ecológicos e socioeconômicos elevados (Barbosa et al., 2020). Estas florações estão relacionadas com o aumento nas concentrações de nutrientes e a elevada temperatura nos corpos hídricos (Paerl; Otten, 2013; Mariani et al., 2015; Rigosi et al., 2015).

Essas condições, favorecem a distribuição e a elevada biomassa das cianobactérias, fazendo com que elas se tornem cada vez mais invasivas (Harke et al. 2016).

Em áreas tropicais, os principais gêneros formadores de florações são *Microcystis*, *Planktothrix*, *Raphidiopsis* e *Anabaena* (Mowe et al., 2015). *Microcystis aeruginosa* destaca-se como a principal espécie formadora de florações em ecossistemas de água doce (Chen et al., 2012; Harke et al., 2016, Rego et al., 2020). Estes gêneros são produtores de microcistinas, cilindrospermopsinas, saxitoxinas e anatoxina-a (Wiegand; Pflugmacher, 2005; Paerl; Huisman, 2009; Paerl; Otten, 2013; Otten; Paerl, 2015). O Brasil foi o primeiro país a aplicar uma legislação específica para o controle de cianobactérias e suas toxinas na água potável utilizada para abastecimento (Brasil, 2011; Bittencourt-Oliveira et al., 2014).

A região nordeste do Brasil destaca-se como a área com a maior incidência de florações de cianobactérias associadas a toxinas, conforme relatado por Amorim et al. (2019). No estado do Rio Grande do Norte, em particular, várias espécies de cianobactérias foram identificadas em florações tóxicas, com destaque para *M. aeruginosa*, *Planktothrix agardhii*, *Raphidiopsis curvata*, *Raphidiopsis raciborskii*, entre outras, além disso, registrou-se a presença de diversas cianotoxinas em reservatórios de abastecimento, incluindo microcistinas, cilindrospermopsina, saxitoxinas e hepatotoxinas (Chellappa; Costa, 2003; Costa et al., Chellappa et al., 2007; Panosso et al., 2007; Chellappa; Chellappa; Chellappa, 2008; Fonseca et al., 2015; Medeiros et al., 2015; Rego; Rangel-Júnior; Costa, 2020) (Tabela 1). A ocorrência dessas espécies se deve às adaptações morfológicas e fisiológicas, como possuir aerótopo e produzir mucilagem (Moura et al., 2015). Moura, Aragão e Amorim (2018) analisaram a ocorrência de cianobactérias em diferentes estados da região nordeste do Brasil, especialmente Pernambuco, Rio Grande do Norte e Paraíba, os resultados mostraram que as florações de cianobactérias são compostas por 49 espécies, distribuídas nas ordens Choorococcales, Nostocales e Oscillatoriales.

Dentre as toxinas, as microcistinas são as mais distribuídas nos ecossistemas aquáticos (Harke et al., 2016). *Microcystis aeruginosa* é frequentemente relatada em estudos de reservatórios do semiárido brasileiro como uma das espécies mais comuns nesses ambientes (Dantas et al., 2008; Moura et al., 2011). O aumento da temperatura como resultado do aquecimento global também tem recebido atenção, os cenários futuros preveem um aumento da temperatura média anual global entre 2 e 6 °C até o final do século (IPCC, 2019) e as florações tendem a ser cada vez mais frequentes e intensas (Amorim; Moura, 2020; Mendes et al., 2022). Por isso é de grande relevância o monitoramento das cianotoxinas nos reservatórios de abastecimento público (Bittencourt-Oliveira et al., 2014).

Tabela 1 - Levantamento bibliográfico de pesquisas com cianobactérias realizadas em ecossistemas aquáticos no semiárido brasileiro.

Autor	Ano	Local	Fatores reguladores	Espécies encontradas/Dominantes	Cianotoxinas
Bouvy et al.	2000	Pernambuco	Temperatura >23 °C, limitação por luz, pH>8, condutividade <10.000 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, $\downarrow\text{N:P}$	<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	-
Huszar et al.	2000	Pernambuco	$\uparrow$ temperatura, $\downarrow$ luz, $\downarrow$ mistura, $\downarrow$ NO ₃	<i>Raphidiopsis</i> spp.	-
Chellappa; Costa	2003	Rio Grande do Norte	Período seco, $\uparrow$ grau de trofia, $\downarrow$ OD hipolímico, $\downarrow$ transparência	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Raphidiopsis raciborskii</i> , <i>Raphidiopsis curvata</i> , <i>Oscillatoria</i> sp.	-
Costa et al.	2006	Rio Grande do Norte	pH (8-9), $\downarrow$ transparência (0,8-1,5m), $\uparrow$ temperatura (27-29°C), sucessão de espécies de cianobactérias entre os períodos seco e chuvoso	<i>Microcystis</i> spp., <i>Raphidiopsis raciborskii</i> , <i>Aphanizomenon</i> spp.	Microcistina e saxitoxina
Chellappa et al.	2007	Rio Grande do Norte	Seca, $\uparrow$ temperatura, $\uparrow$ transparência	<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	-
Moura; Dantas; Bittencourt-Oliveira	2007	Pernambuco	$\uparrow$ temperatura, $\downarrow$ predação pelo zooplâncton, $\uparrow$ grau de trofia	<i>Raphidiopsis raciborskii</i> , <i>Geitlerinema amphibium</i> , <i>Chroococcus turgidus</i>	-
Moura et al.	2007	Pernambuco	$\uparrow$ pH, $\downarrow$ transparência, $\downarrow$ grau de trofia	<i>Raphidiopsis raciborskii</i> , <i>Geitlerinema amphibium</i> , <i>Planktothrix agardhii</i>	-
Panosso et al.	2007	Rio Grande do Norte	$\downarrow$ transparência, $\uparrow$ temperatura, condutividade (253 a 900 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$), pH (8-9), $\uparrow$ grau de trofia	<i>Raphidiopsis raciborskii</i> , <i>Microcystis</i> sp., <i>Aphanizomenon</i> sp., <i>Anabaena circinalis</i> , <i>Planktothrix agardhii</i>	Hepatotoxinas
Chellappa; Chellappa; Chellappa	2008	Rio Grande do Norte	$\uparrow$ temperatura na superfície, $\downarrow\text{N:P}$, sucessão de espécies de cianobactérias entre os períodos seco e chuvoso	<i>Raphidiopsis raciborskii</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Oscillatoria</i> sp	Hepatotoxinas

Continuação da Tabela 1...

Autor	Ano	Local	Fatores reguladores	Espécies encontradas/Dominantes	Cianotoxinas
Dantas et al.	2008	Perambuco	↑ grau de trofia, ↑ temperatura da água, ↓ luminosidade, pH alcalino, ↓ N:P, seca, estabilidade térmica do sistema	<i>Raphidiopsis raciborskii</i> , <i>Microcystis</i> spp., <i>Geitlerinema</i> sp.	-
Andrade et al.	2009	Pernambuco	Seca, ↑ temperatura	<i>Raphidiopsis mediterrânea</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Pseudoanabaena catenata</i> , <i>Anabaena circinalis</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Pseudoanabaena catenata</i> , <i>Anabaena circinalis</i> , <i>Aphanizomenon</i>	-
Molisani et al.	2010	Ceará	Disponibilidade de luz e nutrientes	<i>Raphidiopsis raciborskii</i> , <i>Planktothrix limnetica</i> , <i>Pseudoanabaena</i> spp. (<i>catenata</i> , <i>galeata</i>), <i>Raphidioides</i> sp., <i>Synechocystis aquatilis</i>	-
Moura et al.	2011	Pernambuco	↑ temperatura, ↑ turbidez, estratificação da coluna d'água	<i>Raphidiopsis raciborskii</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Pseudoanabaena catenata</i> , <i>Geitlerinema amphibia</i> , <i>Oscillatoria</i> sp.	-
Vasconcelos et al.	2011	Paraíba	Estratificação térmica associadas a variações na transparência, disponibilidade de N, PO ₄ , pressão de herbivoria do zooplâncton	<i>Raphidiopsis raciborskii</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i>	Microcistina
Fonseca et al.	2015	Rio Grande do Norte	↑ temperatura (influencia no aumento da produção de cianotoxinas)	<i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Microcystis</i> spp.	Microcistina e Saxitoxina
Medeiros et al.	2015	Rio Grande do Norte	↑ grau de trofia, sucessão de espécies de cianobactérias entre os períodos seco e chuvoso	<i>Raphidiopsis raciborskii</i> , <i>Microcystis panniformes</i> , <i>Sphaerocavum brasiliensis</i> , <i>Planktothrix isothrix</i> , <i>Aphanizomenon gracile</i> , <i>Anabaena planctonica</i> , <i>Anabaena</i> spp., <i>Aphanocapsa delicatissima</i> , <i>Aphanocapsa holsatica</i> , <i>Raphidiopsis raciborskii</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>P. isothrix</i>	-
Rego; Rangel-Junior; Costa	2020	Rio Grande do Norte	Seca, ↓ volume de água,		Microcistina

Fonte: Modificado de Mendes, 2019.

1.2 Macrófitas submersas e seu potencial para controlar as florações de cianobactérias

Macrófitas aquáticas são um grupo de vegetais herbáceos visíveis a olho nu, que com exceção das macroalgas, durante a sua evolução retornaram ao ambiente aquático. Estes vegetais podem ser classificados em cinco grandes grupos funcionais: emersas ou emergentes (enraizadas com folhas fora da água); flutuantes (flutuam livremente na superfície da água); submersas enraizadas (enraizadas e crescem completamente submersas); submersas livres (permanecem livres e submersas na coluna d'água); e com folhas flutuantes (enraizadas no sedimento com folhas flutuando na superfície da água) (Chambers et al., 2008; Esteves, 2011). Além disso, incluem representantes de macroalgas (Chlorophyta, Cyanophyta, Rhodophyta, Xanthophyta), Bryophytas, Pteridophytas e Angiospermas (Chambers et al., 2008).

As macrófitas aquáticas desempenham um papel importante na estruturação e funcionamento dos ecossistemas de água doce (Deng et al., 2022), tem a capacidade de reduzir a ressuspensão do sedimento, absorvem os nutrientes da coluna d'água e do sedimento, além de fornecer refúgio ao zooplâncton (Cazzanelli; Warming; Christoffersen, 2008; Hilt, 2015; Jůza et al., 2019). As macrófitas submersas podem manter a água limpa regulando a retenção e ciclagem dos nutrientes (Wu et al., 2021). Devido ao reconhecimento do elevado potencial de absorção e retenção de nutrientes por diversas espécies de macrófitas aquáticas, foi desenvolvida uma técnica de manejo de ecossistemas aquáticos degradados, a fitorremediação, que compreende na utilização de macrófitas aquáticas para absorção do excesso de nutrientes e posterior remoção destes do corpo hídrico (Dhote; Dixit, 2009; Palma-Silva et al., 2012).

O papel das macrófitas na estabilização das comunidades e das propriedades químicas dos ecossistemas aquáticos tem recebido maior reconhecimento nas últimas décadas (Barrow et al., 2019). As macrófitas também podem produzir e liberar substâncias químicas para competir com outros produtores primários aquáticos, incluindo as cianobactérias formadoras de florações (Maredová; Altman; Kaštovský, 2021). Além disso, podem manter a transparência da água inibindo o crescimento do fitoplâncton por meio do aumento da sedimentação, produzindo compostos alelopáticos e absorvendo nutrientes (Barrow et al., 2019). Nos últimos anos, houve um crescimento no número de estudos que visam identificar espécies de macrófitas alelopaticamente ativas que podem ser adequadas como medida de controle sobre a produção de cianobactérias em lagos hipereutróficos (Nam et al., 2008; Zhang et al., 2009).

Mais de 40 espécies de macrófitas aquáticas apresentam potencial de inibir o fitoplâncton, sendo as macrófitas submersas as mais eficientes (Mohamed, 2017). Estudos relatando os efeitos alelopáticos de macrófitas sobre o fitoplâncton em ambientes naturais ainda são escassos, em comparação com estudos que avaliam outros fatores como limitação por luz e nutrientes, competição e herbivoria (Amorim et al., 2019). Numerosas espécies de macrófitas submersas como *Cabomba caroliniana*, *Ceratophyllum demersum*, *Eleocharis acicularis*, *Egeria densa*, *Limnophila sessiliflora*, *Potamogeton oxyphyllus* e *Vallisneria densaserrulata*, *Stratiotes aloides* (Mulderij et al., 2007), *Chara vulgaris* (Zhang et al., 2009) ou *Potamogeton pusillus* (Takeda et al., 2011) podem inibir alelopaticamente o crescimento de *M. aeruginosa* (Chang et al., 2012).

Ceratophyllum demersum é conhecido por inibir o crescimento de algas através da produção de substâncias alelopáticas e através da competição por nutrientes, luz e espaço (Liu et al., 2019). Em um lago eutrófico subtropical, a introdução de *C. demersum* diminuiu o crescimento da cianobactéria *M. aeruginosa*, o que beneficiou a restauração do lago (Dong et al., 2014). Além disso, outras macrófitas como *Egeria densa*, *Potamogeton illinoensis* e *Elodea nuttallii* também apresentam efeitos negativos sobre as cianobactérias. Essas macrófitas inibiram as cianobactérias através da competição por nutrientes, entretanto, outros experimentos mostraram que a alelopatia também pode ter sido responsável pela redução do crescimento das cianobactérias (Vanderstukken et al., 2011, 2014). Muldeirj et al (2003) realizaram experimentos com extratos aquosos de três espécies de macrófitas submersas, *C. demersum*, *Hydrilla verticillata* e *Vallisneria spiralis*, os resultados mostraram efeitos inibitórios sobre o crescimento de *M. aeruginosa* devido a presença de etilacetato em partes das plantas. Estudos realizados com *Myriophyllum spicatum* mostraram os efeitos da limitação por nutrientes e alelopatia sobre o fitoplâncton e confirmaram que a macrófita é capaz de controlar as populações de cianobactérias, sendo que cepas tóxicas e não tóxicas de *M. aeruginosa* foram igualmente inibidas, causando uma menor taxa de produção de microcistina (Švanys; Paškauskas; Hilt, 2014).

O termo alelopatia designa qualquer efeito, direto ou indireto, benéfico ou deletério, exercido por plantas, protistas (microalgas, ciliados), bactérias ou vírus sobre outros organismos aquáticos pela produção de compostos químicos que passam pelo ambiente (Rice, 1984). A primeira observação de uma relação alelopática envolvendo hidrófitas ocorreu em 1954 (Oborn et al., 1954). Desde então, tem sido amplamente divulgado que esses organismos foram capazes de modificar seu ambiente, bem como as comunidades ao seu redor, por meio da secreção de moléculas bioativas (Lahrouni; Oufdou; Oudra, 2015). Segundo Hilt e Gross

(2008), as cianobactérias seriam o grupo de algas mais sensível aos compostos bioativos sintetizados pelas macrófitas aquáticas devido à sua natureza procariótica (Zhu et al., 2021). Esses compostos são divididos em diferentes classes, principalmente polifenóis, ácidos graxos, compostos de enxofre ou nitrogênio e terpenóides (Nakai et al., 2012; Zhu et al., 2021). A produção de aleloquímicos pelas macrófitas pode ser uma estratégia de defesa contra outros organismos fotossintéticos que competem por luz e nutrientes, como é o caso do fitoplâncton, os compostos identificados pertencem às classes de sulfúricos, poliacilenos, polifenóis e ácidos graxos oxigenados (Gross et al., 2007).

Portanto, as macrófitas podem ser uma fonte de compostos cianocidas que podem reforçar seus efeitos na restauração de corpos d'água (Maredová; Altman; Kaštovský, 2021). A inibição alelopática por macrófitas em cianobactérias fornece um novo método para controlar a proliferação de algas nocivas, que é considerado ambientalmente saudável e economicamente favorável (Chen et al., 2012). A restauração de lagos rasos utilizando macrófitas aquáticas, principalmente aquelas que liberam substâncias alelopáticas é importante para o controle de algas em ecossistemas aquáticos eutróficos, entretanto, existe a necessidade de identificar espécies apropriadas para programas de deseutrofização que apresentem alta eficiência de crescimento e não representem uma ameaça ecológica ao ecossistema nativo (Liu et al., 2019).

REFERÊNCIAS

- ABDEL-LATIF, H. M. R; KHASHABA, A. M. A. Subchronic toxicity of Nile tilapia with different exposure routes to *Microcystis aeruginosa*: Histopathology, liver functions, and oxidative stress biomarkers. **Veterinary World**, v. 10, n. 8, p. 955–963, 2017.
- AMORIM, C. A; MOURA, A. N. Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. **Science of the Total Environment**, v. 758, 2020.
- AMORIM, C. A; MOURA-FALCÃO, R. H; VALENÇA, C. R; SOUZA, V. R; MOURA, A. N. Allelopathic effects of the aquatic macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. on phytoplankton species: contrasting effects between cyanobacteria and chlorophytes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, p. 1–10, 2019.
- ANDRADE, C. M; GOMES, C. T. S; ARAGÃO, N. K. C. V; SILVA, E. M; LIRA, G. A. S. T. Estrutura da comunidade fitoplancônica com ênfase em Cyanobacteria no reservatório de Tapacurá-PE. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, v. 68, n. 1, p. 109–117, 2009.
- BARBOSA, J. E. L; MEDEIROS, E. S. F; BRASIL, J; CORDEIRO, R. S; CRISPIM, M. C. B; HENRY-SILVA, G. G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management, **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 103–118, 2012.
- BARBOSA, V. V; SEVERIANO, J. S; OLIVEIRA, D. A; BARBOSA, J. E. L. Influence of submerged macrophytes on phosphorus in a eutrophic reservoir in a semiarid region. **Journal of Limnology**, 2020.
- BARROW, J. L; BEISNER, B. E; GILES, R; GIANI, A; DOMAIZON, I. GREGORY-EAVES. Macrophytes moderate the taxonomic and functional composition of phytoplankton assemblages during a nutrient loading experiment. **Freshwater Biology**, p. 1–13, 2019.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C; PICCIN-SANTOS, V; MOURA, A. N; ARAGÃO-TAVARES, N. K; CORDEIRO-ARAÚJO, M. K. Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 1, p. 297–309, 2014.
- BOUVY, M; FALCÃO, D; MARINHO, M; PAGANO, M; MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 23, p. 13–27, 2000.
- BRASIL. 2011. Portaria MS Nº 2914, “Diretrizes para a Qualidade da Água Potável”, Informe Oficial de Legislação, 12 de dezembro de 2011.
- BURATTI, F. M; MANGANELLI, M; VICHI, S; STEFANELLI, M; SCARDALA, S; TESTAI, E; FUNARI, E. Cyanotoxins: producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. **Archives of Toxicology**, v. 91, P. 1049–1130, 2017.

CARMICHAEL, W. W; BOYER, G. L. Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. **Harmful Algae**, v. 54, p. 194–212, 2016.

CAZZANELLI, M; WARMING, T. P; CHRISTOFFERSEN, K. S. Emergent and floating-leaved macrophytes as refuge for zooplankton in a eutrophic temperate lake without submerged vegetation. **Hydrobiologia**, v. 605, p. 113–122, 2008.

CHAMBERS, P. A; LOCOUL, P; MURPHY, K. J; THOMAZ, S. M. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 9 – 26, 2008.

CHELLAPPA, N. T; BORBA, J. L. M; OLIVEIRA, R. K; LIMA, A. K. A. Diversidade, co-existência e dominância na comunidade fitoplanctônica da Barragem Cruzeta, Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, p. 126–128, 2007.

CHELLAPPA, N. T; CHELLAPPA, S. L; CHELLAPPA, S. Harmful Phytoplankton Blooms and Fish Mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 4, p. 833–841, 2008.

CHELLAPPA, N. T; COSTA, M. A. M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a Eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica**, v. 24, p. 3–10, 2003.

CHEN, J; ZHANG, H; HAN, Z; YE, J; LIU, Z. The influence of aquatic macrophytes on *Microcystis aeruginosa* growth. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 130–133, 2012.

COSTA, I. A. S; AZEVEDO, S. M. F. O; SENNA, P. A. C; BERNARDO, R. R; COSTA, S. M; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p. 211–219, 2006.

DANTAS, E. W; MOURA, A. N; BITTENCOUT-OLIVEIRA, M. C; NETO, J. D. T. A; CAVALCANTI, A. D. C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 4, p. 970–982, 2008.

DAVIS, T. W; BERRY, D. L; BOYER, G. L; GOBLER, C. J. The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. **Harmful Algae**, v. 8, p. 715–725, 2009.

DENG, J; LU, X; HU, W; XU, Z. Nutrients and organic matter in the surface sediment of a submerged macrophyte zone in a eutrophic lake: Implications for lake management. **International Journal of Sediment Research**, v. 37, p. 307–316, 2022.

DHOTE, S; DIXIT, S. Water quality improvement through macrophytes—a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 152, p. 149–153, 2009.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. (3. ed.) Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826p.

FONSECA, J. R; VIEIRA, C. S; KIJBIDA, P; COSTA, A. S. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystins and saxitoxins in reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 78–92, 2015.

FUNARI, E; TESTAI, E. Human Health Risk Assessment Related to Cyanotoxins Exposure. **Critical Reviews in Toxicology**, v. 38, p. 97–125, 2008.

GROSS, E. M; HILT, S; LOMBARDO, P; MULDERIJ, G. Searching for allelopathic effects of submerged macrophytes on phytoplankton—state of the art and open questions. **Hydrobiologia**, v. 584, p. 77–88, 2007.

HARKE, M. J; STEFFEN, M. M; GOBLER, C; OTTEN, T. G; WILHWLM, S. W; WOOD, S. A; PAERL, H. W. A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. **Harmful Algae**, v. 54, p. 4–20, 2016.

HILT, S. Allelopathic inhibition of epiphytes by submerged macrophytes. **Aquatic botany**, v. 85, p. 252–256, 2006.

HILT, S. Regime shifts between macrophytes and phytoplankton – concepts beyond shallow lakes, unravelling stabilizing mechanisms and practical consequences. **Limnetica**, v. 32, n. 2, p. 467–480, 2015.

HILT, S; GROSS, E. M. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilize clear-water states in shallow lakes?. **Basic and Applied Ecology**, v. 9, p. 422–432, 2008.

HUSZAR, V. L. M; SILVA, L. H. S; MARINHO, M; DOMINGOS, P; SANT'ANNA, C. L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**, v. 424, p. 67–77, 2000.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. **Global Warming of 1.5 °C**. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2019. 630p.

JŮZA, T; DURAS, J; BLABOLIL, P; SAJDLOVÁ, Z; HESS, J; CHOCHOLOUŠKOVÁ, Z; KUBEČKA, J. Recovery of the Velký Bolevecký pond (Plzeň, Czech Republic) via biomanipulation – Key study for management. **Ecological Engineering**, v. 136, p. 167–176, 2019.

KARDINAAL, W. E. A; TONK, L; JANSE, I; HOL, S; SLOT, P; HUISMAN, J; VISSER, P. M. Competition for Light between Toxic and Nontoxic Strains of the Harmful Cyanobacterium *Microcystis*. **Applied Environmental Microbiology**, v. 73, n. 9, p. 2939–2946, 2007.

LAHROUNI, M; OUFDUO, K; OUDRA, B. Occurrence of cyanobacteria producing toxins in irrigation freshwaters: which impacts on crop quality and public health?. **Journal of Materials and Environmental Science**, v. 6, n. 10, p. 2986–3001, 2015.

LIU, H; LI, X; LEI, H; ZENG, G; LI, H; LIU, L; XIAO, R; XHANG, J. SUN, Z; ZHOU, F; ZENG, Q; YANG, L. Combined allelopathic effects of *Spirogyra* (Zygnematales: Zygnemataceae) and *Ceratophyllum demersum* (Ceratophyllales: Ceratophyllaceae) on the

growth of *Microcystis aeruginosa* (Chroococcales: Microcystaceae). **Biologia**, v. 74, p. 969–974, 2019.

MAREDOVÁ, N; ALTMAN, J; KAŠTOVSKÝ, J. The effects of macrophytes on the growth of bloom-forming cyanobacteria: Systematic review and experiment. **Science of the Total Environment**, v. 792, p. 1–8, 2021.

MARIANI, M. A; PADEDDA, B. M; KAŠTOVSKÝ, J; BUSCARINU, N. S; VIRDIS, T; LUGLIÈ, A. Effects of trophic status on microcystin production and the dominance of cyanobacteria in the phytoplankton assemblage of Mediterranean reservoirs. **Scientific Reports**, v. 5, n. 17964, 2015.

MEDEIROS, L. C; MATTOS, A; LÜRLING, M; BECKER, V. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made Lake. **Aquatic Ecology**, v. 49, p. 293–307, 2015.

MENDES, C. F. **Fatores determinantes da ocorrência e abundância de cianobactérias e produção de cianotoxinas em ecossistemas do semiárido**. 2019. 538f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba/UEPB, Campina Grande, 2019.

MENDES, C. F; SEVERIANO, J. S; MOURA, G. C; SILVA, R. D. S; MONTEIRO, F. M; BARBOSA, J. E. L. 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, p. 1–14, 2022.

MICHALAKA, A. M; ANDERSON, E. J; BELETSKY, D; BOLAND, S; BOSCH, N. S; BRIDGEMAN, T. B; CHAFFIN, J. D; CHOG, K; CONFESOR, R; DALOĞLU, I; DEPINTO, J. V; EVANS, M. A; FAHNENSTIEL, G. L; HE, L; HO, J. C; JENKINS, L; JOHENGEN, T. H; KUO, K. C; LAPORTE, E; LIU, X; MCWILLIAMS, M. R; MOORE, M. R; POSSELT, D. J; RICHARDS, R. P; SCAVIA, D; STEINER, A. L; VERHAMME, E; WRIGHT, D. M; ZAGORSKI, M. A. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 16, p. 6448–6452, 2013.

MOLISANI, M. M; BARROSO, H. S; BECKER, H; MOREIRA, M. O. P; HIJO, C. A. G; MONTE, T. M; VASCONCELLOS, G. H. Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 1, p. 1–12, 2010.

MOSLEY, L. M. Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. **Earth-Science Reviews**, v. 140, p. 203–214, 2015.

MOURA, A. N; ARAGÃO-TAVARES, N. K; AMORIM, C. A. Cyanobacterial blooms in freshwater bodies from a semiarid region, Northeast Brazil: A review. **Journal of Limnology**, v. 77, n. 2, p. 179–188, 2018.

MOURA, A. N; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C; CHIA, M. A; SEVERIANO, J. S. Co-occurrence of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya & Subba Raju and *Microcystis panniformis* Komárek et al. in Mundaú reservoir, a semiarid Brazilian ecosystem. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 3, p. 322–329, 2015.

MOURA, A. N; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C; DANTAS, E. W; NETO, J. D. T. A. Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir. **Acta Botanica Brasílica**, v. 21, n. 3, p. 641–648, 2007.

MOURA, A. N; DANTAS, E. W; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Structure of the Phytoplankton in a Water Supply System in the State of Pernambuco – Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 4, p. 645–654, 2007.

MOURA, A. N; DANTAS, E. W; OLIVEIRA, H. S. B; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 2, p. 451–459, 2011.

MOURA-FALCÃO, R. H; MOURA, A. N; AMORIM, C. A. Growth of *Microcystis* strains isolated from environments with the presence and absence of submerged macrophytes in coexistence with *Ceratophyllum demersum*. **Acta Scientiarum**, v. 43, p. 1–11, 2021.

MOWE, M. A. D; MITROVIC, S. M; LIM, R. P; FUREY, A; YEO, D. C. J. Tropical cyanobacterial blooms: a review of prevalence, problem taxa, toxins and influencing environmental factors. **Journal of Limnology**, v. 74, n. 2, p. 205–224, 2015.

MULDERIJ, G; VAN DONK, E; ROELOFS, J. G. M. Differential sensitivity of green algae to allelopathic substances from *Chara*. **Hydrobiologia**, v. 491, p. 261–271, 2003.

MULDERIJ, G; MAU, B; DONK, E. V; GROSS, E. M. Allelopathic activity of *Stratiotes aloides* on phytoplankton—towards identification of allelopathic substances. **Hydrobiologia**, v. 584, p. 89–100, 2007.

NAM, S; JOO, S; KIM, S; BAEK, N; CHOI, H. K; PARK, S. Induced Metabolite Changes in *Myriophyllum spicatum* during Co-existence Experiment with the Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Plant Biology**, v. 51, n. 5, p. 373–378, 2008.

OBORN, E. T; MORAN, W. T; GREENE, K. T; BARTLEY, T. R. **Weed control investigations on some important plants which impede flow of western irrigation waters**. Joint Laboratory Report SI-2, USDA, Bureau of Reclamation, Engineering Laboratories, and USDA, ARS Field Crops Branch, p. 16–17. 1954.

OTTEN, T. G; PAERL, H. W. Health Effects of Toxic Cyanobacteria in U.S. Drinking and Recreational Waters: Our Current Understanding and Proposed Direction. **Current Environmental Health Reports**, v. 2, n. 75, p. 75–84, 2015.

PAERL, H. W; HULSMAN, J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. **Environmental Microbiology**, v. 1, n. 1, p. 27–37, 2009.

PAERL, H. W; OTTEN, T. G. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. **Microbial Ecology**, v. 65, p. 995–1010, 2013.

PALMA-SILVA, C; ALBERTONI, E. F; TRINDADE, C. R. T; FURLANETTO, L. M; ACOSTA, M. C. Uso de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms para fitorremediação de

ambientes eutrofizados subtropicais no sul do Brasil. **Perspectiva**, Erechim, v. 36, n. 133, p. 73 – 81, 2012.

PANOSSO, R; COSTA, I. A. S; SOUZA, N. R; ATTAYDE, J. L; CUNHA, S. R. S; GOMES, C. F. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do norte e o potencial controle das florações pela tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 433–449, 2007.

REGO, A. H. G; RANGEL-JUNIOR, A; COSTA, I. A. S. Phytoplankton scenario and microcystin in water during extreme drought in semiarid tropical water supplies, Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 80, n. 1, p. 1–11, 2020.

RICE, E. L. **Allelopathy**. Second Edition, Academic Press, 422 p. 1984.

RIGOSI, A; HANSON, P; HAMILTON, D. P; HIPSEY, M; RUSAK, J. A; BOIS, J; SPARBER, K; CHORUS, I; WATKINSON, A. J; QIN, B; KIM, B; BROOKES, J. Determining the probability of cyanobacterial blooms: the application of Bayesian networks in multiple lake systems. **Ecological Applications**, v. 25, n. 1, p. 186–199, 2015.

RIMAC, A; STANKOVIĆ, I; ALEGRO, A; GOSTTSTEIN, S; KOLETIĆ, N; VUKOVIĆ, N; ŠEGOTA, V; ŽIŽIĆ-NAKIĆ, A. The Brazilian elodea (*Egeria densa* Planch.) invasion reaches Southeast Europe. **BioInvasions Records**, v. 7, p. 381–389, 2018.

ROCHA-JUNIOR, C. A. N; COSTA, M. R. A; MENEZES, R. F; ATTAYDE, J. L; BECKER, V. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, p. 1–10, 2018.

ŠVANYŠ, A; PAŠKAUSKAS, R; HILT, S. Effects of the allelopathically active macrophyte *Myriophyllum spicatum* on a natural phytoplankton community: a mesocosm study. **Hydrobiologia**, v. 737, p. 57–66, 2014.

SVIRČEV, Z; DROBAC, D; TOKODI, N; MIJOVIĆ, B; CODD, G. A; MERILUOTO, J. Toxicology of microcystins with reference to cases of human intoxications and epidemiological investigations of exposures to cyanobacteria and cyanotoxins. **Archives of Toxicology**, v. 91, p. 621–650, 2017.

TAKEDA, F; NAKANO, K; NISHIMURA, O; SHIMADA, Y; FUKURO, S; TANAKA, H; HAYASHI, N; INAMORI, Y. Allelopathic Potential of *Potamogeton pusillus* Community Against *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Water and Environment Technology**, v. 9, n. p. 21–28, 2011.

VANDERSTUKKEN, M; MAZZEO, N; COLEN, W. V; DECLERCK, S. A. J; MUYLAERT, K. Biological control of phytoplankton by the subtropical submerged macrophytes *Egeria densa* and *Potamogeton illinoensis*: a mesocosm study. **Freshwater Biology**, v. 56, p. 1837–1849, 2011.

VANDERSTUKKEN, M; DECLERCK, S. A. J; DECAESTECKER, E; MUYLAERT, K. Long-term allelopathic control of phytoplankton by the submerged macrophyte *Elodea nuttallii*. **Freshwater Biology**, v. 59, p. 930–941, 2014.

VASCONCELOS, J. F; BARBOSA, J. E. L; DINIZ, C. R; CEBALLOS, B. S. O. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Boletim da Associação Brasileira de Limnologia**, v. 39, n. 2, p. 1–20, 2011.

WIEGAND, C; PFLUGMACHER. Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 203, p. 201–218, 2005.

WU, H; HAO, B; JO, H; CAI, Y. Seasonality and Species Specificity of Submerged Macrophyte Biomass in Shallow Lakes Under the Influence of Climate Warming and Eutrophication. **Frontiers in Plant Science**, v. 12, p. 1–15, 2021.

ZHANG, T. T; HE, M; WU, A. P; NIE, L. W. Allelopathic effects of submerged macrophyte *Chara vulgaris* on toxic *Microcystis aeruginosa*. **Allelopathy Journal**, v. 23, p. 391–402, 2009.

ZHU, X; WANG, Z; ZHOU, Q; SUN, Y; ZHANG, L; WANG, J; YANG, Z; HUANG, Y. Species-specific effects of macrophytes on the anti-grazer morphological defense in *Scenedesmus obliquus*. **Ecological Indicators**, v. 120, p. 1–8, 2021.

CAPÍTULO 2

INTERAÇÕES ECOLÓGICAS ENTRE A CIANOACTÉRIA *Microcystis aeruginosa* E DUAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS SUBMERSAS

RESUMO

As altas concentrações de nitrogênio e fósforo em ecossistemas aquáticos estão entre as principais causas do desenvolvimento excessivo da proliferação de cianobactérias que favorecem o aumento da produtividade primária. O objetivo desse trabalho foi avaliar se as macrófitas aquáticas submersas, *Egeria densa* Planck e *Ceratophyllum demersum* L. limitam o crescimento da cianobactéria *Microcystis aeruginosa*. Foi utilizado nesse experimento ramos das macrófitas aquáticas submersas *E. densa* e *C. demersum* e a cepa tóxica da cianobactéria *M. aeruginosa*. Para avaliar se as duas espécies de macrófitas inibem o crescimento de *M. aeruginosa* nós realizamos um experimento utilizando as duas espécies e uma macrófita artificial. Os experimentos foram realizados com o auxílio de duas câmaras de germinação com condições laboratoriais controladas, temperatura de 28 ± 2 °C, fotoperíodo 12:12h de ciclos claro/escuro e iluminação de $162 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Os experimentos foram realizados em 3 etapas, cada etapa teve duração de 15 dias. Foram utilizados sete tratamentos com cinco réplicas cada. Os tratamentos visaram expor a cepa de *M. aeruginosa* à diferentes biomassas de macrófitas aquáticas (10 e 30 gramas de Massa Seca) e as amostras para quantificar a densidade das cianobactérias foram realizadas a cada três dias. Foi verificada a redução da biomassa de *M. aeruginosa* cultivada com *E. densa* e *C. demersum*, independentemente da biomassa das macrófitas. Já a redução da biomassa da cianobactéria não ocorreu nos tratamentos com a planta artificial. A biomassa de *M. aeruginosa* foi inibida desde o terceiro dia de experimento com as macrófitas até o final do experimento. *E. densa* e *C. demersum* reduziram significativamente as concentrações de fósforo total e nitrogênio total, apesar disso, este fator provavelmente não possa ter sido o mais importante para explicar a inibição do crescimento de *M. aeruginosa*, uma vez que nos tratamentos com apenas *M. aeruginosa* e com plantas artificiais foi observada pouca diminuição desses nutrientes. Foi observado nos tratamentos contendo plantas artificiais, em comparação com o controle, que as plantas artificiais inibiram o crescimento de *M. aeruginosa* em 13,8% e 14,9%, provavelmente devido ao sombreamento causado pelas plantas de plástico que podem ter diminuído disponibilidade de luz e, portanto, o crescimento da cianobactéria. A presença física das macrófitas aquáticas submersas inibiu o crescimento da cianobactéria *M. aeruginosa* nos primeiros dias de experimento, independentemente da biomassa das macrófitas, revelando a sensibilidade da cianobactéria em coexistir com essas duas espécies de macrófitas. A partir dos nossos resultados, tanto a alelopatia quanto o sombreamento parecem ser mecanismos potencialmente importantes que direcionam as interações ecológicas entre a cianobactéria *M. aeruginosa* e as macrófitas aquáticas *E. densa* e *C. demersum*.

Palavras-chave: Biomanipulação. Cianobactéria. Competição. Macrófitas submersas. Sombreamento.

2 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento acelerado das atividades antrópicas tem resultado na descarga de águas residuais e esgoto contendo cargas elevadas de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, que têm comprometido a qualidade da água e causado o processo de eutrofização artificial (Yanran et al., 2012; Muri et al., 2017; Monteiro et al., 2021). As altas concentrações de nitrogênio e fósforo em ecossistemas aquáticos continentais estão entre as principais causas do desenvolvimento excessivo de cianobactérias, que favorecem o aumento da produtividade primária (Jeppesen et al., 2015; Paerl et al., 2016). Outros fatores também favorecem as cianobactérias, por exemplo, aumento da temperatura da água, disponibilidade de luz, tempo de residência e salinidade da água, pH alcalino e baixa relação entre N:P (Zhao et al., 2021).

Diversas cianobactérias foram registradas em florações tóxicas em reservatórios do semiárido brasileiro, destacando-se *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix agardhii*, *Raphidiopsis curvata*, *Raphidiopsis raciborskii* e dentre outras, tendo sido registrada a ocorrência de diversas cianotoxinas em reservatórios de abastecimento, como microcistinas, cilindrospermopsina, saxitoxinas, hepatotoxinas (Chellappa; Costa, 2003; Chellappa et al., 2007; Panosso et al., 2007; Chellappa; Chellappa; Chellappa, 2008; Fonseca et al., 2015; Medeiros et al., 2015; Rego; Rangel-Júnior; Costa, 2020). A ocorrência de determinadas cianotoxinas depende da composição das comunidades de cianobactérias, por exemplo, as microcistinas são produzidas principalmente pelas espécies *Microcystis*, *Planktothrix* ou *Anabaena*; cilindrospermopsina por *Raphidiopsis* e *Aphanizomenon*; e anatoxina por várias espécies de *Anabaena* e *Aphanizomenon* (Dolman et al., 2012). Dentre essas cianobactérias, *M. aeruginosa* é uma espécie comum em lagos e reservatórios de todo o mundo (Chen et al., 2012), sendo frequentemente relatada como uma das mais comuns e abundantes em reservatórios do semiárido brasileiro, especialmente naqueles em que macrófitas aquáticas submersas não são encontradas (Dantas et al., 2008; Moura et al., 2011; Rego et al., 2020).

O papel das macrófitas na estabilização das comunidades e das propriedades químicas dos ecossistemas aquáticos tem recebido maior reconhecimento nas últimas décadas (Barrow et al., 2019). As macrófitas podem produzir e liberar substâncias químicas para competir com outros produtores primários aquáticos, incluindo as cianobactérias formadoras de florações (Maredová; Altman; Kaštovský, 2021). Além disso, podem manter a transparência da água inibindo o crescimento do fitoplâncton por meio do aumento da sedimentação, produzindo compostos alelopáticos e absorvendo nutrientes (Barrow et al., 2019). Nos últimos anos, houve um crescimento no número de estudos que visam identificar espécies de macrófitas

alelopaticamente ativas que podem ser adequadas como medida de controle sobre a produção de cianobactérias (Nam et al., 2008; Zhang et al., 2009), visando a manutenção da qualidade da água e da biodiversidade no ecossistema aquático (Lacerot et al., 2013; Barrow et al., 2019; Song et al., 2019; Santonja; Rouzic; Thiébaud, 2018).

A inibição alelopática por macrófitas em cianobactérias fornece um novo método para controlar a proliferação de algas nocivas, que é considerado ambientalmente saudável e economicamente favorável (Chen et al., 2012). As plantas aquáticas submersas desempenham um papel fundamental na estruturação e funcionamento dos ecossistemas de água doce (Deng et al., 2022). Elas afetam as condições físicas e químicas da água e do sedimento, alteram o ciclo de nutrientes, influenciam a interação entre predador e presa e atuam como fonte de alimento direta ou indiretamente através do perifíton (Zehnsdorf et al., 2015). As macrófitas aquáticas utilizam vários mecanismos, incluindo competição direta por nutrientes (Vanderstukken et al., 2011), sombreamento (Pinto; Allende; O'farrell, 2007), fornecimento de refúgio para predadores (Gebrehiwot; Kifle; Triest, 2017) e liberação de aleloquímicos (He et al., 2016; Wang et al., 2017) para limitar o crescimento de cianobactérias em corpos d'água (Zhu et al., 2010). A presença de macrófitas e seus extratos e exsudatos (aleloquímicos) regulam o crescimento de cianobactérias e a produção de toxinas (Zhu et al., 2010; Ghobrial; Nassr; Kamil, 2015; Dong et al., 2014).

Nos próximos anos é esperado um aumento de florações de cianobactérias nos reservatórios do semiárido brasileiro devido a ocorrência da eutrofização artificial e às mudanças climáticas, que podem elevar a temperatura nessa região (Huszar et al., 2000; Santos-Silva et al., 2020). Nesse contexto, estudos com o objetivo de entender como as macrófitas aquáticas submersas podem controlar as florações de cianobactérias são necessários, visto que, são importantes para selecionar e traçar estratégias de gestão, restauração e conservação de lagos rasos subtropicais e tropicais. Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar se as macrófitas aquáticas submersas, *E. densa* Planck e *C. demersum* L. limitam o crescimento da cianobactéria *M. aeruginosa*. Testamos também a hipótese de que as macrófitas aquáticas afetam negativamente o crescimento de *M. aeruginosa* por meio do sombreamento e/ou por competição de recursos. objetivo deste trabalho foi avaliar o crescimento da cianobactéria *M. aeruginosa* em culturas em conjunto com as macrófitas submersas *Egeria densa* e *Ceratophyllum demersum*, bem como com plantas artificiais, por meio de um experimento laboratorial. Nossa hipótese sugere que, nos tratamentos com maior biomassa de macrófitas, haverá uma maior restrição no crescimento das cianobactérias devido à utilização ampliada dos recursos. Além disso, esperamos que as plantas artificiais também

possam restringir o crescimento das cianobactérias, principalmente por meio do efeito de sombreamento.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Reservatório de Santa Cruz e características da região

As macrófitas aquáticas submersas *E. densa* e *C. demersum* foram coletadas no reservatório de Santa Cruz, (S 6° 13' 46" e W 36° 1' 24"), localizado no município de Apodi, Estado do Rio Grande do Norte, Brasil (Figura 1). Com o auxílio de um multisensor da marca Horiba, modelo U-50, foram obtidas as variáveis físicas e químicas da água, tais como, condutividade elétrica (0,266 mS/cm), sólidos totais dissolvidos (0,173 g/L); oxigênio dissolvido (8,27 mg L⁻¹); pH (8,99); temperatura (27,47 °C) e turbidez (6,7 NTU).

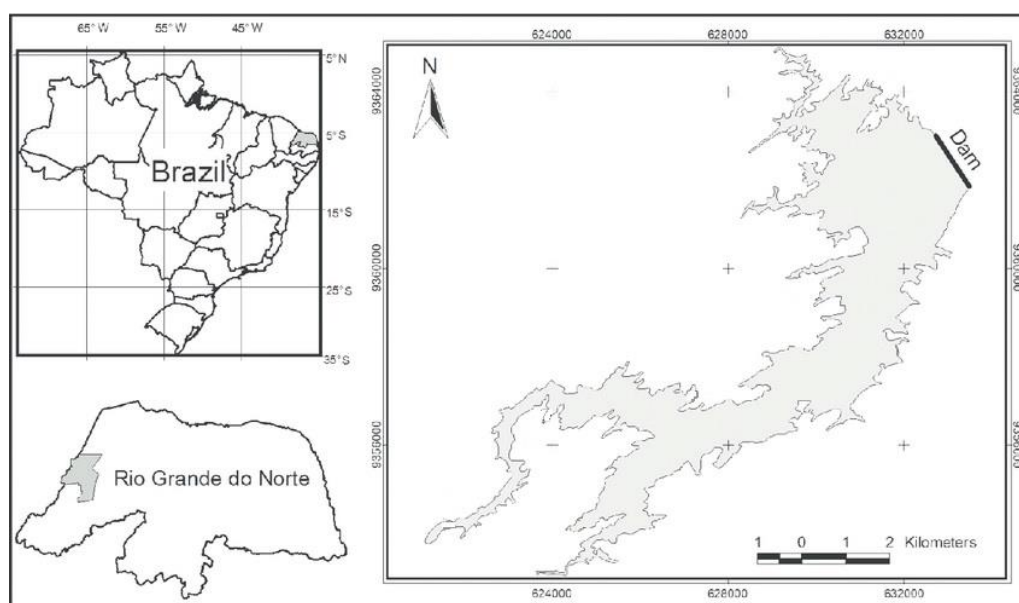


Figura 1 – Localização do reservatório de Santa Cruz, Apodi – RN.

Fonte: Modificado de Novaes *et al.*, 2014.

O reservatório possui capacidade de armazenamento hídrico de 599,7 hm³, sendo o segundo maior do Rio Grande do Norte, com finalidade de irrigação da chapada do Apodi e abastecimento para consumo humano de 27 cidades da região (Lopes; Henry-Silva, 2014). Santa Cruz apresenta poucas concentrações de nutrientes e densidades de cianobactérias (Bezerra; Rocha-Junior; Araújo, 2017). A macrófita aquática enraizada *E. densa*, *Hydrothrix*

gardneri e a macrófita submersa *Ceratophyllum demersum* foram observados em grande abundância e frequência no reservatório de Santa Cruz (Henry-Silva; Moura; Dantas, 2010).

O clima regional é classificado como predominantemente quente e semiárido (BSw'h') (Alvares et al., 2013), caracterizado por baixa precipitação (750 mm/ano), altas temperaturas médias anuais de aproximadamente 26,5 °C com mínima de 24,3 °C e máxima de 30,2 °C, taxas de evapotranspiração de 1500 mm/ano (Menezes et al., 2012; Braga et al., 2015; SEMARH, 2023). A precipitação concentra-se em poucos meses, geralmente de fevereiro a maio, período chuvoso, enquanto os demais meses apresentam balanço hídrico negativo, correspondendo ao período seco (Marengo et al., 2016). No semiárido, a seca é um fenômeno natural, embora sua intensidade e duração tenham aumentado ao longo do tempo devido as mudanças climáticas globais (Marengo et al., 2020). O período de seca mais recente, que durou de 2012 a meados de 2018, foi um dos mais longos já registrados na história do semiárido brasileiro (Marengo et al., 2018).

3.2 Coleta e cultura das macrófitas aquáticas

Oito dias antes da realização dos experimentos, no período de 26 de setembro de 2022, ramos jovens e apicais fotossinteticamente ativos de *E. densa* e *C. demersum* foram coletados para aclimação. Os ramos tinham aproximadamente entre 20 a 30 centímetros de comprimento. Após coletados, os ramos jovens e apicais das duas espécies de macrófitas submersas foram armazenados em sacos plásticos escuros com água do próprio reservatório e transportadas em caixa térmica até o laboratório. As plantas foram lavadas abundantemente com água corrente e enxaguadas com água destilada para remoção do sedimento, microalgas epífitas e zooplâncton/zoobentos que possivelmente estivessem aderidos aos ramos. *E. densa* é uma macrófita aquática submersa enraizada, por esse motivo, foi necessário plantá-la. Para isso, foi coletado o sedimento do reservatório que os vegetais ocorriam. O sedimento foi depositado em copos descartáveis de 50 ml, em cada copo foi plantado três ramos de *E. densa*, posteriormente, o sedimento foi coberto com uma fina camada de cascalho para evitar a sua ressuspensão para a coluna d'água.

As duas espécies de macrófitas foram cultivadas em laboratório em unidades experimentais retangulares com área de 0.0262 m² (22 cm x 12 cm, capacidade de 3L) contendo 2L de solução nutritiva modificada e proposta por Hoagland & Arnon (1950) (Tabela 2), diluída a 10% (Cancian; Camargo; Henry-Silva, 2009) (Tabela 3). Durante a aclimação dos vegetais a solução nutritiva de cada unidade foi substituída a cada três dias.

As unidades experimentais foram acondicionadas em câmaras climáticas com condições de temperatura (28 ± 2 °C) e fotoperíodo (12h claro/12h escuro) controlados. A luminosidade no interior das incubadoras foi determinada através da utilização de radiômetro da marca Li-Cor e apresentou valores médios de $162 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$.

Tabela 2 - Composição da solução nutritiva de Hoagland & Arnon (1950).

Fertilizantes/Sais da solução estoque	Concentração da solução estoque (g por L de água)	completo	- N	- P	- K	- Ca	- Mg	- S
Volume da solução estoque por L da solução final -----ml L-----								
1-KH ₂ PO ₄ (mol L ⁻¹)	136,09	1	1	-	-	1	1	1
2-KNO ₃ (mol L ⁻¹)	101,11	5	-	5	-	5	3	3
3-Ca (NO ₃) ₂ 5H ₂ O (mol L ⁻¹)	236,16	5	-	5	5	-	4	4
4-MgSO ₄ .7H ₂ O (mol L ⁻¹)	247,47	2	2	2	2	2	-	-
5-KCl (mol L ⁻¹)	74,56	-	5	1	-	-	2	2
6-CaCl ₂ 2H ₂ O (mol L ⁻¹)	147,02	-	5	-	-	-	1	1
7-NH ₄ H ₂ PO ₄ (mol L ⁻¹)	115,31	-	-	-	1	-	-	-
8-NH ₄ NO ₃ (mol L ⁻¹)	80,04	-	-	-	2	5	-	-
9-(NH ₄) ₂ SO ₄ (mol L ⁻¹)	132,14	-	-	-	-	-	2	-
10-MgNO ₃ .6H ₂ O (mol L ⁻¹)	256,43	-	-	-	-	-	-	2
11-Solução de micros (*)		1	1	1	1	1	1	1
12-Solução Fe EDTA (**)		1	1	1	1	1	1	1

(*) Em 1L: 2,86g H₃BO₃; 1,81g MnCl₂.4H₂O; 0,10g ZnCl₂; 0,04g CuCl₂; 0,02g H₂MoO₄H₂O.

(**) 24,9g FeSO₄.7H₂O ou 24,25g de FeCl₂.6H₂O; 33,2g EDTA-Na; 89mL NaOH 1N completar em 800mL H₂O, completar a 1 L de água.

Tabela 3 – Solução nutritiva de Hoagland & Arnon (1950) diluída a 10%.

Soluções estoques	ml L
NH ₄ H ₂ PO ₄	1,0
KNO ₃	6,0
C(NO ₃) ₂ 5H ₂ O	4,0
MgSO ₄ .7H ₂ O	2,0
Micronutrientes	1,0
EDTA Fe	1,0

Para 10L de água.

3.3 Cultivo de *M. aeruginosa*

A cepa da cianobactéria *M. aeruginosa* (LEA-04), produtora de microcistina (Leitão; Ger; Panosso, 2018) foi obtida do acervo disponível no Laboratório de Microbiologia Aquática (LAMAq) do Departamento de Microbiologia e Parasitologia do Centro de Biociências – Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) no dia 07 de julho de 2022. Alíquotas de 10 mL do cultivo estoque foram inoculadas em 100 mL de solução nutritiva de Hoagland & Arnon (1950) diluída a 10% recém preparada e esterilizada, em triplicata, alocados em recipientes de vidro (Erlenmeyers de 250 mL), vedados com tampões de algodão hidrófobo e gaze (Gorham et al., 1964) para impedir a contaminação por agentes externos. Os inóculos foram incubados sob temperatura de 28 ± 2 °C, fotoperíodo 12:12h de ciclos claro/escuro e iluminação de $162 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Os cultivos foram periodicamente repicados, a cada dez dias, em condições de assepsia, foram mantidos em crescimento exponencial até a obtenção de um cultivo denso, com volume de aproximadamente 1,1 L, com o intuito de obter volume suficiente para a realização dos experimentos. As culturas foram agitadas diariamente para evitar aglomerados de células.

3.4 Desenho experimental

Para avaliar se as duas espécies de macrófitas inibem o crescimento de *M. aeruginosa* nós realizamos um experimento utilizando as duas espécies e uma macrófita artificial. A utilização da macrófita artificial tem como objetivo testar se a inibição do crescimento da cianobactéria se deve apenas ao sombreamento ou outros fatores. As plantas artificiais tinham aproximadamente 17 cm de comprimento, com três ramos em cada unidade, constituídas de plástico, usadas para decoração de aquários, com aparência muito semelhante a *C. demersum*.

Os experimentos foram conduzidos no Laboratório de Limnologia e Qualidade de Água (LIMNOAQUA) da Universidade Federal Rural do Semiárido – UFERSA, campus Mossoró, nos meses de setembro a dezembro de 2022. Os experimentos foram realizados com o auxílio de duas câmaras de germinação com as mesmas condições descritas anteriormente para o cultivo das macrófitas e da cianobactéria. Foram usados aquários retangulares com área de 0.0262 m^2 (22 cm x 12 cm, capacidade de 3L) contendo 2 L de solução nutritiva de Hoagland & Arnon (1950) diluída a 10% inoculado com cultura das cianobactérias em fase de crescimento exponencial. O inóculo inicial de *M. aeruginosa* introduzido nas unidades experimentais foi de 30 mL, o equivalente a $4,8 \times 10^6 \text{ cél.mL}^{-1}$.

Os experimentos foram realizados em 3 etapas, cada etapa teve duração de 15 dias. Foram utilizados sete tratamentos com cinco réplicas cada (Figura 2). Os tratamentos foram montados a fim de expor a cepa de *M. aeruginosa* à diferentes biomassas de macrófitas aquáticas (10 gMS e 30 gMS (gMS= gramas de Massa Seca)). Os controles negativos foram realizados utilizando plantas artificiais, com o intuito de verificar se essas plantas causam interferência no crescimento das cianobactérias por meio do sombreamento. Para isso, foram realizados os seguintes tratamentos: T1 – Apenas *Microcystis aeruginosa* (controle); T2 – *E. densa* com biomassa de 10 gMS e *M. aeruginosa*; T3 – *E. densa* com biomassa de 30 gMS e *M. aeruginosa*; T4 – *C. demersum* com biomassa de 10 gMS e *M. aeruginosa*; T5 – *C. demersum* com biomassa de 30 gMS e *M. aeruginosa*; T6 – Macrófita artificial (controle negativo) com massa de 10g e *M. aeruginosa*; T7 – Macrófita artificial (controle negativo) com massa de 30g e *M. aeruginosa*.

As amostras foram coletadas para quantificar a densidade das cianobactérias a cada três dias: 0, 3, 6, 9, 12 e 15º dia. Para cada dia de amostragem, foram retiradas alíquotas de água de 2 mL, que foram fixadas com Lugol a 10% para posterior determinação da densidade (células/mL⁻¹). A contagem das células foi realizada em microscópio óptico utilizando câmara de Neubauer. A biomassa (mg L⁻¹) será determinada multiplicando a densidade celular pelo biovolume médio das cianobactérias, utilizando fórmulas geométricas propostas por Sun & Liu (2003).

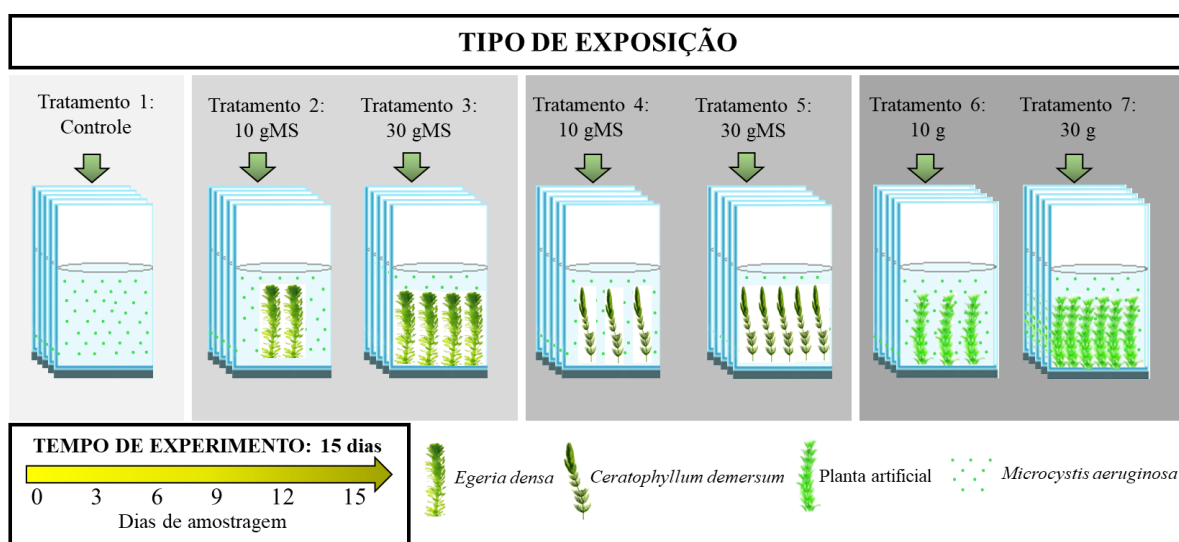


Figura 2 – Representação esquemática do desenho experimental.

Ao final dos experimentos (15 dias), foi coletado de cada unidade experimental uma amostra de água de 1L. Foram filtrados 200 mL das amostras de água com o auxílio de

membranas Whatman GF/C, sendo posteriormente armazenadas em frascos de polietileno e congeladas a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$, para a análise dos seguintes nutrientes da água: amônia, nitrito e nitrato (Mackereth et al., 1978); nitrogênio total (Koroleff, 1976); fósforo total e ortofosfato (Golterman et al., 1978).

3.5 Taxas de crescimento e inibição de *M. aeruginosa*

O cálculo das taxas de crescimento (μ) da cepa de cianobactéria nos tratamentos com macrófitas aquáticas foi obtido com base nos valores de biomassa entre os dias de amostragem e a biomassa inicial dos experimentos. Foi utilizado a fórmula proposta por Wood et al. (2005): $\mu(d-1) = (\ln(N_t) - \ln(N_{t0})) / t - t_0$, N representa os valores de biomassa nos diferentes dias de experimento (t) e no tempo inicial (t_0). A taxa de inibição (TI%) foi calculada da seguinte forma: $TI\% = ((N_{tr} - N_{ct}) / N_{ct}) \times 100$; onde N_{tr} representa a biomassa das cepas nos tratamentos com as macrófitas em cada repetição e N_{ct} a biomassa média das cepas nos controles (Wood et al., 2005).

3.6 Crescimento das macrófitas aquáticas

Com o objetivo de avaliar o crescimento de *E. densa* e *C. demersum* nos tratamentos em que foram submetidas as cepas de cianobactérias, os ramos foram pesados em uma balança de precisão, nos dias 0 e 15 do experimento, ambos foram avaliados com base na massa fresca da macrófita.

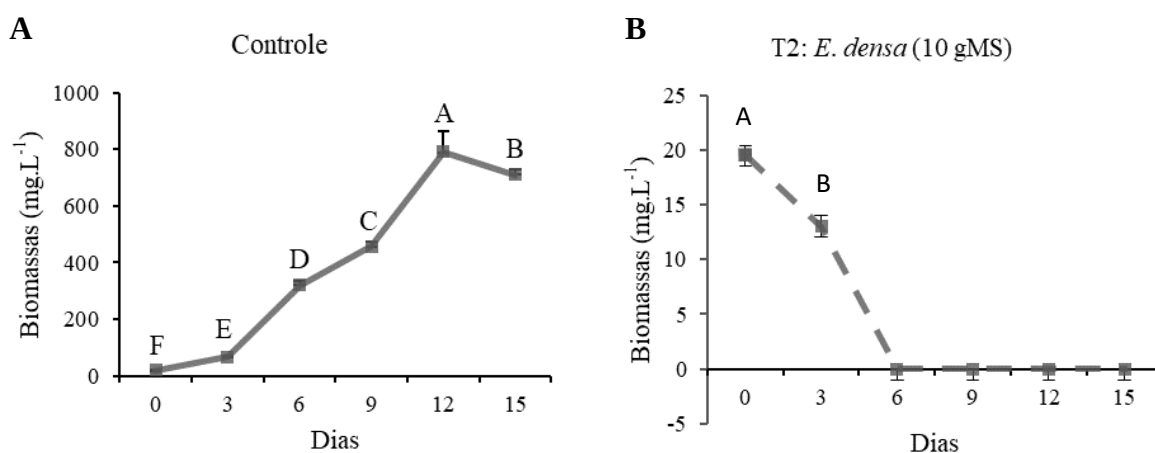
3.7 Análise estatística

Para verificar diferenças significativas nas biomassas das cianobactérias entre os tratamentos e o controle em cada dia de experimento, bem como para comparar as taxas de crescimento, realizamos análises de variância (ANOVA). Em seguida, aplicamos o teste de Tukey para identificar divergências significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$). Antes das análises de variância, verificamos a normalidade e a homogeneidade dos dados por meio dos testes de Kolmogorov-Smirnov e Bartlett, respectivamente. O processamento dos dados foi realizado utilizando o software SISVAR, versão 5.6. (Ferreira, 2011).

4 RESULTADOS

4.1 Efeitos das macrófitas aquáticas sobre a biomassa de *M. aeruginosa*

Foi verificada redução da biomassa de *M. aeruginosa* cultivada com *E. densa* e *C. demersum*, independentemente da biomassa das macrófitas. No entanto, a redução da biomassa da cianobactéria não ocorreu nos tratamentos com a planta artificial. A biomassa de *M. aeruginosa* foi inibida desde o terceiro dia de experimento com as macrófitas até o final do experimento, atingindo uma biomassa zero a partir do sexto dia (Figura 3). O tratamento controle (Figura 3A), apenas *M. aeruginosa*, o crescimento foi exponencial até o dia 12, apresentando declínio após isso, a biomassa variou entre 19,42 mg L⁻¹ (3º dia) a 790,33 mg L⁻¹ (12º dia). Diferenças significativas foram verificadas entre os tratamentos controle e com as macrófitas aquáticas. Em culturas mistas com *E. densa*, a biomassa de *M. aeruginosa* apresentou redução significativa, sendo mais pronunciada quando cultivada na biomassa maior da macrófita (30 gMS) (3º dia 3,42 mg L⁻¹) (Figura 3C) do que na biomassa menor (10 gMS) (3º dia 13,02 mg L⁻¹) (Figura 3B). Nos tratamentos com *C. demersum* (10 gMS) a biomassa da cianobactéria foi 12,04 mg L⁻¹ (3º dia) (Figura 3D), na biomassa maior de *C. demersum* (30 gMS) (Figura E), houve uma redução mais acentuada na biomassa da cianobactéria 6,31 mg L⁻¹ (3º dia). Nos tratamentos com a planta artificial, não ocorreu diferença significativa com o controle, independentemente da massa utilizada, a biomassa da cianobactéria aumentou acentuadamente até o 12º dia de experimento, entrando em declínio a partir do 15º dia (Figura 3F e G), assim como, no tratamento controle.



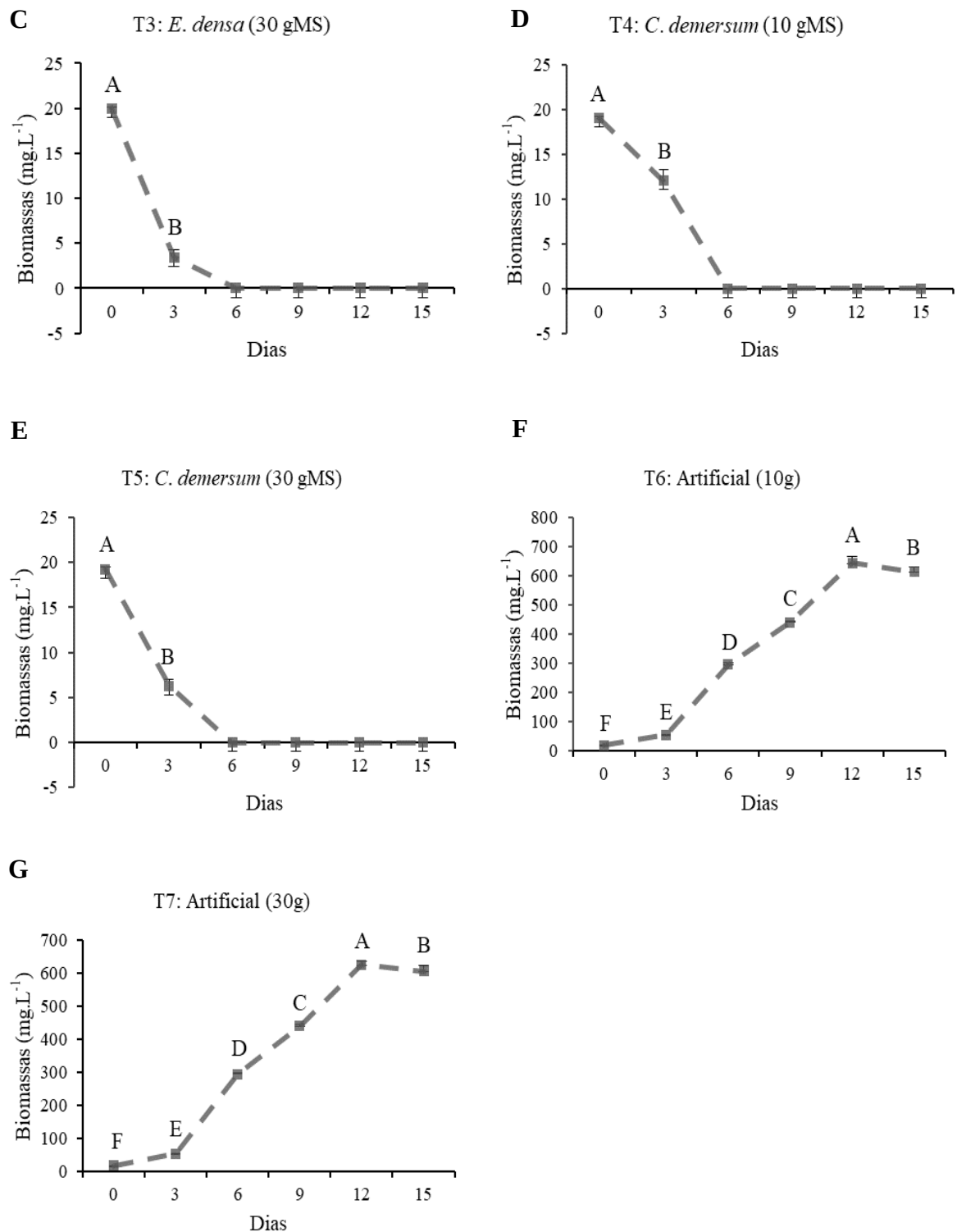


Figura 3 – Valores médios das biomassas de *M. aeruginosa* de **(A)** tratamento controle; **(B)** tratamento 2: *M. aeruginosa* com *E. densa* (10 gMS); **(C)** tratamento 3: *M. aeruginosa* com *E. densa* (30 gMS); **(D)** tratamento 4: *M. aeruginosa* com *C. demersum* (10 gMS); **(E)** tratamento 5: *M. aeruginosa* com *C. demersum* (10 gMS); **(F)** tratamento 6: *M. aeruginosa* com macrófita artificial (10 g); **(G)** tratamento 7: *M. aeruginosa* com macrófita artificial (30

g). Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos, pela ANOVA e teste de Tukey ($p < 0,05$). As barras representam o desvio padrão.

4.2 Efeitos das macrófitas aquáticas sobre as taxas de crescimento e inibições de *M. aeruginosa*

Em todos os tratamentos com as macrófitas aquáticas, independentemente da biomassa utilizada, *M. aeruginosa* apresentou taxas de crescimento semelhantes, portanto não houve diferenças significativas no crescimento de *M. aeruginosa* entre os tratamentos com macrófitas aquáticas e as diferentes biomassas. Nos tratamentos com *E. densa* e *C. demersum* o crescimento de *M. aeruginosa* apresentou valores negativos, e exibiu redução significativa no crescimento, sendo um pouco mais acentuado nos tratamentos com maior biomassa das macrófitas (30 gMS (-7,97 d⁻¹ e -7,67 d⁻¹, respectivamente, com *E. densa* e *C. demersum*)) do que nos tratamentos com menor biomassa (10 gMS (-7,79 d⁻¹ e -7,57 d⁻¹, respectivamente)). Em contrapartida, nos tratamentos com as plantas artificiais, *M. aeruginosa* apresentou taxas de crescimento positivo, com crescimento significativamente menor (10 g = 236,74 d⁻¹; 30 g = 233,58 d⁻¹) quando comparado ao controle (275,47 d⁻¹) (Figura 4).

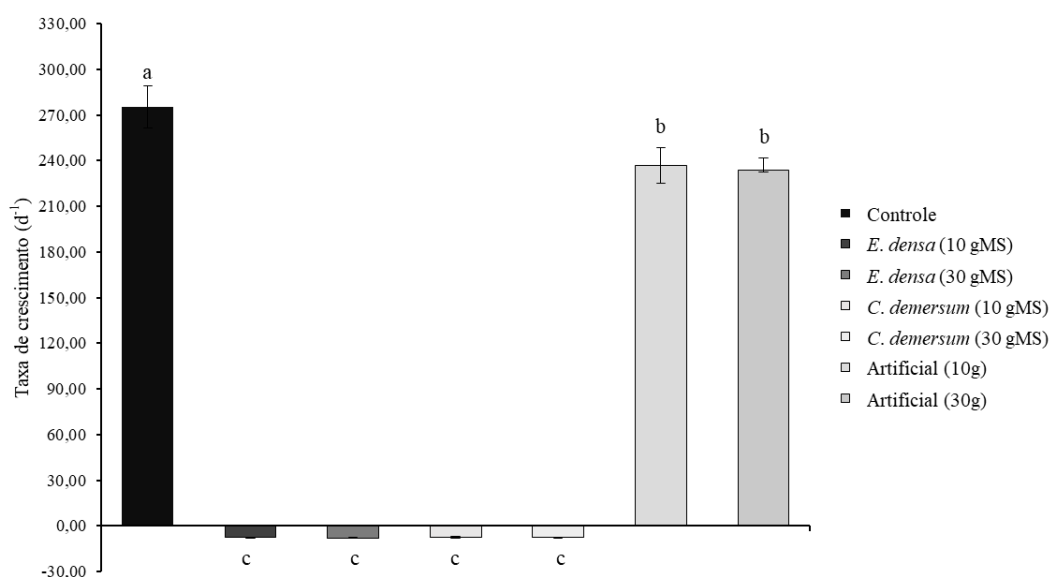


Figura 4 – Taxas de crescimento de *M. aeruginosa* submetidas aos tratamentos com macrófitas aquáticas, planta artificial e controle. As barras são as médias e o desvio padrão. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos, pela ANOVA e teste de Tukey ($p < 0,05$).

Ao avaliar as taxas de inibição, fica evidente a alta sensibilidade da cianobactéria *M. aeruginosa* em cultura com as macrófitas aquáticas *E. densa* e *C. demersum* (Figura 5). Nos tratamentos com as duas espécies de macrófitas aquáticas, em todas as biomassas, *M. aeruginosa* foi inibida em 100%, atingindo biomassa zero desde o sexto dia até o décimo quinto dia de experimento. Nos tratamentos com plantas artificiais ocorreu inibição de *M. aeruginosa*. No entanto, não houve diferença significativa na taxa de inibição de *M. aeruginosa* nos tratamentos com menor massa (10 g) e maior massa (30 g) da planta artificial, sendo respectivamente, 13,76% e 14,90%.

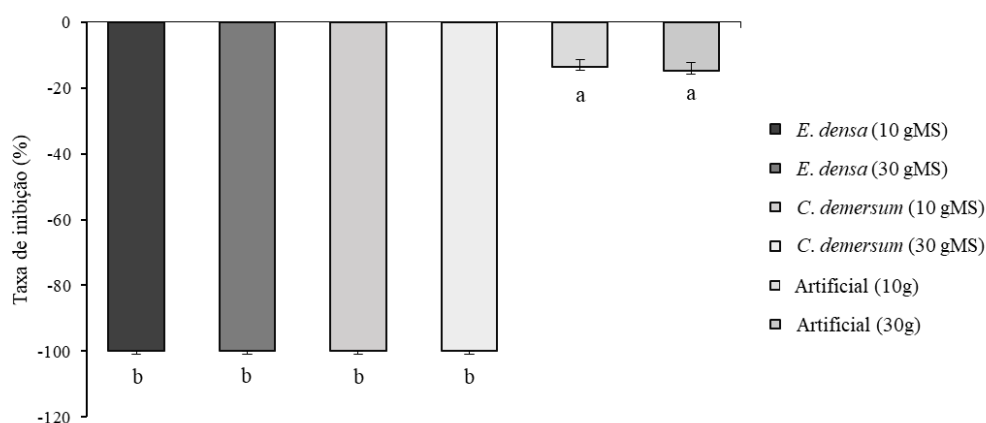


Figura 5 – Taxas de inibição de *M. aeruginosa* submetidas aos tratamentos com macrófitas aquáticas e plantas artificiais após quinze dias. As barras são as médias e o desvio padrão. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos, pela ANOVA e teste de Tukey ($p < 0,05$).

4.3 Nutrientes da água

Os valores de amônia diminuíram significativamente entre os tratamentos, essa redução foi observada nos tratamentos com *E. densa* (10 gMS = 84,67%; 30 gMS = 88,03%) e *C. demersum* (10 gMS = 50,35%; 30 gMS = 83,42%) em ambas as biomassas. Também foram verificadas diferenças nas concentrações de nitrito nos tratamentos com macrófitas aquáticas, sendo mais pronunciado nos tratamentos com *E. densa* (10 gMS = 81,67%; 30 gMS = 83,71%). Não houve diferenças significativas nas concentrações de nitrato entre os tratamentos. Nas concentrações de nitrogênio total foi observado redução significativa nos tratamentos com macrófitas aquáticas, sendo mais pronunciado em *C. demersum* na biomassa

maior (88,9%), nos tratamentos controle e com macrófitas artificiais não houve redução significativa. Fósforo total e ortofosfato obtiveram resultados semelhantes, com redução significativa em todos os tratamentos com macrófitas aquáticas, sendo mais evidente na biomassa maior de *E. densa* (80,69%), não ocorreu diferença significativa nas concentrações de fósforo total nos tratamentos controle e com plantas artificiais (Figura 6).

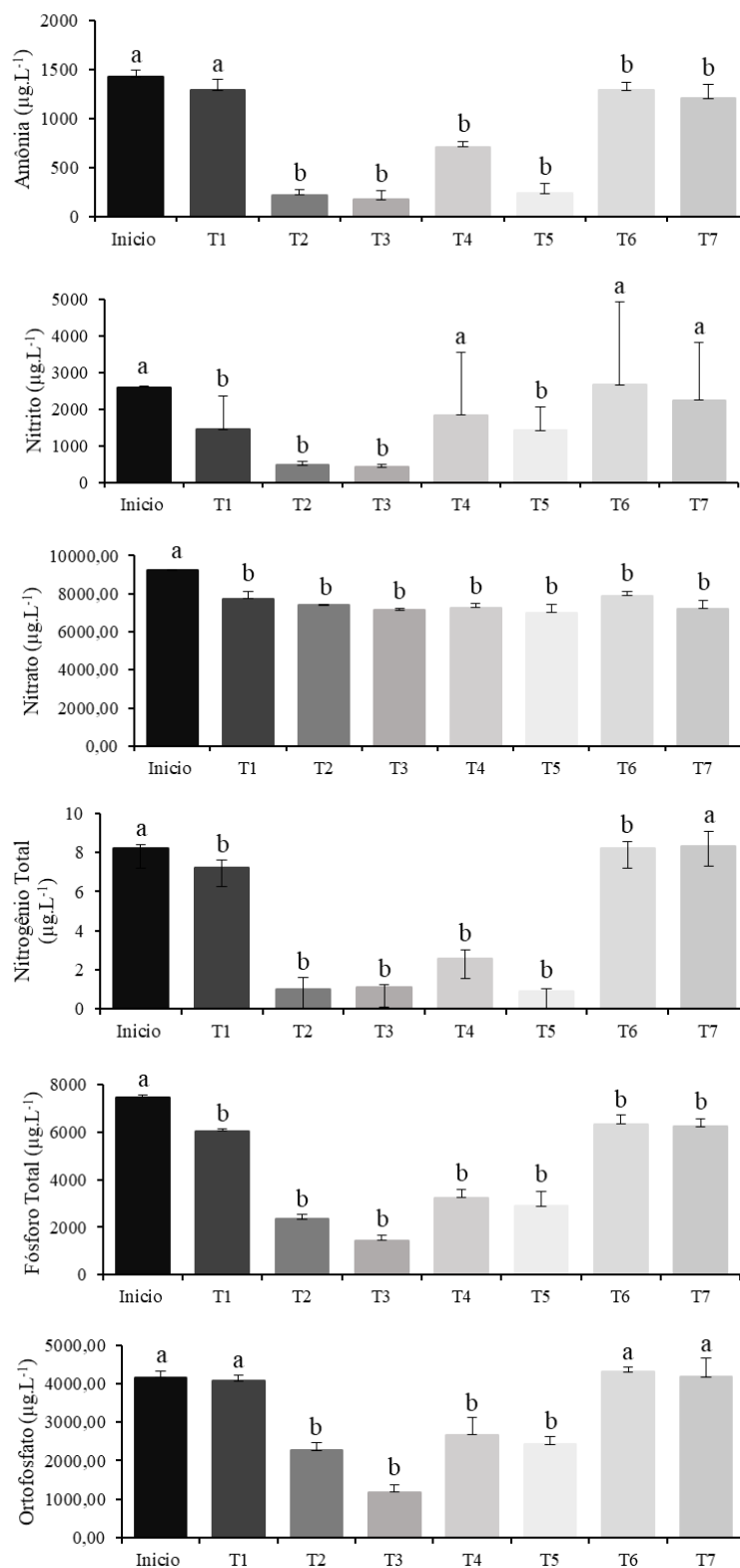


Figura 6 – Médias com desvio padrão das concentrações de amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio total, fósforo total e ortofosfato no início e final do experimento. Letras diferentes indicam diferença significativa entre os tratamentos, pela ANOVA e teste de Tukey ($p < 0,05$).

4.4 Crescimento das macrófitas aquáticas

Com base nos valores da massa fresca das macrófitas aquáticas no dia inicial e final do experimento, foi possível verificar que tanto *E. densa* como *C. demersum* diminuíram a biomassa ao final do experimento (Figura 7). As maiores diferenças significativas ocorreram nos tratamentos com maior biomassa inicial das macrófitas aquáticas.

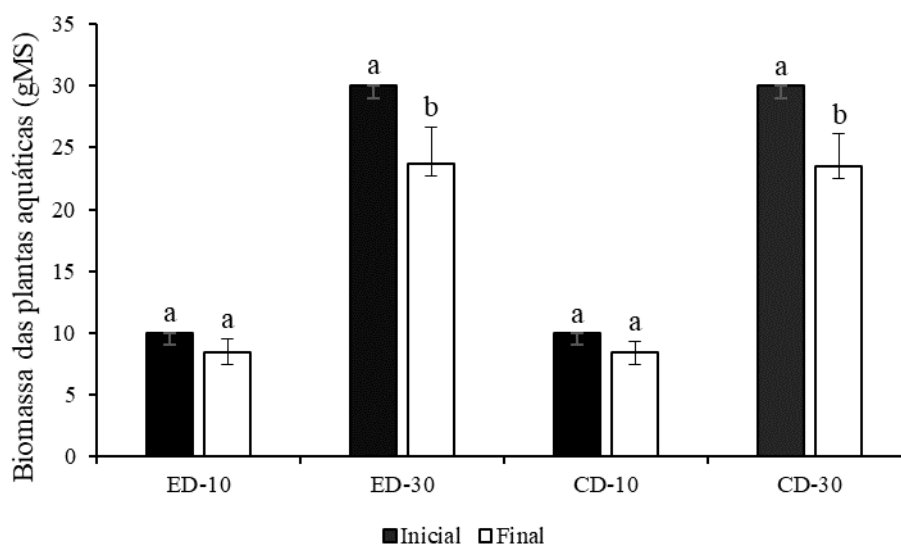


Figura 7 – Biomassa inicial e final de *E. densa* e *C. demersum* em cultura com *M. aeruginosa*. Letras distintas indicam diferenças significativas entre a biomassa das macrófitas aquáticas nos diferentes tratamentos.

5 DISCUSSÃO

Nossos resultados mostraram que o crescimento da cianobactéria *M. aeruginosa*, foi inibido nos tratamentos contendo as macrófitas submersas *E. densa* e *C. demersum*, corroborando com a hipótese de que as macrófitas afetam negativamente o crescimento da cianobactéria. A diminuição da taxa de crescimento da cianobactéria ocorreu mesmo em cultura com as macrófitas nos tratamentos com menor biomassa, como a testada no experimento (10 gMS), que foi suficiente para impedir o crescimento de *M. aeruginosa* a

partir do terceiro dia de experimento. Resultados semelhantes foram encontrados por Souza et al. (2021), que constataram que *C. demersum* reduziu significativamente a biomassa de *M. aeruginosa* a partir do segundo dia de experimento.

Existem dois mecanismos biológicos principais através dos quais as macrófitas submersas podem suprimir a biomassa do fitoplâncton: competição exploratória por nutrientes e competição por interferência através de alelopatia (Vanderstukken et al., 2011). Foi possível observar em nosso estudo que *E. densa* e *C. demersum* reduziram significativamente as concentrações de fósforo total e nitrogênio total na água, apesar disso, este fator provavelmente não possa ter sido o mais importante para explicar a inibição do crescimento de *M. aeruginosa*, uma vez que nos tratamentos com *M. aeruginosa* e plantas artificiais não foi constatada diferença significativa entre as concentrações de fósforo total e nitrogênio total. Esta inibição pode ter ocorrido através de outros fatores como o efeito do sombreamento desempenhado pelas macrófitas. Macrófitas aquáticas submersas como *E. densa* e *C. demersum* podem suprimir o fitoplâncton através de mecanismos diretos e indiretos, podem controlar o fitoplâncton aumentando a pressão de pastoreio do zooplâncton, competição por nutrientes, por interferência física (sombreamento ou turbulência reduzida), bem como por interações alelopáticas (Harel et al., 2013; Marinho et al., 2013; Zhang et al., 2013; Vanderstukken et al., 2014; Bittencourt-Oliveira et al., 2015).

Outro mecanismo de interação macrófita aquática e cianobactéria é a produção e a excreção de compostos aleloquímicos pelas macrófitas que podem ser eficientes contra o fitoplâncton (Mowe et al., 2019). Esses compostos pertencem a diferentes classes químicas, tais como polifenóis, ácidos graxos oxigenados, compostos de enxofre, poliacetilenos (Nakai et al., 1999). Compostos presentes nos tecidos de *C. demersum*, como ácido hexanóico, ácido ftálico, ácido octanodióico, ácido butanóico, ácido azeláico, ácido palmítico, ácido alfa-linolênico e ácido pentanodióico, também podem inibir o crescimento do fitoplâncton (Dong et al., 2019). Embora as identidades dos aleloquímicos em *E. densa* sejam atualmente desconhecidas (Barbosa et al., 2022), eles são substâncias inibidoras de fitoplâncton muito potentes (Vanderstukken et al., 2011; Espinosa-Rodríguez et al., 2016; Mohamed, 2017). As macrófitas submersas, possuem representantes com maior atividade alelopática do que outras espécies (Mohamed et al., 2017) que atuam inibindo o crescimento de cianobactérias que formam florações (Liu et al., 2007; Shao et al., 2009). A forma de atuação desses aleloquímicos podem se dar através da influência no processo fotossintético das cianobactérias inibindo o fotossistema II (PSII), interferindo no processo de transferência de elétrons além do estresse oxidativo (Leu et al., 2002; Zhu et al., 2010; Gao et al., 2017). Esse

resultado foi atribuído a alelopatia como o principal mecanismo de ação. Amorim et al. (2019) relataram que a biomassa de *M. aeruginosa* foi inibida pela presença de *C. demersum* em culturas unialgais, portanto, o efeito da macrófita aquática poderia ser atribuído à alelopatia. Estudos desenvolvidos em laboratório mostram que macrófitas vivas reduzem a biomassa de cianobactérias, removem, bioacumulam e metabolizam cianotoxinas sem causar danos graves à macrófita (Kaminski et al., 2015; Cao et al., 2019). Romero-Oliva et al. (2015) observaram que *E. densa* removeu 99% da microcistina no meio de cultura e biotransformou cerca de 47% da cianotoxina, o que demonstra forte tolerância à cianotoxinas.

Em corpos d'água naturais, as macrófitas também inibem o crescimento do fitoplâncton diminuindo a turbulência na coluna d'água, o que aumenta a taxa de sedimentação das algas (Vanderstukken et al., 2014). As macrófitas também diminuem a disponibilidade de luz ao sombrear o fitoplâncton (Mulderij et al., 2007; Hilt; Gross, 2008), o que foi observado nos tratamentos contendo plantas artificiais em comparação com o controle, as plantas artificiais inibiram o crescimento de *M. aeruginosa* em 13,76% (T6 – 10g) e 14,90% (T7 – 30g), provavelmente o sombreamento pelas macrófitas diminuiu a disponibilidade de luz e, portanto, o crescimento da cianobactéria foi reduzido. *Microcystis aeruginosa* é um forte competidor por luz, conforme verificado por Marinho et al. (2013). No ecossistema aquático, este evento é maior em águas rasas quando as macrófitas submersas conseguem se desenvolver intensamente, formando um dossel sub-aquático, e consequentemente atenuando a penetração de luz e comprometendo a utilização desse recurso pelo fitoplâncton (Mulderij et al., 2009; Santonja et al., 2018).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presença física das macrófitas aquáticas submersas *E. densa* e *C. demersum* limitaram o crescimento da cianobactéria *M. aeruginosa* logo nos primeiros dias de experimento, independentemente da biomassa das macrófitas, revelando a sensibilidade da cianobactéria quando em cultura com as macrófitas. Nos tratamentos com as macrófitas houve diminuição das concentrações de nutrientes na água, no entanto, nos tratamentos controle e com plantas artificiais a redução foi mínima, o que corrobora com a nossa hipótese. A partir dos nossos resultados, sugerimos que tanto a alelopatia quanto o sombreamento parecem ser mecanismos potencialmente importantes para a competição entre a cianobactéria *M. aeruginosa* e as macrófitas *E. densa* e *C. demersum*.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A; STAPE, J. L; SENTELHAS, P. C; GONÇALVES, J. L. M; SPAROVEK G; Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 7, p. 11–728, 2013.
- AMORIM, C. A; MOURA-FALCÃO, R. H; VALENÇA, C. R; SOUZA, V. R; MOURA, A. N. Allelopathic effects of the aquatic macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. on phytoplankton species: contrasting effects between cyanobacteria and chlorophytes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, p. 1–10, 2019.
- AMORIM, C. A; ULISSES, C; MOURA, A. N. Biometric and physiological responses of *Egeria densa* Planch. Cultivated with toxic and non-toxic strains of *Microcystis*. **Aquatic Toxicology**, v. 191, p. 201–208, 2017.
- BARBOSA, V. V; SILVA, R. A. S; SEVERIANO, J. S; CHIA, M. A; BARBOSA, J. E. L. Can the presence of green microalgae reverse the allelopathic effects of the submerged macrophyte *Egeria densa* on the toxin-producing cyanobacterium *Raphidiopsis raciborskii*?. **Hydrobiologia**, v. 849, p. 4391–4406, 2022.
- BARROW, J. L; BEISNER, B. E; GILES, R; GIANI, A; DOMAIZON, I. GREGORY-EAVES. Macrophytes moderate the taxonomic and functional composition of phytoplankton assemblages during a nutrient loading experiment. **Freshwater Biology**, p. 1–13, 2019.
- BEZERRA, A. J. L; ROCHA-JUNIOR, C. A. N; ARAÚJO, F. Qualidade da água em reservatórios de abastecimento humano na bacia Apodi-Mossoró/RN. II **CONIDIS** – Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido, p. 1–9, 2017.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C; PICCIN-SANTOS, V; MOURA, A. N; ARAGÃO-TAVARES, N. K; CORDEIRO-ARAÚJO, M. K. Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 1, p. 297–309, 2014.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C; CHIA, M. A; OLIVEIRA, H. S. B; ARAÚJO, M. K. C; MOLICA, R. J. R; DIAS, C. T. S. Allelopathic interactions between microcystin-producing and non-microcystin-producing cyanobacteria and green microalgae: implications for microcystins production. **Journal of Applied Phycology**, v. 27, n. 1, p. 275–284, 2015.
- BRAGA, G. G; BECKER, V. Influence of water volume reduction on the phytoplankton dynamics in a semiarid man-made lake: a comparison of two morphofunctional approaches. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, p. 1–17, 2020.
- BRAGA, G. G; BECKER, V; OLIVEIRA, J. N. P; MENDONÇA-JÚNIOR, J. R; BEZERRA, A. F. M; TORRES, L. M; GALVÃO, A. M. F; MATTOS, A. Influence of extended drought on water quality in tropical reservoirs in a semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 15–23, 2015.
- CANCIAN, L. F; CAMARGO, A. F. M; HENRY-SILVA, G. G. Crescimento de *Pistia stratiotes* em diferentes condições de temperatura e fotoperíodo. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 2, p. 552–557, 2009.

CAO, Q; WAN, X; SHU, X; XIE, L. Bioaccumulation and detoxication of microcystin-LR in three submerged macrophytes: The important role of glutathione biosynthesis. **Chemosphere**, v. 225, p. 935–942, 2019.

CHELLAPPA, N. T; BORBA, J. L. M; OLIVEIRA, R. K; LIMA, A. K. A. Diversidade, co-existência e dominância na comunidade fitoplanctônica da Barragem Cruzeta, Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, p. 126–128, 2007.

CHELLAPPA, N. T; CHELLAPPA, S. L; CHELLAPPA, S. Harmful Phytoplankton Blooms and Fish Mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 4, p. 833–841, 2008.

CHELLAPPA, N. T; COSTA, M. A. M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a Eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica**, v. 24, p. 3–10, 2003.

CHEN, J; ZHANG, H; HAN, Z; YE, J; LIU, Z. The influence of aquatic macrophytes on *Microcystis aeruginosa* growth. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 130–133, 2012.

CORBEL, S; MOUGIN, C; BOUAÏCGA, N. Cyanobacterial toxins: Modes of actions, fate in aquatic and soil ecosystems, phytotoxicity and bioaccumulation in agricultural crops. **Chemosphere**, v. 96, p. 1–15, 2014.

COSTA, I. A. S; CUNHA, S. R. S; PANOSSO, R; ARAÚJO, M. F. F; MELO, J. L. S; ESKINAZE-SANT'ANNA, E. M. Dinâmica de cianobactérias em açudes eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, p. 382–401, 2009.

DANTAS, E. W; MOURA, A. N; BITTENCOUT-OLIVEIRA, M. C; NETO, J. D. T. A; CAVALCANTI, A. D. C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 4, p. 970–982, 2008.

DENG, J; LU, X; HU, W; XU, Z. Nutrients and organic matter in the surface sediment of a submerged macrophyte zone in a eutrophic lake: Implications for lake management. **International Journal of Sediment Research**, v. 37, p. 307–316, 2022.

DODDS, W. K; BOUSKA, W. W; EITZMANN, J. L; PILGER, T. J; PITTS, K. L; RILEY, A. J; SCHLOESSER, J. T; THORNBRUGH, D. J. Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 1, p. 12–19, 2009.

DOLMAN, A. M; RÜCKER, J; PICK, F. R; FASTNER, J; ROHRLACK, T; MISCHKE, U; WIEDNER, C. Cyanobacteria and cyanotoxins: the influence of nitrogen versus phosphorus. **PloS one**, v. 7, n. 6, p. 38757, 2012.

DONG, J; CHANG, M; LI, C; DAI, D; GAO, Y. Allelopathic effects and potential active substances of *Ceratophyllum demersum* L. on *Chlorella vulgaris* Beij. **Aquatic Ecology**, v. 53, n. 4, p. 651–663, 2019.

DONG, J; DAI, D; YANG, Y; WANG, F; ZHANG, Y; ZHANG, M; GAO, Y; GAO, X; LI, X. Growth and morphological responses of *Scenedesmus obliquus* to submerged macrophyte *Egeria densa*. **Aquatic Ecology**, v. 57, p. 127–138, 2023.

DONG, J; YANG, K; LI, S; LI, G; SONG, L. Submerged vegetation removal promotes shift of dominant phytoplankton functional groups in a eutrophic lake. **Journal of Environmental Sciences**, v. 26, p. 1699–1707, 2014.

ESPINOSA-RODRÍGUEZ; C. A; RIVERA-DE LA PARRA, L; MARTÍNEZ-TÉLLEZ, A; GÓMEZ-CABRAL, G. C; SARMA, S. S. S; NANDINI, S. Allelopathic interactions between the macrophyte *Egeria densa* and plankton (alga, *Scenedesmus acutus* and cladocerans, *Simocephalus* spp.): a laboratory study. **Journal of Limnology**, v. 75, p. 151–160, 2016.

FERREIRA, D. F. SisVar® (Software estatístico): Sistema de análise de variância para dados balanceados, versão 5.6, Lavras: DEX/UFLA, 2011.

FLORES-ROJAS, N. C; ESTERHUIZEN-LONDT, M; PFLUGMACHER, S. Antioxidative stress responses in the floating macrophyte *Lemna minor* L. with cylindrospermopsin exposure. **Aquatic Toxicology**, v. 169, p. 188–195, 2015.

FONSECA, J. R; VIEIRA, C. S; KIJBIDA, P; COSTA, A. S. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystins and saxitoxins in reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 78–92, 2015.

GAO, H; QIAN, X; WU, H; LI, H; PAN, H; HAN, C. Combined effects of submerged macrophytes and aquatic animals on the restoration of a eutrophic water body: a case study of Gonghu Bay, Lake Taihu. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 15–23, 2017.

GEBREHIWOT, M; KIFLE, D; TRIEST, L. Emergent Macrophytes Support Zooplankton in a Shallow Tropical Lake: A Basis for Wetland Conservation. **Environmental Management**, v. 60, n. 6, p. 1127–1138, 2017.

GHOBRIL, M. G; NASSR, H. S; KAMIL, A. W. Bioactivity effect of two macrophyte extracts on growth performance of two bloom-forming cyanophytes. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 41, p. 69–81, 2015.

GOLTERMAN, H. L; CLYMO, R. S; OHMSTAD, M. A. M. **Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters**. Blackwell, Oxford. p. 213, 1978.

GORHAM, P. R; MCLACHLAN, J; HAMMER, U. T; KIM, W. K. Isolation and culture of toxic strains of *Anabaena flos-aquae* (Lyng) de Breb. Verh. **Int. Verein. Limnol.**, v. 15, p. 796–804, 1964.

HA, M. H; PFLUGMACHER, S. Time-dependent alterations in growth, photosynthetic pigments and enzymatic defense systems of submerged *Ceratophyllum demersum* during exposure to the cyanobacterial neurotoxin anatoxin-a. **Aquatic Toxicology**, v. 138, n. 139, p. 26–34, 2013.

HAREL, M; WEISS, G; LIEMAN-HURWITZ, J; GUN, J; LEV, O; LEBENDIKER, M; TEMPER, V; BLOCK, C; SUKENIK, A; ZOHARY, T; BRAUN, S; CARMELI, S; KAPLAN, A. Interactions between *Scenedesmus* and *Microcystis* may be used to clarify the role of secondary metabolites, **Environmental microbiology reports**, v. 5, n. 1, p. 97–104, 2013.

HE, L; ZHU, T; WU, Y; LI, W; ZHANG, H; ZHANG, X; CAO, T; NI, L; HILT, S. Littoral slope, water depth and alternative response strategies to light attenuation shape the distribution of submerged macrophytes in a mesotrophic lake. **Frontiers in Plant Science**, v. 10, p. 1–9, 2019.

HE, Y; ZHOU, Q. H; LIU, B. Y; CHENG, L; TIAN, Y; ZHANG, Y. Y; WU, Z. B. Programmed cell death in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* induced by allelopathic effect of submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum* in co-culture system. **Journal of Applied Phycology**, v. 28, p. 2805–2814, 2016.

HENRY-SILVA, G. G; MOURA, R. S. T; DANTAS, L. L. O. Richness and distribution of aquatic macrophytes in Brazilian semi-arid aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 147 – 156, 2010.

HILT, S; GROSS, E. M. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow lakes?. **Basic and Applied Ecology**, v. 9, p. 422–432, 2008.

HOAGLAND, D. R; ARNON, D. I. **The waterculture method for growing plants without soil**. Berkeley, CA: Agric. Exp. Stn., Univ. of California, 1950.

HUSZAR, V. L. M; SILVA, L. H; MARINHO, M; DOMINGOS, P; SANT'ANNA, C. L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian Waters. **Hydrobiologia**, v. 424, p. 67-77, 2000.

JEONG, S; YANG, D; JOO, S; PARK, S. Allelopathic Inhibition Effects of *Myriophyllum spicatum* on Growths of Bloom-Forming Cyanobacteria and Other Phytoplankton Species in Coexistence Experiments. **Journal of Plant Biology**, v. 64, p. 501–510, 2021.

JEPPESSEN, E; BRUCET, S; NASELLI-FLORES, L; PAPASTERGIADOU, E; STEFANIDIS, K; NÖGES, T; NÖGES, P; ATTAYDE, J. L; ZOHARY, T; COPPENS, J; BUCAK, T; MENEZES, R. F; FREITAS, F. R. S; KERNAN, M; SØNDERGAARD, M. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, p. 201–227, 2015.

JIANG, J; GU, X; SONG, R; WANG, X; YANG, L. Microcystin-LR induced oxidative stress and ultrastructural alterations in mesophyll cells of submerged macrophyte *Vallisneria natans* (Lour.) Hara. **Journal of Hazardous Materials**, v. 190, p. 188–196, 2011.

KAMINSKI, A; CHRAPUSTA, E; BOBER, B; ADAMSKI, M; LATKOWSKA, E; BIALCZYK, J. Aquatic macrophyte *Lemna trisulca* (L.) as a natural factor for reducing anatoxin-a concentration in the aquatic environment and biomass of cyanobacterium *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) de Bréb. **Algal Research**, v. 9, p. 212–217, 2015.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In Grasshoff, K. (ed.), **Methods of Seawater Analysis**. Verlag Chemie Weinheim, New York, p. 117–181, 1976.

KUIPER, J. J; VERHOFSTAD, M. J. J. M; LOUWERS, E. L. M; BAKKER, E. S. BREDERVELD, R. J; VAN GERVEN, L. P. A; JANSSEN, A. B. G; KLEIN, J. J. M; MOOIJ, W. M. Mowing Submerged Macrophytes in Shallow Lakes with Alternative Stable States: Battling the Good Guys?. **Environmental Management**, v. 59, p. 619–634, 2017.

LACEROT, G; KRUK, C; LÜRLING, M; SCHEFFER, M. The role of subtropical zooplankton as grazers of phytoplankton under different predation levels. **Freshwater Biology**, v. 58, p. 494–503, 2013.

LEITÃO, E; GER, K. A; PANOSSO, R. Selective grazing by a tropical Copepod (*Notodiaptomus iheringi*) facilitates *Microcystis* dominance. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, p. 1–11, 2018.

LEU, E; KRIEGER-LISZKAY, A; GOUSSIAS, C; GROSS, E. M. Polyphenolic allelochemicals from the aquatic angiosperm *Myriophyllum spicatum* Inhibit Photosystem II¹. **Plant Physiology**, v. 130, p. 2011–2018, 2002.

LOPES, Y. V. A; HENRY-SILVA, G. G. Efeito da criação de Tilápia-do-nilo sobre variáveis limnológicas de um reservatório do semiárido do Rio Grande do Norte em um período de 24 horas. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 40, n. 3, p. 299–313, 2014.

LUAN, S. Protein phosphatases and signaling cascades in higher plants. **Trends in Plant Science**, v. 3, p. 71–275, 1998.

MACKERETH, F. J. H; HERON, J; TALLING, J. F. **Water Analysis**: Some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, Scientific Publication. p. 36–121, 1978.

MAREDOVÁ, N; ALTMAN, J; KAŠTOVSKÝ, J. The effects of macrophytes on the growth of bloom-forming cyanobacteria: Systematic review and experiment. **Science of the Total Environment**, v. 792, p. 1–8, 2021.

MARENGO, J. A; ALVES, L. M; ÁLVALA, R. C. S; CUNHA, A. P; BRITO, S; MORAES, O. L. L. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, p. 1973–1985, 2018.

MARENGO, J. A; CUNHA, A. P. M. A; NOBRE, C. A; RIBEIRO NETO, G. G; MAGALHAES, A. R; TORRES, R. R; SAMPAIO, G; ALEXANDRE, F; ALVES, L. M; CUARTAS, L. A; DEUSDARÁ, K. R. L; ÁLVALA, R. C. S. Assessing drought in the drylands of northeast Brazil under regional warming exceeding 4 °C. **Natural Hazards**, v. 103, p. 1–23, 2020.

MARENGO, J. A; TORRES R. R; ALVES, L. M. 2016. Drought in Northeast Brazil—past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 129, p. 1189–1200, 2016.

MARINHO, M. M; SOUZA, M. B. G; LÜRLING, M. Light and Phosphate Competition Between *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* is Strain Dependent. **Microbiology of Aquatic Systems**, v. 66, p. 479–488, 2013.

MEDEIROS, L. C; MATTOS, A; LÜRLING, M; BECKER, V. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made Lake. **Aquatic Ecology**, v. 49, p. 293–307, 2015.

MENEZES, R. S. C; SAMPAIO, E. V. S. B; GIONGO, V; PÉREZ-MARIN, A. M. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 643–653, 2012.

MOHAMED, Z. A. Macrophytes-cyanobacteria allelopathic interactions and their implications for water resources management—A review. **Limnologica**, v. 63, p. 122–132, 2017.

MONTEIRO, F. M; MOURA, G. C; SEVERIANO, J. S; MENDES, C. F; BARVOSA, J. E. L. Submerged macrophytes support cyanobacteria and microcystin production in a drawdown tropical semiarid reservoir. **Aquatic Ecology**, v. 55, p. 875–890, 2021.

MOURA, A. N; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C; CHIA, M. A; SEVERIANO, J. S. Co-occurrence of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya & Subba Raju and *Microcystis panniformis* Komárek *et al.* in Mundaú reservoir, a semiarid Brazilian ecosystem. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 3, p. 322–329, 2015.

MOURA, A. N; DANTAS, E. W; OLIVEIRA, H. S. B; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 2, p. 451–459, 2011.

MOWE, M. A. D; SONG, Y; SIM, D. Z. H; LU, J; MITROVIC, S. M; TAN, H. T. W; YEO, D. C. J. Comparative study of six emergent macrophyte species for controlling cyanobacterial blooms in a tropical reservoir. **Ecological Engineering**, v. 129, p. 11–21, 2019.

MULDERIJ, G; MAU, B; VAN DONK, E; GROSS, E. M. Allelopathic activity of *Stratiotes aloides* on phytoplankton—towards identification of allelopathic substances. **Hydrobiologia**, v. 584, p. 89–100, 2007.

MURI, G; ČERMELJ, B; JAĆIMOVIĆ, R; RAVNIKAR, T; ŠMUC, A; TURŠIČ, J; VREČA, P. Factors that contributed to recent eutrophication of two Slovenian mountain lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 59, p. 411–426, 2017.

NAKAI, S; INOUE, Y; HOSOMI, M; MURAKAMI, A. Growth inhibition of blue-green algae by allelopathic effects of macrophytes. **Water Science and Technology**, v. 39, p. 47–53, 1999.

PAERL, H. W; GARDNER, W. S; HAVENS, K. E; JOYNER, A. R; MCCARTHY, M. J; NEWELL, S. E; QIN, B; SCOTT, J. T. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. **Harmful Algae**, v. 54, p. 213–222, 2016.

PAERL, H. W; PAUL, V. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water Research**, v. 46, p. 1349–1363, 2012.

PANOSSO, R; COSTA, I. A. S; SOUZA, N. R; ATTAYDE, J. L; CUNHA, S. R. S; GOMES, F. C. F. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 433–449, 2007.

PINTO, P; T; ALLENDE, L; O'FARRELL. Influence of free-floating plants on the structure of a natural phytoplankton assemblage: an experimental approach. **Journal of Plankton Research**, v. 29, n. 1, p. 47–56, 2007.

REGO, A. H. G; RANGEL-JUNIOR, A; COSTA, I. A. S. Phytoplankton scenario and microcystin in water during extreme drought in semiarid tropical water supplies, Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 80, n. 1, p. 1–11, 2020.

ROCHA- JUNIIR, C. A. N; COSTA, M. R. A; MENEZES, R. F; ATTAYDE, J. L; BECKER, V. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, p. 1–10, 2018.

ROMERO-OLIVA, C. S; CONTARDO-JARA, V; PFLUGMACHER. Antioxidative response of the three macrophytes *Ceratophyllum demersum*, *Egeria densa*, and *Hydrilla verticillata* to a time dependent exposure of cell-free crude extracts containing three microcystins from cyanobacterial blooms of Lake Amatitlán, Guatemala. **Aquatic Toxicology**, v. 163, p. 130 – 139, 2015.

SANTONJA, M; ROUZIC, B; THIÉBAUT, G. Seasonal dependence and functional implications of macrophyte–phytoplankton allelopathic interactions. **Freshwater Biology**, v. 63, p. 1161–1172, 2018.

SANTOS-SILVA, R. D; SEVERIANO, J. S; OLIVEIRA, D. A; MENDES, C. F; BARBOSA, V. V; CHIA, M. A; BARBOSA, J. E. L. Spatio-temporal variation of cyanobacteria and cyanotoxins in public supply reservoirs of the semi-arid region of Brazil. **Journal of Limnology**, v. 79, n. 1, p. 13–29, 2020.

SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS do ESTADO do RIO GRANDE DO NORTE. (SEMARH) Bacias hidrográficas do Rio Grande do Norte. Plano Estadual de Recursos Hídricos. 2023. Disponível em: <<http://servicos.semarh.rn.gov.br/semarh/sistemadeinformacoes/consulta/cBaciaDetalhe.asp?CodigoEstadual=01>>. Acesso em: 2 de janeiro de 2023.

SMITH, R. D; WALKER, J. C. Plant protein phosphatase. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 47, p. 101–125, 1996.

SONG, Y; LIEW, J. H; SIM, D. Z. H; MOWE, M. A; MITROVIC, S. M; TAN, H. T. W; YEO, D. C. J. Effects of macrophytes on lake-water quality across latitudes: a meta-analysis. **Oikos**, v. 128, p. 468–481, 2019.

SOUZA, V. R; AMORIM, C. A; MOURA, A. N. Effects of the submerged macrophyte *Ceratophyllum demersum* (Ceratophyllaceae) and the cladoceran *Moina micrura* (Cladocera: Moinidae) on microalgal interactions. **Revista de Biologia Tropical**, v. 69, n. 4, p. 1276–1288, 2021.

SUN, J; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 25, n. 11, p. 1331–1346, 2003.

VANDERSTUKKEN, M; DECLERCK, S. A. J; DECAESTECKER, E; MUYLAERT, K. Long-term allelopathic control of phytoplankton by the submerged macrophyte *Elodea nuttallii*. **Freshwater Biology**, v. 59, p. 930–941, 2014.

VANDERSTUKKEN, M; MAZZEO, N; VAN COLEN; DECLERCK, S. A. J; MUYLAERT, K. Biological control of phytoplankton by the subtropical submerged macrophytes *Egeria densa* and *Potamogeton illinoensis*: a mesocosm study. **Freshwater Biology**, v. 56, p. 1837–1849, 2011.

WANG, X; ZHANG, J; LI, E; ZHANG, L; WANG, X; SONG, L. Combined toxic effects and mechanisms of microcystin-LR and copper on *Vallisneria Natans* (Lour.) Hara seedlings. **Journal of Hazardous Materials**, v. 328, p. 108–116, 2017.

WOOD, A. M; EVERROAD, R. C; WINGARD, L. M. **Measuring growth rates in microalgal cultures**. In: R. A. ANDERSEN, ed. *Algal culturing techniques*. Singapore: Academic Press/Phycological Society of America, pp. 269–285, 2005.

YANRAN, D; CHENRONG, J; WEI, L; SHENGHUA, H; ZHENBIN, W. Effects of the submerged macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. on restoration of a eutrophic waterbody and its optimal coverage. **Ecological Engineering**, v. 40, p. 113–116, 2012.

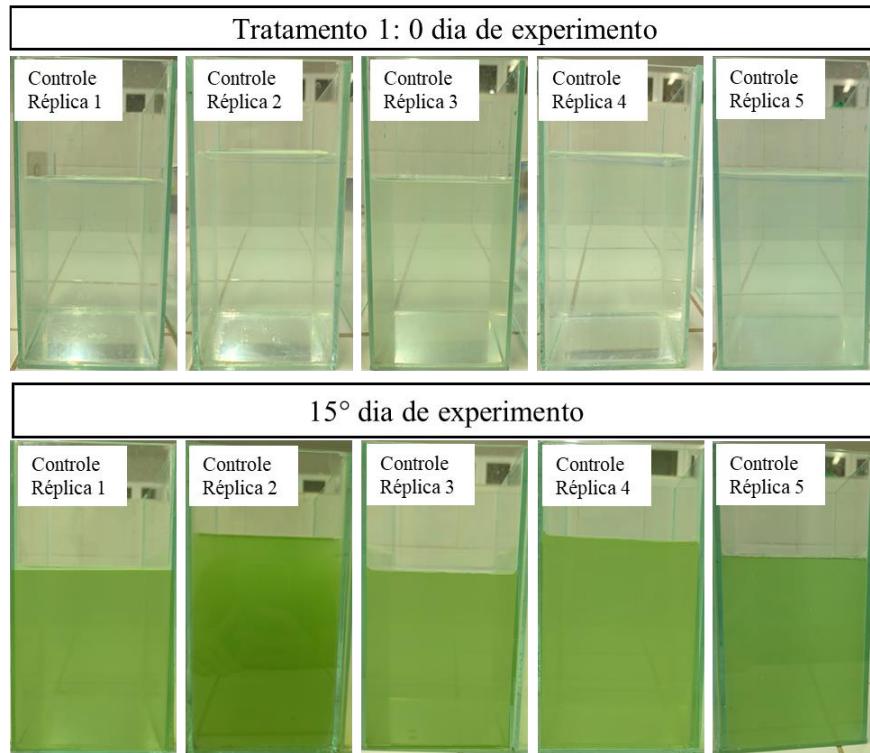
ZEHNSDORF, A; HUSSNER, A; EISMANN, F; RÖNICKE, H; MELZER, A. Management options of invasive *Elodea nuttallii* and *Elodea canadensis*. **Limnologia**, v. 51, p. 110–117, 2015.

ZHANG, P; WANG, C; LIU, X; JIANG, C; XUE, Y. Growth competition between *Microcystis aeruginosa* and *Quadrigula chodatii* under controlled conditions. **Journal of Applied Phycology**, v. 25, n. 2, p. 555–565, 2013.

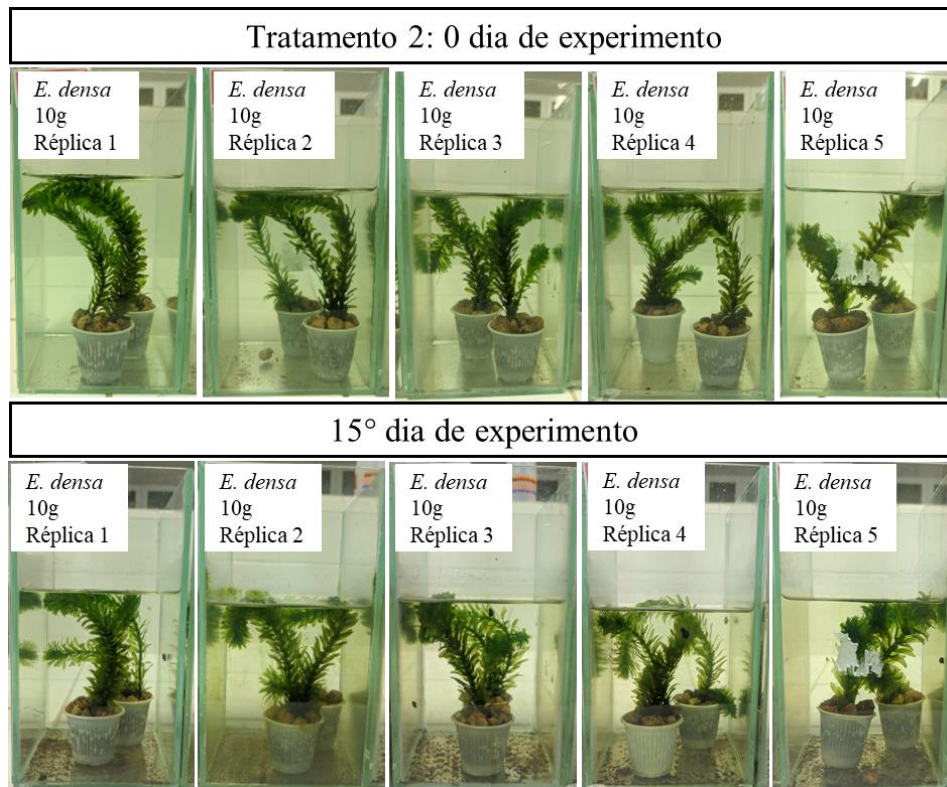
ZHAO, J; LIU, Q; LU, H; WANG, Z; ZHANG, K; WANG, P. Future droughts in China using the standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) under multi-spatial scales. **Natural Hazards**, v. 109, p. 615–636, 2021.

ZHU, J; LIU, B; WANG, J; GAO, Y; WU, Z. Study on the mechanism of allelopathic influence on cyanobacteria and chlorophytes by submerged macrophyte (*Myriophyllum spicatum*) and its secretion. **Aquatic Toxicology**, v. 98, p. 196–203, 2010.

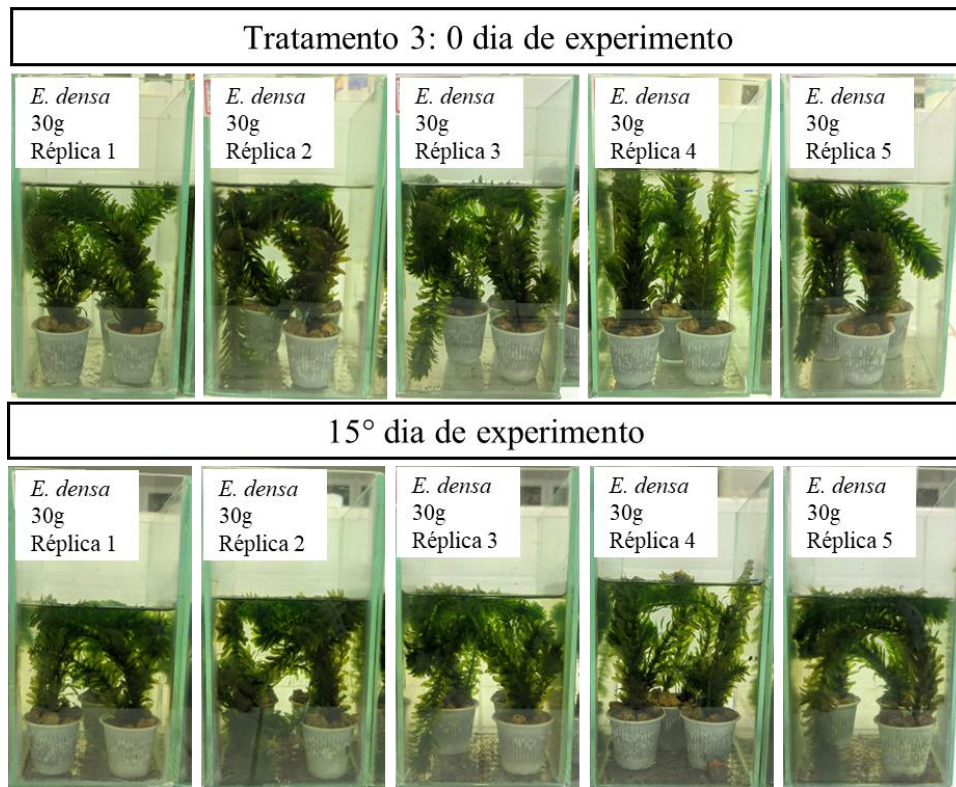
APÊNDICE A – TRATAMENTO 1: INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO.



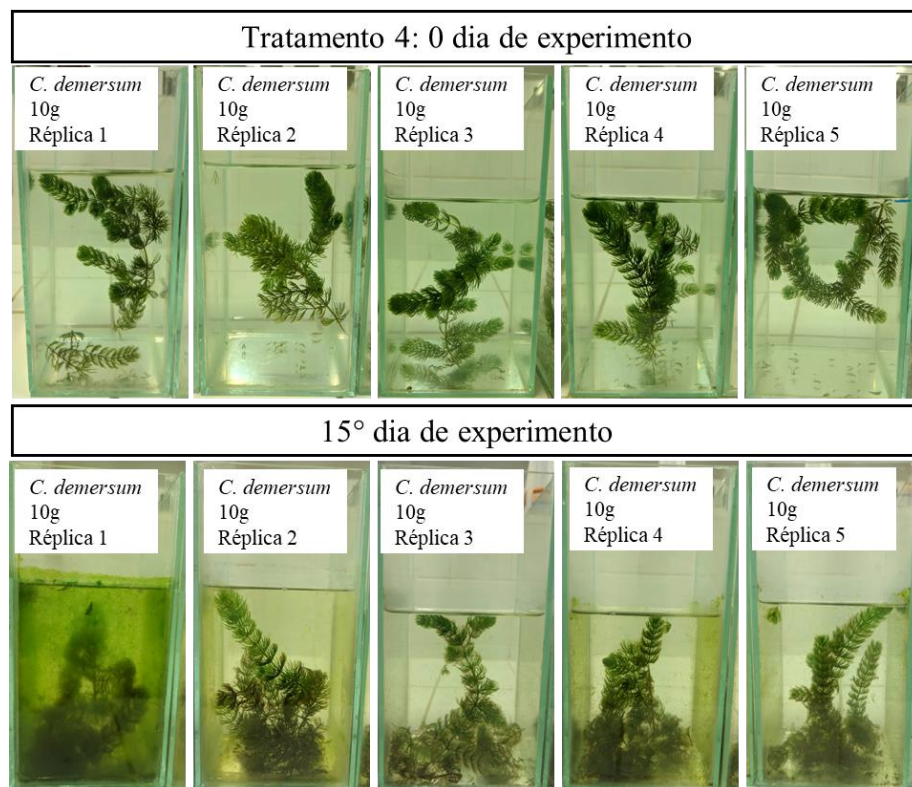
APÊNDICE B – TRATAMENTO 2: INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO.



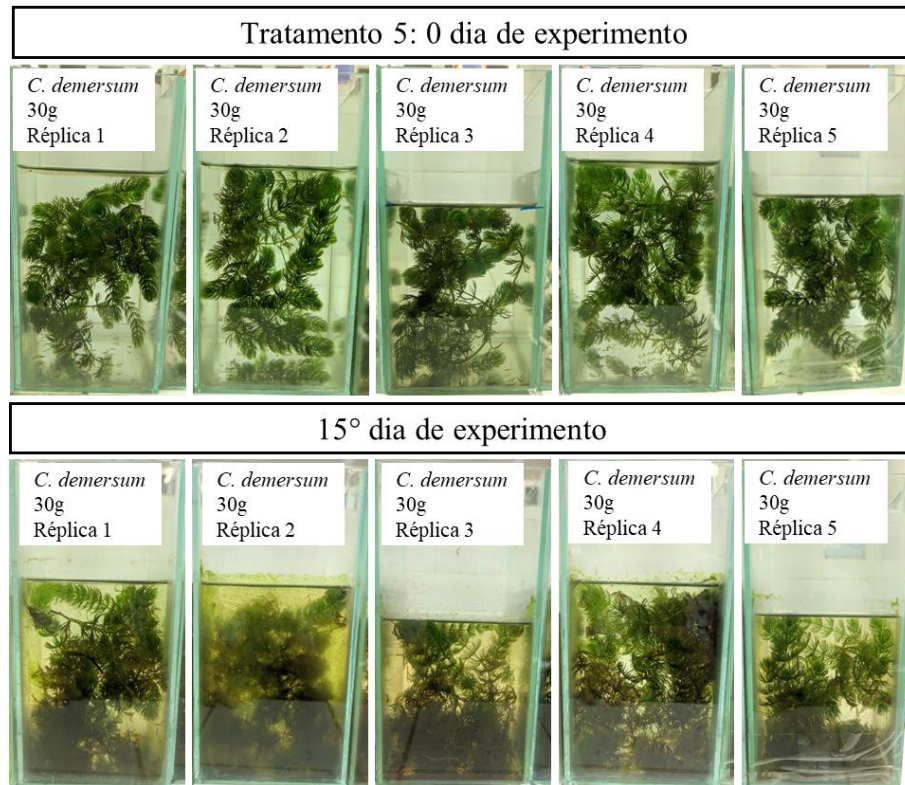
APÊNDICE C – TRATAMENTO 3: INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO.



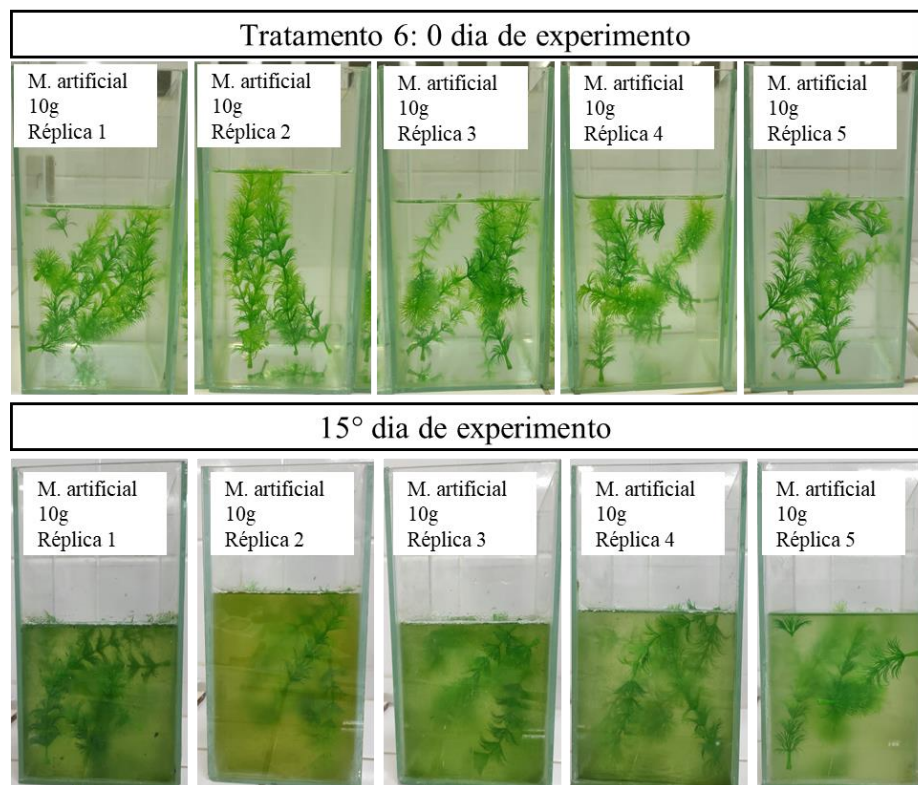
APÊNDICE D – TRATAMENTO 4: INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO.



APÊNDICE E – TRATAMENTO 5: INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO.



APÊNDICE F – TRATAMENTO 6: INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO.



APÊNDICE G – TRATAMENTO 7: INÍCIO E FINAL DO EXPERIMENTO.