



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL
DOUTORADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

CAMILA FERREIRA MENDES

A photograph of a semi-arid landscape. In the foreground, a small wooden boat is partially submerged in a body of water. The water is surrounded by green vegetation, possibly algae or aquatic plants. In the background, there are rocky hills under a clear blue sky with a few small clouds.

**FATORES DETERMINANTES DA OCORRÊNCIA E ABUNDÂNCIA DE
CIANOBACTÉRIAS E PRODUÇÃO DE CIANOTOXINAS EM ECOSISTEMAS DO
SEMIÁRIDO**

**CAMPINA GRANDE - PB
2019**

CAMILA FERREIRA MENDES

**FATORES DETERMINANTES DA OCORRÊNCIA E ABUNDÂNCIA DE
CIANOBACTÉRIAS E PRODUÇÃO DE CIANOTOXINAS EM ECOSISTEMAS DO
SEMIÁRIDO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito para obtenção do título de Doutora em Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Qualidade de Sistemas Ambientais

Orientador: Prof^o Dr^o José Etham de Lucena
Barbosa

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

**CAMPINA GRANDE – PB
2019**

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

M538f Mendes, Camila Ferreira.
Fatores determinantes da ocorrência e abundância de cianobactérias e produção de cianotoxinas em ecossistemas do semiárido [manuscrito] / Camila Ferreira Mendes. - 2019.
87 p. : il. colorido.
Digitado.
Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2019.
"Orientação : Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa, Departamento de Biologia - CCBS."
"Coorientação: Profa. Dra. Juliana dos Santos Severiano, IFPB - Instituto Federal da Paraíba"
1. Reservatórios de água. 2. Cianobactérias. 3. Cianotoxinas. 4. Eutrofização. 5. Transposição de águas. I.
Título

21. ed. CDD 628.132

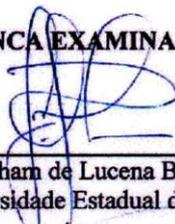
CAMILA FERREIRA MENDES

**FATORES DETERMINANTES DA OCORRÊNCIA E ABUNDÂNCIA DE
CIANOBACTÉRIAS E PRODUÇÃO DE CIANOTOXINAS EM ECOSISTEMAS
SEMIÁRIDOS**

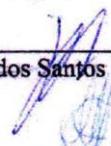
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade
Estadual da Paraíba, como requisito para obtenção do
título de Doutora em Engenharia Ambiental

Aprovada em: 14/03/2019

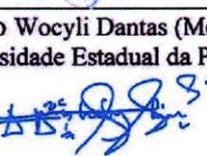
BANCA EXAMINADORA



Prof^o Dr^o José Etham de Lucena Barbosa (Orientador)
Universidade Estadual da Paraíba



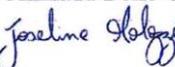
Prof^a Dr^a Juliana dos Santos Severiano (Coorientadora)



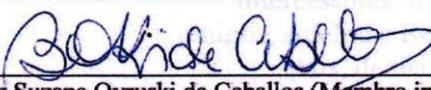
Prof^o. Dr^o. Ênio Wocylí Dantas (Membro externo)
Universidade Estadual da Paraíba



Prof^o Dr^o Mathias Ahii Chia (Membro externo)
Department of Botany Ahmadu Bello University, Zaria, Nigeria



Prof^a. Dr^a Joseline Molozzi (Membro interno)
Universidade Estadual da Paraíba



Prof^a Dr^a Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos (Membro interno)
Universidade Estadual da Paraíba

Aos meus maiores e melhores
intercessores, incentivadores e
amigos, Adelita e Reginaldo, meus
pais, dedico este trabalho.



AGRADECIMENTOS

Diferente da maioria das crianças menores de 5 anos, minha brincadeira preferida era a escolinha. Passava o dia com cadernos e lápis, reproduzindo o que minha mãe escrevia porque ainda nem tinha entrado na escola. Quando fui alfabetizada, passava a maioria do tempo no quarto dos meus pais, e aquele espaço se tornou minha sala de aula, cheia de alunos invisíveis, tendo o guarda-roupas como quadro negro. Depois ganhei um quadro pequeno, mas de verdade, que foi colocado no minúsculo terraço de casa, onde eu juntava as crianças da rua para dar aula. Mal sabia eu que mais de 20 anos depois estaria em frente a uma banca de professores doutores, defendendo a minha tese de doutorado e almejando um futuro cargo na academia.

Não chego até aqui com lamentos ou querendo que todos saibam que foi difícil o longo caminho. Os momentos mais tensos aconteceram, os pensamentos de desistência vieram, porém sempre tive um grande motivo para continuar: o meu sonho de pequena de estudar muito e ser professora, e poder orgulhar meus pais por ter escolhido o caminho da educação, coisa que eles não puderam ter devido a vida muito difícil que tiveram na infância.

Outras coisas não menos importantes, me ajudaram a caminhar até aqui de maneira leve, profunda e feliz, e a isto estendo os meus agradecimentos:

Obrigada a minha família, tios, tias primos e primas (os de perto e os de longe), e em especial ao meu núcleo familiar, onde tinha todo o aconchego de voltar no fim de semana e recarregar as baterias para começar de novo, ao meu pai, minha mãe, meu irmão William, minha cunhada Bela, meu sobrinho Bênamim e já deixando aqui registrado a presença do sobrinho Heitor que está a caminho, vocês tem todo o meu amor.

Obrigada aos grupos de amigos que compartilharam muitos dias e momentos comigo, e muitas vezes sem saber me fizeram esquecer o medo e a tristeza. Em especial agradeço aos migs (Juliana Alves e Gabriel Felipe) por todas as reflexões sobre a vida, o viver e o ser, que me fizeram crescer muito, principalmente neste último ano. Tenho em mim um pouco de cada um e espero ter deixado um pouco do meu melhor em vocês.

Obrigada a todos os professores que passaram pela minha vida, cada um contribuiu muito nesse processo de construção intelectual e me possibilitaram acreditar em meus sonhos.

Obrigada ao meu time LEAq e funcionários do prédio de Biologia das Três Marias! Com vocês compartilhei dias duros, duvidosos, dias de coletas, mas também, compartilhamos conhecimentos e sem dúvidas muitos sorrisos, cafezinhos e tapiocas!

Obrigada Ju, Dany, Morga e Mateus (Juliana Severiano, Daniely Lucena, Morgana Monteiro e Mateus Rodrigues)! Nos tornamos amigos de verdade e tenho certeza que posso sempre contar com vocês. Tenham de mim essa mesma confiança e que bom que nossos laços foram além das paredes da universidade!

Obrigada ao professor Etham pela oportunidade de fazer parte do seu time, pela confiança, pelos ensinamentos e pela amizade. Temos uma história que vai desde a minha matrícula na graduação, que foi feita pelo senhor, suas aulas na graduação, participação da minha banca de TCC e minha vinda para o seu laboratório em Campina Grande para fazer o mestrado e depois o doutorado. Sou grata pela sua participação em minha história!

Obrigada mais uma vez Ju (Juliana Severiano), agora pela coorientação! Por todas as novas ideias, sugestões e grande ajuda ao meu trabalho. Não sei se saberei retribuir da mesma forma, mas conte comigo para o que precisar, principalmente para preparar apresentações surpresas de madrugada! Rrsrs...

Obrigada a banca avaliadora (Professores Beatriz Ceballos, Joseline Molozzi, Ênio Dantas e Mathias Chia), não só pelas contribuições nessa finalização de trabalho, mas por todas as etapas em que estiveram presentes, ajudando com valiosas considerações! Professor Ênio, carregue até hoje seus ensinamentos da graduação e tenho muito orgulho de ter sido sua filha científica! A todos, muito obrigada!

Obrigada Deus! A gratidão é o sentimento que enche meu coração nesses últimos momentos. A certeza de ter sido sempre guiada e amada por esse ser maior fez com que eu pudesse dar passos mais firmes, acreditando que sou capaz de chegar onde eu quiser! “Contudo, seja qual for o grau a que chegamos, o que importa é prosseguir decididamente.” (Filipenses 3,16).



“Como pode acontecer? De seres
microscópicos, a vida se desenvolver!
Liberação de oxigênio, realização de
fotossíntese, produção de
cianotoxinas, prazer!
As cianobactérias são capazes de um
ecossistema aquático mudar e
converter!
Azul claro se torna verde escuro, uma
floração acaba de acontecer!
Pra você ver!
Se engana quem pensa que tamanho é
documento.
Num sistema tão grande e complexo é
maior quem se adaptar, quem se
habilitar!
E com jeitinho, aos poucos,
pesquisando e estudando, os segredos
desses seres, vamos revelando!”

Camila F. Mendes

RESUMO

As cianobactérias são organismos procariotos, que realizam fotossíntese, presentes nos mais diversos tipos de ambientes, sendo capazes de sobreviver sob uma gama de diferentes condições ambientais. Porém, algumas condições como altas temperaturas, elevadas concentrações de nutrientes, podem favorecer o seu desenvolvimento de tal forma que chegam a formar florações, trazendo consequências negativas tanto para o sistema, quanto implicações para saúde pública e ordem econômica. Tentando melhor entender a dinâmica das cianobactérias nos ecossistemas do semiárido, este trabalho de doutoramento está dividido em dois capítulos. O primeiro, tem por título: Efeitos da redução do volume hídrico sobre cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do semiárido impactados pela seca severa. Neste capítulo, o objetivo foi avaliar os efeitos da redução do volume hídrico sobre a composição e abundância das cianobactérias e a concentração das cianotoxinas em reservatórios do semiárido impactados pela seca severa. Foram realizadas sete amostragens em três reservatórios pertencentes a bacia do Rio Paraíba (Acauã, Boqueirão e Camalaú), compreendidas entre Julho de 2015 e Fevereiro de 2017. Foram coletados dados *in situ* (transparência, temperatura da água, pH, condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido e salinidade), bem como amostras para análise de nutrientes (amônia (N-NH₄), nitrato (N-NH₃), nitrito (N-NH₂), nitrogênio total (TN), fósforo reativo solúvel (SRP) e fósforo total (PT)), cianobactérias e cianotoxinas (microcistinas totais, saxitoxinas totais e cilindrospermopsinas totais), em laboratório. A redução do volume hídrico modificou as características físicas e químicas dos reservatórios e consequentemente a composição e biomassa de cianobactérias. A temperatura da água nos reservatórios variou em torno de 25°C, o pH foi alcalino e a concentração de nutrientes foi alta, com baixa razão N/P total e dissolvido. Na análise de regressão, o volume hídrico aparece como variável comum aos três reservatórios causando efeitos negativos e positivos sobre a biomassa de cianobactérias. Para os reservatórios Acauã e Camalaú é observada uma relação inversa e para o reservatório Boqueirão um efeito direto, assim, nos dois primeiros sistemas houve aumento da biomassa e no terceiro uma diminuição. Os reservatórios Boqueirão e Camalaú apresentaram mudanças na composição das espécies, mas para os três sistemas, destacam-se espécies filamentosas como *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Dolichospermum solitarium*. As microcistinas e saxitoxinas totais foram detectadas nos reservatórios durante todo o período amostrado, com concentrações variando entre 2.09±0.06 e 4.80±1.2 µg L⁻¹ e 0.65±0.40 e 1.42±0.30 µg L⁻¹, respectivamente. As cilindrospermopsinas totais foram detectadas durante todos os meses amostrados no reservatório Acauã e os valores oscilaram entre 1.46±0.04 e 1.83±0.14 µg L⁻¹. Nos reservatórios Boqueirão e Camalaú, as cilindrospermopsinas totais foram registradas apenas em Junho de 2016 (1.59±0.37 µg L⁻¹) e Fevereiro de 2017 (2.80±1.12 µg L⁻¹). As reduções de volume hídrico podem direcionar diferentes respostas quanto a composição e biomassa de cianobactérias, uma vez que as características físicas e químicas também respondem de maneira diferente a esta condição. A detecção de microcistina, saxitoxina e cilindrospermopsina geram alertas para contínuos monitoramentos, já que os sistemas são utilizados para abastecimento público e outros serviços como a piscicultura e recreação. O segundo capítulo tem como título: A transposição de um rio pode intensificar as florações de cianobactérias e a produção de cianotoxinas nos reservatórios receptores? Efeitos da conexão entre bacias hidrográficas na biomassa de cianobactérias e produção de cianotoxinas em reservatório receptor localizado na região Semiárida. E seu objetivo foi verificar os efeitos da conexão entre diferentes bacias hidrográficas (transposição do Rio São Francisco) na abundância da composição e biomassa de cianobactérias e na concentração de cianotoxinas em reservatório receptor do semiárido.

Para isto foram realizadas 10 amostragens no reservatório Boqueirão, compreendidas entre Julho de 2015 e Fevereiro de 2017 (antes da transposição) e Junho de 2017 e Agosto de 2018 (após a transposição), em três pontos do reservatório. Foram coletados dados *in situ* (T°C, pH, condutividade elétrica, turbidez, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos e salinidade) e amostras de água da subsuperfície para análise de nutrientes (amônia, nitrito, nitrato, fósforo solúvel reativo e fósforo total), cianobactérias e cianotoxinas (microcistinas totais, saxitoxinas totais e cilindrospermopsinas totais). Houve diferença entre os períodos antes e após a chegada das águas da transposição no reservatório Boqueirão para algumas características, como redução do pH e da salinidade e aumentos nas concentrações de nutrientes. Além do aumento da biomassa de cianobactérias no período após a transposição, uma mudança na abundância da composição de espécies foi verificada, e as espécies *C. raciborskii* e *Pseudoanabaena catenata* aparecem como dominantes antes da transposição, ocorrendo uma substituição por *D. circinalis* no período após. As concentrações de microcistinas aumentaram, bem como houve a detecção de cilindrospermopsina, ambas coincidindo com o período após a transposição, que foi o de maior biomassa de cianobactérias.

Palavras-chave: Reservatórios, eutrofização, mudanças climáticas, secas prolongadas, transposição, Rio São Francisco

ABSTRACT

Cyanobacteria are prokaryotes, which perform photosynthesis, present in the most diverse types of environments, being able to survive under a range of different environmental conditions. However, some conditions such as high temperatures, high concentrations of nutrients, can favor their development in such a way that they even form blooms, bringing negative consequences for both the system and implications for public health and economic order. Trying to better understand the dynamics of cyanobacteria in semiarid ecosystems, this doctoral work is divided into two chapters. The first one is entitled: Effects of water volume reduction on cyanobacteria and cyanotoxins in semiarid reservoirs impacted by severe drought. In this chapter, the objective was to evaluate the effects of water volume reduction on the composition and abundance of cyanobacteria and the concentration of cyanotoxins in semiarid reservoirs impacted by severe drought. Seven samples were collected in three reservoirs from the Paraíba River Basin (Acauã, Boqueirão and Camalaú) between July 2015 and February 2017. *In situ* data were collected (transparency, water temperature, pH, electrical conductivity, turbidity, (N-NH₄), Nitrite (N-NH₃), total nitrogen (TN), soluble reactive phosphorus (SRP), and total dissolved solids, dissolved oxygen and salinity and total phosphorus (PT)), cyanobacteria and cyanotoxins (total microcystins, total saxitoxins and total cylindrospermopsins). The reduction of the water volume modified the physical and chemical characteristics of the reservoirs and consequently the composition and biomass of cyanobacteria. The water temperature in the reservoirs varied around 25°C, the pH was alkaline and the nutrient concentration was high, with a low total and dissolved N/P ratio. In the regression analysis, the water volume appears as a common variable to the three reservoirs causing negative and positive effects on the biomass of cyanobacteria. For the Acauã and Camalaú reservoirs an inverse relationship is observed and for the Boqueirão reservoir a direct effect, thus, in the first two systems there was increase of the biomass and in the third one a decrease. The Boqueirão and Camalaú reservoirs presented changes in the composition of the species, but for the three systems, we highlight filamentous species such as *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Dolichospermum solitarium*. Total microcystins and total saxitoxins were detected in the reservoirs throughout the sampled period, with concentrations varying between 2.09 ± 0.06 and 4.80 ± 1.2 $\mu\text{g L}^{-1}$ and 0.65 ± 0.40 and 1.42 ± 0.30 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectively. The total cylinders were detected during all the months sampled in the Acauã reservoir and values ranged between 1.46 ± 0.04 and 1.83 ± 0.14 $\mu\text{g L}^{-1}$. In the Boqueirão and Camalaú reservoirs, total cylindrospermopsins were recorded only in June 2016 (1.59 ± 0.37 $\mu\text{g L}^{-1}$) and February 2017 (2.80 ± 1.12 $\mu\text{g L}^{-1}$). The water volume reductions can direct different responses regarding the composition and biomass of cyanobacteria, since the physical and chemical characteristics also respond differently to this condition. The detection of microcystin, saxitoxin and cylindrospermopsin generate alerts for continuous monitoring, since the systems are used for public supply and other services such as fish farming and recreation. The second chapter is entitled: Can transposition of a river intensify cyanobacterial blooms and toxin production in recipient reservoirs? Its objective was to verify the effects of the connection between different river basins (transposition of the São Francisco River) in the abundance of the composition and biomass of cyanobacteria and the concentration of cyanotoxins in the reservoir of the semiarid. For this purpose, 10 samples were taken at the Boqueirão reservoir, between July 2015 and February 2017 (before transposition) and June 2017 and August 2018 (after transposition) at three points in the reservoir. *In situ* data (T°C, pH, electrical conductivity, turbidity, dissolved oxygen, total dissolved solids and salinity) and subsurface water samples for nutrient analysis (ammonia, nitrite, nitrate, reactive soluble phosphorus and total phosphorus), cyanobacteria and cyanotoxins (total microcystins, total

saxitoxins and total cylindrospermopsins). There was a difference between the periods before and after the arrival of the waters of the transposition in the Boqueirão reservoir for some characteristics, such as pH and salinity reduction and nutrient concentrations increases. In addition to increasing biomass of cyanobacteria in the post-transposition period, a change in abundance of species composition was verified, and species *C. raciborskii* and *Pseudoanabaena catenata* appear as dominant before transposition, with a substitution by *D. circinalis* occurring after. The concentrations of microcystins increased, as well as the detection of cylindrospermopsin, both coinciding with the period after the transposition, which was the highest cyanobacterial biomass.

Keywords: Reservoirs, eutrophication, climatic changes, prolonged droughts, transposition, São Francisco River

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

MANUSCRITO I

- Figura 1.** Localização dos reservatórios Acauã, Boqueirão e Camalaú, Paraíba-Brasil39
- Figura 2.** Precipitação pluviométrica e volume hídrico nos reservatórios Acauã (A), Boqueirão (B) e Camalaú (C), Paraíba-Brasil, nos anos de 2015, 2016 e 201744
- Figura 3.** Análise de componentes principais com as variáveis climáticas, físicas e químicas dos reservatórios Acauã (A), Boqueirão (B) e Camalaú (C). Prec, Precipitação pluviométrica; Vol, Volume hídrico; Temp, Temperatura da água; Secchi, Transparência da água; Oxyg, Oxigênio dissolvido; Cond, Condutividade elétrica, TDS, Sólidos totais dissolvidos; Turb, Turbidez; N-NO₃, Nitrato; N-NO₂, Nitrito; N-NH₄, Amônia; TN, Nitrogênio total; SRP, Fósforo solúvel reativo; TP, Fósforo total46
- Figura 4.** Análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) da composição das cianobactérias nos reservatórios Acauã (A), Boqueirão (B) e Camalaú (C). Only significant environmental variables were overlaid onto the ordination space. Akoo, *Aphanocapsa koordersii*; Adel, *A. delicatissima*; Cdisp, *Chroococcus dispersus*; Ctrop, *Coelomoron tropicalis*; Crac, *Cylindrospermopsis raciborskii*; Dcras, *Dolichospermum crassum*; Dsol, *D. solitarium*; Dplan, *D. planctonica*; Geisp., *Geitlerinema* sp.; Limnsp., *Limnothrix* sp.; Mten, *Merismopedia tenuissima*; Pagar, *Planktothrix agardhii*; Piso, *Planktothrix isothrix*; Pcat, *Pseudanabaena catenata*; Pgal, *Pseudanabaena galeata*50
- Figura 5.** Biovolume total e por espécie das cianobactérias nos reservatórios Acauã (A), Boqueirão (B) e Camalaú (C), Paraíba-Brasil, entre julho de 2015 e Fevereiro de 2017.....51
- Figura 6.** Diagrama de trilha testando os efeitos diretos e indiretos das variáveis abióticas sobre a biomassa das cianobactérias com a aplicação do volume hídrico como mediador nos reservatórios Acauã (A), Boqueirão (B) e Camalaú (C), Paraíba-Brasil. Os efeitos diretos são indicados pelas setas contínuas e os efeitos indiretos setas tracejadas. As setas verdes e vermelhas representam os efeitos positivos e negativos, respectivamente. Os números ajustados as linhas são os coeficientes de trilha com a indicação da significância. *, indica $p < 0.05$; **, indica $p < 0.01$; ***, indica $p < 0.0001$. Cyano, cianobactérias; Vol, volume hídrico; DO, oxigênio dissolvido; pH, pH; Zeup, zona eufótica; Turb, turbidez; EC, condutividade elétrica; Sal, salinidade; TP, fósforo total; TN/TP, razão TN/TP.....53

Figura 7. Microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas totais nos reservatórios Acauã (A), Boqueirão (B) e Camalaú (C), Paraíba-Brasil, entre Junho de 2015 e Fevereiro de 2017	55
---	----

MANUSCRITO II

Figura 1. Mapa representativo evidenciando o trecho do Eixo Leste da transposição do Rio São Francisco e sua entrada na bacia do Rio Paraíba do Norte através da conexão com os reservatórios Poções, Camalaú e Boqueirão, localizados no estado da Paraíba, Brasil	70
--	----

Figura 2. Volume hídrico e precipitação pluviométrica dos reservatórios Boqueirão, Paraíba-Brasil, entre Julho de 2015 e Agosto de 2018.....	73
---	----

Figura 3. Variáveis físicas e químicas mensurados no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. Before transposition, antes da transposição do rio São Francisco; After transposition, depois da transposição do rio São Francisco. S1, local de coleta 1; S2, local de coleta 2; S3, local de coleta 3	75
---	----

Figura 4. Análise de componentes principais (ACP) com a variáveis físicas e químicas mensuradas no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. S1, local de coleta 1; S2, local de coleta 2; S3, local de coleta 3. Temp, Temperatura da água; DO, Oxigênio dissolvido; TDS, Sólidos totais dissolvidos; Sal, Salinidade; Turb, Turbidez; N-NO ₃ , Nitrito; N-NO ₂ , Nitrito; N-NH ₄ , Amônia; SRP, Fósforo solúvel reativo; TP, Fósforo total	77
--	----

Figura 5. Biovolume total das cianobactérias no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. S1, local de coleta 1; S2, local de coleta 2; S3, local de coleta 3	79
--	----

Figura 6. Participação relativa das cianobactérias identificadas no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. S1, local de coleta 1; S2, local de coleta 2; S3, local de coleta 3	79
--	----

Figura 7. Microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas totais no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. S1, local de coleta 1; S2, local de coleta 2; S3, local de coleta 3	80
--	----

Figura 8. Análise de componentes principais (ACP) com as variáveis físicas e químicas, espécies de cianobactérias e cianotoxinas no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. S1, local de coleta 1; S2, local de coleta 2; S3, local de coleta 3. Temp, Temperatura da água; DO, Oxigênio dissolvido; TDS, Sólidos totais dissolvidos; Sal, Salinidade; EC, Condutividade elétrica; Turb, Turbidez; N-NO ₃ , Nitrito; N-NO ₂ , Nitrito; N-NH ₄ , Amônia; SRP, Fósforo solúvel reativo; TP, Fósforo total; Pcat, Pseudoanabaena catenata; Crac, Cyndrospermopsis raciborskii; Dcir, Dolichospermum circinalis; OthersCyano, outras cianobactérias; SAX, Saxitoxinas; CYL, Cilindrospermopsinas; Mic, Microcistinas	80
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Modo de ação dos principais tipos de cianotoxinas, seus respectivos sintomas e os principais gêneros produtores.....20

Tabela 2. Levantamento bibliográfico de pesquisas realizadas em ecossistemas do semiárido brasileiro, destacando os fatores identificados como reguladores da presença das cianobactérias, as espécies encontradas e/ou dominantes, e a presença de cianotoxinas25

MANUSCRITO I

Tabela 1. Média aritmética (valores mínimo e máximo) e resultado da ANOVA um fator entre os meses das variáveis abióticas mensuradas nos reservatórios Acauã, Boqueirão e Camalaú, Paraíba-Brasil, entre julho de 2015 e fevereiro de 2017. ns, resultado da ANOVA um fator não significativo45

Tabela 2. Frequência de ocorrência e características ecofisiológicas (habitat, tolerâncias e sensibilidade) das cianobactérias identificadas nos reservatórios Acauã, Boqueirão e Camalaú, Paraíba-Brasil, entre julho de 2015 e fevereiro de 2017. VF, muito frequente; F, frequente; I, pouco frequente; R, esporádica ou rara49

Tabela 3. Regressão linear múltipla com as variáveis físicas e químicas e a biomassa das cianobactérias nos reservatórios Acauã, Boqueirão e Camalaú, Paraíba-Brasil. ns, não significativo.....52

MANUSCRITO II

Tabela 1. ANOVA fatorial a x b para as variáveis físicas e químicas mensuradas no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. Apenas os resultados significativos foram apresentados. ns, não significativo; d.f, graus de liberdade; F, fator; p, nível de significância76

Tabela 2. Cianobactérias identificadas no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. S1, local de coleta 1; S2, local de coleta 2; S3, local de coleta 378

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	15
2. REVISÃO DE LITERATURA	18
2.1. Características das cianobactérias.....	18
2.2. Fatores reguladores da presença das cianobactérias nos ambientes aquáticos.....	20
2.3. Cianobactérias e cianotoxinas nos ecossistemas aquáticos do semiárido brasileiro.....	22
REFERÊNCIAS.....	27
MANUSCRITO I. Efeitos da redução do volume hídrico sobre cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios de abastecimento público do Semiárido impactados pela seca severa	34
RESUMO.....	35
1. INTRODUÇÃO.....	36
2. MATERIAIS E MÉTODOS	38
2.1. Área de estudo.....	38
2.2. Amostragem e análise dos dados.....	39
2.2.1. Variáveis climáticas, físicas e químicas	39
2.2.2. Cianobactérias.....	40
2.2.3. Cianotoxinas	40
2.3. Análise estatística.....	41
3. RESULTADOS.....	42
3.1. Variáveis climáticas, físicas e químicas	42
3.2. Cianobactérias.....	47
3.3. Cianotoxinas	54
4. DISCUSSÃO.....	55
5. CONCLUSÃO.....	59
6. REFERÊNCIAS.....	59
MANUSCRITO II. A transposição de um rio pode intensificar as florações de cianobactérias e a produção de cianotoxinas nos reservatórios receptores?	65
RESUMO.....	67
1. INTRODUÇÃO.....	68
2. MATERIAIS E MÉTODOS	69
2.1. Área de estudo.....	69
2.2. Amostragem e análise dos dados.....	71
2.2.1. Variáveis climáticas, físicas e químicas	71
2.2.2. Cianobactérias.....	71
2.2.3. Cianotoxinas	72
2.3. Análise estatística.....	72
3. RESULTADOS.....	73
3.1. Variáveis climáticas, físicas e químicas	73
3.2. Cianobactérias e cianotoxinas.....	77
4. DISCUSSÃO.....	81
5. CONCLUSÃO.....	83
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	84
6. REFERÊNCIAS.....	85

1. INTRODUÇÃO GERAL

As cianobactérias estão presentes nos ecossistemas aquáticos em todo mundo, e trazem na maioria das vezes consequências negativas, sejam elas de ordem biológica, social ou econômica (PAERL et al., 2001; FASTNER et al., 2003; DÖRR et al., 2010). Muitos estudos apontam algumas condições que contribuem para a presença, persistência e desenvolvimento de florações desses organismos, como por exemplo, a eutrofização, o tempo de retenção da água, a estratificação, aumentos de temperatura, pH alcalino e salinização, (CARVALHO et al., 2008; DANTAS; BITTENCOURT-OLIVEIRA; MOURA, 2010; MEDEIROS et al., 2015; ZHANG; ZANG, 2015; BUDZYŃSKA et al., 2019).

Mais recentemente, estão sendo discutidas as problemáticas a cerca das mudanças climáticas, que levantam questionamentos sobre o futuro dos reservatórios com relação ao desenvolvimento das cianobactérias, uma vez que o aquecimento global e aumentos de temperatura são consequências dessas mudanças e tem influência direta com o sucesso metabólico e competitivo desses organismos (PÄTYNEN et al., 2014; ANNEVILLE et al., 2015; HORN et al., 2015; PERSAUD et al., 2015; ZHANG et al., 2019). Além disso, os eventos climáticos também direcionam mudanças na dinâmica dos ecossistemas aquáticos quanto as características físicas e químicas (BRASIL et al., 2016)

Um dos principais efeitos negativos gerados pela presença das cianobactérias nos ambientes aquáticos, é a potencial produção de toxinas. Embora seja incerto o motivo de sua síntese, é sugerido que a competição por nutrientes com as macrófitas aquáticas ou mesmo defesa contra a predação pelo zooplâncton, sejam gatilhos para a produção das toxinas pelas espécies de cianobactérias que podem chegar a produzir mais de um tipo em uma mesma floração (MSAGATI; SIAME; SHUSHU, 2006; VAN APELDOORN et al., 2007; BOOPATHI; KI, 2014). Entretanto, nem todas as florações são tóxicas e os períodos de toxicidade também podem variar (MOLICA; AZEVEDO, 2009).

Casos de tragédias de intoxicação em humanos causadas por esses organismos e suas toxinas já foram reportados no Brasil (CARMICHAEL et al., 2001; TEIXEIRA et al., 1993), e por esse motivo o monitoramento das cianobactérias e suas toxinas nos mananciais utilizados para abastecimento, bem como na água tratada foram incorporados na Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde que é a legislação vigente quanto aos parâmetros para a qualidade de água para consumo humano. É estabelecido um limite de 20.000 células/mL para que sejam realizados monitoramentos semanais nos reservatórios, bem como as análises das toxinas microcistina, saxitoxina e cilindrospermopsina na água

tratada, quando a água bruta ultrapassa o limite citado de células. Em uma revisão realizada por Boopathi e Ki (2014), foi visto que muitas pesquisas mostram que a produção de microcistina é regulada por um complexo sistema em rede que inclui limitações de nutrientes e fatores indutores de stress, como a luz. No entanto, os registros sobre em que momentos ou em que condições ambientais as florações passam a produzir toxinas, precisam ser melhor explorados.

Também é possível que as cianotoxinas sejam bioacumuladas pelos organismos aquáticos e biomagnificadas, podendo chegar ao homem pela ingestão de alimentos contaminados, como peixes (MAGALHÃES et al., 2003; SOARES; MAGALHÃES; AZEVEDO, 2004; BERRY et al., 2011; MENDES; BARBOSA; NERY, 2016), moluscos (CHEN; XIE, 2007; GÉRARD et al., 2009; BERRY, JOHN; LIND, 2010) e crustáceos (KARJALAINEN et al., 2005). E mais recentemente, foi verificado a bioacumulação de variações de microcistina em alfaces irrigadas com água que continha cianobactérias, sendo também observadas mudanças nos parâmetros fotossintéticos e respostas oxidativas da hortaliça (BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2016).

Nos ambientes aquáticos da região semiárida brasileira, as pesquisas revelam algumas características favoráveis as florações de cianobactérias, sendo principalmente: temperaturas elevadas ($> 23^{\circ} \text{C}$), pH alcalino (> 8), a disponibilidade de luz, os períodos de baixo volume dos reservatórios e o elevado grau de trofia (BOUVY et al., 2000; CHELLAPPA; LEITE; BORBA, 2007; MOURA; DANTAS; BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007). Tais parâmetros refletem o estado da grande maioria dos ambientes desta região. Desse modo, praticamente não existem limitações para que as cianobactérias se desenvolvam e formem densas florações, causando a redução da diversidade biológica do ambiente, bem como a perda da qualidade da água para múltiplos usos (CHELLAPPA; CHELLAPPA; CHELLAPPA, 2008).

Para o estado da Paraíba, o trabalho realizado por Vasconcelos; Barbosa; Ceballos (2011) mostrou a distribuição geográfica das cianobactérias no estado, relatando as ocorrências, eventos de toxicidade e possíveis fatores reguladores. Segundo os autores, os primeiros registros de cianobactérias em reservatórios no semiárido paraibano foram no reservatório Acauã, com florações de *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*. Além disso, foi verificado o aumento acentuado das florações nos reservatórios a partir de 2006, sendo este fato relacionado principalmente ao aceleração da eutrofização pelos impactos antrópicos nas bacias hidrográficas.

O regime hidrológico é um fator chave direcionador da composição, aumento da produtividade e dominância das cianobactérias em regiões áridas e semiáridas (COSTA;

BARBOSA; DANTAS, 2016). Os consequentes efeitos nas variações do volume dos reservatórios podem fornecer respostas diferenciadas com relação a esses organismos devido as alterações nas características físicas e químicas, em especial nos anos mais recentes em virtude dos cenários de secas prolongadas cada vez mais frequentes. As florações de cianobactérias podem ser intensificadas, havendo sucessões das espécies conforme as mudanças dos fatores ambientais (BRASIL et al., 2016) ou podem desenvolver até que encontrem como limitações características resultantes do baixo volume hídrico dos reservatórios, como por exemplo a elevada turbidez e falta de incidência luminosa (MEDEIROS et al., 2015).

Diante do cenário exposto e das muitas lacunas existentes nas pesquisas, e levando em consideração os possíveis riscos advindos da presença das cianobactérias, este trabalho de doutoramento será dividido em dois manuscritos que buscam respostas a cerca de uma melhor compreensão sobre os fatores determinantes da dinâmica das florações de cianobactérias e a produção de toxinas nos ecossistemas aquáticos do semiárido paraibano frente às atuais mudanças climáticas.

MANUSCRITO I. EFEITOS DA REDUÇÃO DO VOLUME HÍDRICO SOBRE CIANOACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM RESERVATÓRIOS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DO SEMIÁRIDO IMPACTADOS PELA SECA SEVERA

Objetivo: Avaliar os efeitos da redução do volume hídrico sobre a composição e abundância das cianobactérias e a concentração das cianotoxinas em reservatórios do semiárido impactados pela seca severa.

Hipótese 1: A redução do volume hídrico causa mudanças nas condições abióticas dos reservatório que resultam no aumento da biomassa das cianobactérias e na concentração das cianotoxinas.

Hipótese 2: A redução do volume hídrico altera a composição das espécies, com o favorecimento daquelas que são fixadoras de N_2 e/ou são tolerantes à condições de baixa disponibilidade de luz.

MANUSCRITO II. EFEITOS DA CONEXÃO ENTRE BACIAS HIDROGRÁFICAS NA BIOMASSA DE CIANOACTÉRIAS E PRODUÇÃO DE CIANOTOXINAS DE RESERVATÓRIOS RECEPTORES LOCALIZADOS NA REGIÃO SEMIÁRIDA

Pergunta: Quais mudanças podem acontecer com as cianobactérias de sistemas aquáticos que recebem água de uma outra bacia hidrográfica com características químicas e físicas diferentes?

Hipótese: A entrada de águas nos reservatórios provenientes da transposição promove aumento na biomassa de cianobactérias e na concentração de cianotoxinas.

Objetivo geral: O presente estudo objetivou verificar os efeitos da conexão entre diferentes bacias hidrográficas (transposição do Rio São Francisco) na abundância da composição biomassa de cianobactérias e na concentração de cianotoxinas em reservatório receptor do semiárido.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Características das cianobactérias

As cianobactérias são organismos que se assemelham tanto as bactérias por não possuírem núcleo nem estruturas delimitadas, como as algas por serem fotossintetizantes e produtoras primárias. Existem no mundo há mais 3,5 bilhões de anos e estão cada vez mais adaptadas aos mais diferentes tipos de climas e ambientes (CANTONATI; KOMÁREK; MONTEJANO, 2015), podendo formar florações que são prejudiciais aos ecossistemas aquáticos.

Existem cerca de 2.400 espécies de cianobactérias, sendo a grande maioria de água doce. Possuem diferentes tipos de pigmentos: clorofila-a (coloração esverdeada), ficocianina (coloração azul) e algumas espécies possuem ficoeritrina (coloração vermelha). Sua morfologia varia de unicelulares, coloniais e formas filamentosas multicelulares, sendo as principais ordens de classificação as seguintes: Chroococcales – talos unicelulares ou coloniais; Oscillatoriales – talos filamentosos, homocitados; Nostocales – talos filamentosos, heterocitados, sem ramificação ou com ramificações falsas; Stignematales – talos filamentosos, heterocitados, com ramificações verdadeiras (SANT’ANNA et al., 2007).

Algumas espécies de cianobactérias apresentam particularidades que as diferenciam das demais espécies que compõe a comunidade fitoplanctônica. Dentre os diferentes atributos, estão os heterócitos – originados de células vegetativas e que se tornam capazes de fixar nitrogênio; os acinetos – também originadas de células vegetativas, funcionando

como esporos de resistência; e os aerótopos, que facilitam a movimentação do organismo na coluna d'água permitindo que se mantenham onde a incidência de luz é maior (CAREY et al., 2012). Organismos coloniais e filamentos podem apresentar bainha mucilaginosa que os auxiliam na flutuabilidade na coluna d'água, sendo também uma importante característica usada na identificação de algumas espécies.

A toxicidade das cianobactérias é um assunto bastante discutido entre os pesquisadores (CHORUS; BARTRAM, 1999; DROBAC et al., 2013; BITTENCOURT-OLIVEIRA; SANTOS; MOURA, 2010). As cianotoxinas são metabólitos secundários, e de acordo com o seu mecanismo de ação são divididas em diferentes grupos, sendo produzidas por diferentes espécies (Tabela 1).

Tabela 1: Modo de ação dos principais tipos de cianotoxinas, seus respectivos sintomas e os principais gêneros produtores.

Modo de ação	Cianotoxina	Sintomas	Gênero
Neurotoxinas	Saxitoxinas, Anatoxinas e Homoanatoxina	Paralisia progressiva dos músculos, diminuição dos movimentos, exagerada respiração abdominal, cianose, convulsões, parada respiratória e morte.	<i>Aphanezomenon</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Dolichospermum</i> , <i>Phormidium</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Cylindrospermopsis</i>
Hepatotoxinas	Microcistinas	Diarreia, vômito, piloereção, fraqueza, palidez. (Morte por choque hemorrágico)	<i>Mycrocistis</i> , <i>Dolichospermum</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Nostoc</i> , <i>Hapalosiphon</i> , <i>Synechocystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> e <i>Oscillatoria</i>
	Nodularinas	Mesmos sintomas das microcistinas	<i>Nodularia</i>
Outros	Cilindrospermopsina	Lesões no fígado, pulmões, rins, mucosa gástrica	<i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Umezakia</i> , <i>Dolichospermum</i> , <i>Aphanezomenon</i> , <i>Pseudoanabaena</i> , <i>Limnothrix</i> , <i>Lyngbya</i>
Dermatotoxinas	Pigmentos e lipopolissacarídeos de cianobactérias	Irritação nos olhos, na pele, febre, tontura, fadiga e gastroenterite aguda	Cianobactérias em geral

Fontes: Chorus e Bartran (1999); Sant'Anna et al. (2006); Molica; Azevedo (2009); He et al. (2016).

2.2. Fatores reguladores da presença das cianobactérias nos ambientes aquáticos.

Um ecossistema aquático pode ser influenciado por uma gama de fatores, sejam eles internos ou externos, e tais fatores direcionam a dinâmica das comunidades biológicas que o compõe (YANG et al., 2016). A estrutura da comunidade fitoplanctônica passa por variações conforme os parâmetros físicos, químicos, e biológicos vão se modificando.

Alguns fatores ambientais são indicados como intensificadores do desenvolvimento em especial das florações de cianobactérias, como: elevadas concentrações de nutrientes, principalmente fósforo e baixas razões de N:P; baixo CO₂ e elevado pH; maior estabilidade na coluna da água; pouca luz subaquática; anoxia e disponibilidade de ferro ferroso; processos top down relacionados pela atividade de predação de organismos de nível superior; além de condições meteorológicas como altas temperaturas relacionadas com altas temperaturas do ar, baixa precipitação, elevada radiação solar e reduzida velocidade dos ventos (CHORUS; BARTRAM, 1999; BEAULIEU; PICK; GREGORY-EAVES, 2013; PERSAUD et al., 2015; KOZAK; CELEWICZ-GOLDYN; KUCYNSKA-KIPPEN, 2019).

Elevadas temperaturas são indicadas como dirigentes da dominância de cianobactérias especialmente por dois motivos: por estar diretamente relacionada aos processos fotossintéticos, ou indiretamente, uma vez que o aumento da temperatura torna o epilímnio menos viscoso, facilitando a flutuação e a vinda dos organismos para a superfície (PÄTYNEN et al., 2014; PERSAUD et al., 2015). Além disso, o aquecimento intensifica a estratificação, estendendo os períodos de estabilidade da coluna d'água. Flutuações na temperatura coincidiram com a dominância de cianobactérias, resultando no avanço das florações, talvez esse fator não seja uma característica primária, mas deve ser considerado importante para explicar os efeitos das alterações globais nos *blooms* de cianobactérias e avaliar a precisão e incerteza de modelos para prever esses eventos (ZHANG et al., 2015).

As entradas de nitrogênio e fósforo nos sistemas aquáticos favorecem as condições para a ocorrência e permanência das florações de cianobactérias (RIGOSI et al., 2014). Mesmo com variações nas concentrações de nutrientes, as densidades de cianobactérias permaneçam dominantes no sistema (CHELLAPPA; CHELLAPPA; CHELLAPPA, 2008), ocorrendo apenas uma sucessão temporal na composição das espécies, onde, baixas razões de N:P favoreceram os gêneros fixadores de N₂ (*Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Gloeotrichia*, *Nodularia*), enquanto gêneros não fixadores de N₂

(*Microcystis*, *Oscillatoria*, *Lyngbya*) apareceram quando a disponibilidade de nitrogênio foi maior no ambiente (PEARL et al., 2001; BRASIL et al., 2016).

Thornton e Rast (1993) verificaram as características limnológicas da eutrofização em ecossistemas de zonas climáticas do semiárido no mundo, observando que nesses ambientes as razões N:P são caracteristicamente baixas, com uma média de 4,3µg/L, sendo a maioria dos lagos limitados por nitrogênio. Este fato também foi observado em reservatórios localizados no estado da Paraíba, onde concentrações de fósforo tem aumentado continuamente, favorecendo o aumento das florações de cianobactérias, sendo as espécies mais frequentes *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Plankthotrix agardii* (VASCONCELOS; BARBOSA; CEBALLOS, 2011).

A velocidade dos ventos também pode ser um fator direcionador das florações de cianobactérias, tanto no sentido de sua persistência nos diferentes compartimentos da coluna d'água, quanto com relação à distribuição horizontal do *bloom* no reservatório. Na literatura é visto que velocidades do vento abaixo de 3m.s⁻¹ favorecem a permanência das colônias na superfície (MORENO-OSTOS et al., 2009), sendo favorável ao aumento da extensão da área da floração. Enquanto que velocidades superiores a 6 m.s⁻¹ podem causar a total mistura dos organismos na água (WU et al., 2013, 2015).

Discute-se que a presença do zooplâncton no ambiente aquático pode ser um ponto favorável ao desenvolvimento das cianobactérias uma vez que parecem não ser uma fonte alimentar apreciada. No entanto, estudos demonstram aumentos de biomassa de zooplâncton em paralelo a dominância de algumas espécies de cianobactérias no meio (BOUVY; PAGANO; TROUSSELLIER, 2001; PANOSSO et al., 2003). É verificado que colônias e filamentos grandes não são predados, porém os de tamanho menor que 30µm podem representar uma importante fonte alimentar em reservatórios dominados por cianobactérias.

Outro ponto importante e que vem sendo o alvo das pesquisas atuais é o destino dos ecossistemas aquáticos, com relação às florações de cianobactérias, frente às mudanças climáticas globais (PAERL; HANS, 2014; HORN et al., 2015; TROLLE et al., 2014, 2015). As respostas das cianobactérias as mudanças climáticas, contam com complexas interações entre os nutrientes disponíveis e variáveis relacionadas com o clima, sendo um caminho alternativo para o estudo do impacto dessas alterações na abundância desses organismos é o foco em eventos meteorológicos extremos (ANNEVILLE et al., 2015).

Para a região do Nordeste brasileiro, o regime hidrológico, em especial, é um fator importante uma vez que tem direta relação com o nível da água dos reservatórios. Em

decorrência de secas prolongadas, a maioria dos sistemas aquáticos localizados nesta região atingiram volumes muito reduzidos e alguns secaram completamente. Tal redução, favorece a maior concentração de nutrientes, intensificando a eutrofização e conseqüentemente impulsionando o desenvolvimento das florações de cianobactérias (BRASIL et al., 2016).

Por outro lado, o volume reduzido dos reservatórios favorece a mistura da água e o revolvimento do sedimentos, fazendo com que as partículas de sólidos totais permaneçam na coluna d'água, impedindo a penetração da luz, havendo assim uma redução na biomassa de cianobactérias, e aparecimento de outras espécies fitoplanctônicas (MEDEIROS et al., 2015). No entanto, esse padrão parece depender das demais características físicas, químicas e biológicas do ambiente, como por exemplo, a presença de macrófitas aquáticas.

2.3. Cianobactérias e cianotoxinas nos ecossistemas aquáticos do semiárido brasileiro.

Os ecossistemas aquáticos localizados no semiárido brasileiro são fortemente influenciados pelas peculiares condições climáticas da região, marcada especialmente pela irregularidade das chuvas, forte incidência luminosa durante todo o ano, redução do nível da água dos corpos d'água, além do processo de eutrofização, cada vez mais acelerado pelas ações antrópicas (BARBOSA et al., 2012). Assim, nos reservatórios localizados nesta região as florações de cianobactérias são frequentes.

Os trabalhos pioneiros na região semiárida com estudos sobre as cianobactérias são advindos do estado de Pernambuco (CARVALHO-DE-LA-MORA, 1986), sendo intensificados a partir dos anos 2000, especialmente depois do caso ocorrido em 1996, conhecido como “A tragédia de Caruaru”, aonde 52 pacientes vieram a óbito, após serem submetidos à hemodiálise com água contaminada por cianotoxinas, sendo posteriormente comprovado ser de microcistina (CARMICHAEL et al., 2001).

No entanto, alguns anos antes, no estado da Bahia, foi reportado que indícios da causa de 2.000 casos de gastroenterite na cidade de Paulo Afonso tinham sido devido cianotoxinas, visto que foram encontradas espécies do gênero *Anabaena* e *Microcystis* nas águas do reservatório que abastecia a região (TEIXEIRA et al., 1993). Em Alagoas, em água coletada de um reservatório com elevada biomassa de *Microcystis aeruginosa*, e realizado um bioensaio, constatou a ação de hepatotoxinas nos camundongos (hepatoesplenomegalia) (PORFÍRIO et al., 1999).

No estado do Rio Grande do Norte, os estudos com a comunidade fitoplanctônica cresceram significativamente a partir da década de 90, e o tema cianobactérias ganhou destaque principalmente pelo estado eutrofizado dos reservatórios (BRASIL et al., 2016; CHELLAPPA; MEDERIOS; COSTA, 2003; CHELLAPPA; LEITE; BORBA, 2007; MEDEIROS et al., 2015; PANOSSO et al., 2007).

No estado da Paraíba, um mais recente trabalho mostrou a distribuição geográfica das cianobactérias no estado, relatando as ocorrências, eventos de toxicidade e possíveis fatores reguladores, registrando que o aumento das florações nos reservatórios se dá a partir de 2006, sendo relacionado com o aceleração da eutrofização pelos impactos antrópicas nas bacias hidrográficas (VASCONCELOS; BARBOSA; CEBALLOS, 2011).

As elevadas temperaturas ($> 23^{\circ} \text{C}$), pH alcalino (> 8), a disponibilidade de luz, os períodos de baixo volume dos reservatórios e o elevado grau de trofia (Tabela 2), são apontados como os fatores favoráveis ao desenvolvimento das florações de cianobactérias do semiárido brasileiro, e tais parâmetros refletem bem o estado da grande maioria dos ambientes desta região (CHELLAPPA; CHELLAPPA; CHELLAPPA, 2008).

Em meio aos episódios de *blooms*, ocorre uma dominância de poucas espécies de cianobactérias sobre as demais componentes da comunidade fitoplanctônica. Nos reservatórios do semiárido, os gêneros *Microcystis* e *Cylindrospermopsis* se destacam como mais comuns e dominantes. Ambas possuem caracteres que lhe conferem sucesso no meio aquático, e além disso, encontram um ambiente com condições físicas e químicas favoráveis ao seu desenvolvimento (BOUVY et al., 2000). A coocorrência das espécies *C. raciborskii* e *M. panniformis* se deve às adaptações morfológicas e fisiológicas, como possuir aerótopo e produzir mucilagem, permitindo a sobreposição de nicho e a coocorrência (MOURA et al., 2015).

O registro da detecção de cianotoxinas é uma via crescente de estudo nos ecossistemas do semiárido, sendo a microcistina, o metabólito secundário mais encontrado (BITTENCOURT-OLIVEIRA; SANTOS; MOURA, 2010). Níveis de microcistina foram correlacionados com a temperatura, e as maiores concentrações de cianotoxinas não estão relacionadas ao máximo da densidade de cianobactérias no momento estudado. Isto pode ser devido ao fato da microcistina permanecer quimicamente estável por longos períodos no ambiente, ou pela possibilidade de coexistirem na mesma população indivíduos produtores, não produtores e potencialmente produtores (FONSECA et al., 2015).

Tabela 2: Levantamento bibliográfico de pesquisas realizadas em ecossistemas do semiárido brasileiro, destacando os fatores identificados como reguladores da presença das cianobactérias, as espécies encontradas e/ou dominantes e a presença de cianotoxinas.

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 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $\downarrow\text{N:P}$	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	-
Huszar et al.	2000	Pernambuco	\uparrow temperatura, \downarrow luz, \downarrow mistura, \downarrow NO_3	<i>Cylindrospermopsis</i> spp.	-
Chellappa e Costa	2003	Rio Grande do Norte	Período seco, \uparrow grau de trofia, \downarrow OD hipolímico, \downarrow transparência	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Cylindrospermopsis 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>Cylindrospermopsis raciborskii</i> , <i>Aphanizomenon</i> spp.	Microcistina e saxitoxina
Chellappa et al.	2007	Rio Grande do Norte	Seca, \uparrow temperatura, \uparrow transparência	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	-
Moura et al.	2007a	Pernambuco	\uparrow temperatura, \downarrow predação pelo zooplâncton, \uparrow grau de trofia	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> , <i>Geitlerinema amphibium</i> , <i>Chroococcus turgidus</i>	-
Moura et al.	2007b	Pernambuco	\uparrow pH, \downarrow transparência, \downarrow grau de trofia	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> , <i>Geitlerinema amphibium</i> , <i>Planktothrix agardhii</i>	-

Continuação da tabela 2...

Autor	Ano	Local	Fatores reguladores	Espécies encontradas/ Dominantes	Cianotoxinas
Panosso et al.	2007	Rio Grande do Norte	↓transparência, ↑temperatura, condutividade (253 a 900 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), pH (8-9), ↑grau de trofia	<i>Cylindrospermopsis raciboorskii</i> , <i>Microcystis</i> sp., <i>Aphanizomenon</i> sp., <i>Anabaena circinalis</i> , <i>Planktothrix agardhii</i>	Hepatotoxinas
Dantas et al.	2008	Pernambuco	↑grau de trofia, ↑temperatura da água, ↓luminosidade, pH alcalino, ↓ N:P, seca, estabilidade térmica do sistema	<i>Cylindrospermopsis raciboorskii</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>Anabaenopsis</i> , <i>Aphanizomenon</i>	-
Chellappa et al.	2009	Rio Grande do Norte	↑temperatura na superfície, ↓N:P, sucessão de espécies de cianobactérias entre os períodos seco e chuvoso	<i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Oscillatoria</i> sp.	-
Molisani et al.	2010	Ceará	Disponibilidade de luz e nutrientes	<i>Cylindrospermopsis raciboorskii</i> , <i>Planktothrix limnetica</i> , <i>Pseudoanabaena</i> spp. (<i>catenata</i> , <i>galeata</i>), <i>Raphidioides</i> sp. <i>Synechocystis aquatilis</i>	-

Continuação da tabela 2...

Autor	Ano	Local	Fatores reguladores	Espécies encontradas/ Dominantes	Cianotoxinas
Moura et al.	2011	Pernambuco	↑temperatura, ↑ turbidez, estratificação da coluna d'água	<i>Cylindrospermopsis raciboorskii</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>Cylindrospermopsis raciboorskii</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>Cylindrospermopsis raciboorskii</i> , <i>Microcystis panniformes</i> , <i>Sphaerocavum brasiliensis</i> , <i>Planktothrix isothrix</i> , <i>Aphanizomenon gracile</i>	-

3. REFERÊNCIAS

- ANDRADE, Carolina Mendes de et al. Estrutura da comunidade fitoplanctônica com ênfase em Cyanobacteria no reservatório de Tapacurá-PE. **Revista do Instituto Adolfo Lutz (Impresso)**, v. 68, n. 1, p. 109-117, 2009.
- ANNEVILLE, Orlane et al. Blue-Green Algae in a “Greenhouse Century”? New Insights from Field Data on Climate Change Impacts on Cyanobacteria Abundance. **Ecosystems** v. 18, n. 3, p. 441–458 , 2015.
- BARBOSA, José Etham de Lucena et al. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia** v. 24, n. 1, p. 103–118 , 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-975X2012000100010&lng=en&tlng=en>.2179-975X.
- BEAULIEU, Marieke; PICK, Frances; GREGORY-EAVES, Irene. Nutrients and water temperature are significant predictors of cyanobacterial biomass in a 1147 lakes data set. **Limnology and Oceanography** v. 58, n. 5, p. 1736–1746 , 2013. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.4319/lo.2013.58.5.1736>>.1939-5590.
- BERRY, John P. et al. Bioaccumulation of microcystins by fish associated with a persistent cyanobacterial bloom in Lago de Patzcuaro (Michoacan, Mexico). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 30, n. 7, p. 1621-1628, 2011.
- BERRY, John P; LIND, Owen. Toxicon First evidence of “ paralytic shellfish toxins ” and cylindrospermopsin in a Mexican freshwater system , Lago Catemaco , and apparent bioaccumulation of the toxins in “ tegologo ” snails (*Pomacea patula catemacensis*). **Toxicon** v. 55, n. 5, p. 930–938 , 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.toxicon.2009.07.035>>.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M C; SANTOS, D M S; MOURA, N a. Toxic cyanobacteria in reservoirs in northeastern Brazil: detection using a molecular method. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia** v. 70, n. 4, p. 1005–1010, 2010.1519-6984.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, Maria do Carmo et al. Lettuce irrigated with contaminated water: Photosynthetic effects, antioxidative response and bioaccumulation of microcystin congeners. **Ecotoxicology and Environmental Safety** v. 128, p. 83–90, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.02.014>>.
- BOOPATHI, Thangavelu; KI, Jang-Seu. Impact of Environmental Factors on the Regulation of Cyanotoxin Production. **Toxins** v. 6, n. 7, p. 1951–1978 , 2014. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2072-6651/6/7/1951/>>.2072-6651.
- BOUVY, Marc et al. Occurrence of Cylindrospermopsis (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology** v. 23, n. 1, p. 13–27, 2000.0948-3055.
- BOUVY, Marc; PAGANO, Marc; TROUSSELLIER, Marc. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). **Aquatic Microbial Ecology** v. 25, n. 3, p. 215–227, 2001.0948-3055.
- BRASIL, Janderson et al. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms

in tropical shallow lakes. **Hydrobiologia** v. 770, n. 1, p. 145–164 , 2016.0018-8158.

BUDZYŃSKA, A. et al. Environmental factors driving the occurrence of the invasive cyanobacterium *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* (Nostocales) in temperate lakes. **Science of The Total Environment**, v. 650, p. 1338-1347, 2019.

CANTONATI, Marco; KOMÁREK, Jiří; MONTEJANO, Gustavo. Cyanobacteria in ambient springs. **Biodiversity and Conservation** v. 24, n. 4, p. 865–888 , 2015.0960-3115.

CAREY, Cayelan C. et al. Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. **Water Research** v. 46, n. 5, p. 1394–1407 , 2012.0043-1354.

CARMICHAEL, Wayne W et al. Human Fatalities from Cyanobacteria : Chemical and Biological Evidence for Cyanotoxins Human Fatalities from Cyanobacteria : Chemical and Biological Evidence for Cyanotoxins. **Environ. Heal.** v. 109, n. 7, p. 663–668 , 2001.

DE CARVALHO-DE-LA, Lucy Miriam et al. Chroococcales (Cyanophyceae) do Estado de Pernambuco, Brasil. 1. *Microcystis*. **INSULA Revista de Botânica**, v. 19, p. 199-213, 1989.

CARVALHO, Luciana Retz et al. A toxic cyanobacterial bloom in an urban coastal lake, Rio Grande do Sul State, southern Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology** v. 39, n. 4, p. 761–769 , 2008.1517-8382.

CHELLAPPA, Naithirithi T.; MEDERIOS COSTA, Maria Aliete. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a Eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica** v. 24, n. SUPPL. 1, p. 3–10, 2003.1146-609X.

CHELLAPPA, Naithirithi Tiruvenkatachary; LEITE, Juliana; BORBA, De Medeiros. Diversidade , co-existência e dominância na comunidade fitoplanctônica da Barragem Cruzeta, Rio Grande do Norte. p. 126–128 , 2007.

CHELLAPPA, NT; CHELLAPPA, Sarah Laxhmi; CHELLAPPA, Sathyabama. 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 , 2008.1516-8913.

CHEN, Jun; XIE, Ping. Microcystin accumulation in freshwater bivalves from Lake Taihu, China, and the potential risk to human consumption. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 26, n. 5, p. 1066-1073, 2007.

CHORUS, Ingrid; BARTRAM, Jamie. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. CRC Press, 1999.

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

COSTA, Davi Freire Da; BARBOSA, José Etham de Lucena; DANTAS, Ênio Woclyli. Productivity-diversity relationships in reservoir phytoplankton communities in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments** v. 129, p. 64–70 , 2016.

DANTAS, Ênio Woclyli et al. 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. doi:10.1590/s0102-3306200800040000

DANTAS, Ênio Woclyli; BITTENCOURT-OLIVEIRA, Maria Do Carmo; MOURA, Ariadne

Do Nascimento. Spatial-temporal variation in coiled and straight morphotypes of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolsz) Seenayya et Subba Raju (Cyanobacteria). **Acta Botanica Brasilica** v. 24, n. 2, p. 585–591 , 2010.0102-3306.

DÖRR, Felipe Augusto et al. Toxicon Microcystins in South American aquatic ecosystems : Occurrence , toxicity and toxicological assays. **Toxicon** v. 56, n. 7, p. 1247–1256 , 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.toxicon.2010.03.018>>.

DROBAC, Damjana et al. Human Exposure to Cyanotoxins and their Effects on Health. **Archives of Industrial Hygiene and Toxicology** v. 64, n. 2, p. 305–316 , 2013. Disponível em: <<http://www.degruyter.com/view/j/aiht.2013.64.issue-2/10004-1254-64-2013-2320/10004-1254-64-2013-2320.xml>>.

FASTNER, J et al. Cylindrospermopsin occurrence in two German lakes and preliminary assessment of toxicity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolates. v. 42, p. 313–321 , 2003.

FONSECA, Jessica Roberts et al. 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. doi:10.1590/s2179-975x2814

GÉRARD, Claudia et al. Influence of toxic cyanobacteria on community structure and microcystin accumulation of freshwater molluscs. v. 157, p. 609–617 , 2009.

HE, Xuexiang et al. Toxic cyanobacteria and drinking water: impacts, detection, and treatment. **Harmful algae**, v. 54, p. 174-193, 2016. doi:10.1016/j.hal.2016.01.001

HORN, Heidemarie et al. Climate change impeded the re-oligotrophication of the saidenbach reservoir. **International Review of Hydrobiology** v. 100, n. 2, p. 43–60 , 2015.

HUSZAR, V. L. M. et al. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. In: **The Trophic Spectrum Revisited**. Springer, Dordrecht, 2000. p. 67-77. doi:10.1007/978-94-017-3488-2_6

KARJALAINEN, Miina et al. Trophic transfer of cyanobacterial toxins from zooplankton to planktivores: consequences for pike larvae and mysid shrimps. **Environmental Toxicology: An International Journal**, v. 20, n. 3, p. 354-362, 2005.

KOZAK, Anna; CELEWICZ-GÓLDYN, Sofia; KUCZYŃSKA-KIPPEN, Natalia. Cyanobacteria in small water bodies: The effect of habitat and catchment area conditions. **Science of The Total Environment**, v. 646, p. 1578-1587, 2019. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.330

MAGALHAES, VF de et al. Microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brasil, RJ). **Toxicon**, v. 42, n. 3, p. 289-295, 2003.

MEDEIROS, Luciana de Castro et al. 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, n. 3, p. 293–307 , 2015.

MENDES, C. F.; BARBOSA, J. E. L.; NERY, J. F. Microcystin accumulation and potential depuration on muscle of fishes of fish farm: implications to public health. **Int. J. Innov. Stud. Aquat. Biol. Fish**, v. 2, p. 2454-7670, 2016.

Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de Setembro de 2017.

MOLICA, Renato; AZEVEDO, Sandra. Ecofisiologia De Cianobactérias Produtoras De Cianotoxinas. **Oecologia Australis** v. 13, n. 2, p. 229–246 , 2009. Disponível em: <<http://www.oecologiaaustralis.org/ojs/index.php/oa/article/view/oeco.2009.1302.02/72>>.0-7803-3213-X.

MOLISANI, Mauricio Mussi et al. Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 1, p. 1-12, 2010.

MORENO-OSTOS, Enrique et al. The influence of wind-induced mixing on the vertical distribution of buoyant and sinking phytoplankton species. **Aquatic Ecology** v. 43, n. 2, p. 271–284 , 2009.1045200891.

MOURA, Ariadne Do Nascimento; DANTAS, Ênio Wocyl; BITTENCOURT-OLIVEIRA, Maria Do Carmo. 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, 2007a.

MOURA, Ariadne do Nascimento et al. Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 3, p. 641-648, 2007. doi:10.1590/s0102-3306200700030001

MOURA, A. N. et al. 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, Ariadne do Nascimento et al. 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. doi:10.1590/s2179-975x3814

MSAGATI, Titus A M; SIAME, Bupe A.; SHUSHU, Deborah D. Evaluation of methods for the isolation, detection and quantification of cyanobacterial hepatotoxins. **Aquatic Toxicology** v. 78, n. 4, p. 382–397, 2006.0166-445X.

PAERL, Hans. Mitigating Harmful Cyanobacterial Blooms in a Human- and Climatically-Impacted World. **Life** v. 4, n. 4, p. 988–1012, 2014. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2075-1729/4/4/988/>>.1568-9883.

PAERL, Hans W. et al. Harmful Freshwater Algal Blooms, With an Emphasis on Cyanobacteria. **The Scientific World JOURNAL** v. 1, p. 76–113 , 2001. Disponível em: <<http://www.hindawi.com/journals/tswj/2001/139109/abs/>>.1537-744X (Electronic).

PANOSSO, Renata et al. Cianobactérias e Cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*). **rn**, v. 59072, p. 970, 2007.

PANOSSO, Renata et al. Effect of grazing by a neotropical copepod, *Notodiaptomus*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains. **Journal of Plankton Research** v. 25, n. 9, p. 1169–1175, 2003.0142-7873.

PÄTYNEN, Anita et al. Modelling the impact of higher temperature on the phytoplankton of

a boreal lake. **Boreal Environment Research** v. 19, n. 1, p. 66–78, 2014.1239-6095.

PERSAUD, Anurani D. et al. Forecasting cyanobacteria dominance in Canadian temperate lakes. **Journal of Environmental Management** v. 151, p. 343–352, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.009>>.

PORFIRIO, Z.; RIBEIRO, M. P.; ESTEVAM, C. S.; HOULY, R. L. S.; SANT'ANA, A. E. G. Hepatosplenomegaly caused by an extract of cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* bloom collected in the manguaba lagoon, Alagoas - Brazil. *Revista de Microbiologia* v. 30, p. 278-285, 1999.

RIGOSI, Anna et al. The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. **Limnology and Oceanography** v. 59, n. 1, p. 99–114, 2014. Disponível em: <<http://archive-ouverte.unige.ch/unige:32834>>.

SANT'ANNA, Célia L. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Interciência; São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, 2006.

SANT'ANNA, Célia Leite et al. New aerophytic morphospecies of Nostoc (Cyanobacteria) from São Paulo State, Brazil. **Hoehnea** v. 34, n. 1, p. 95–101, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2236-89062007000100007&lng=en&tlng=en>.

SOARES, Raquel M.; MAGALHÃES, Valéria F.; AZEVEDO, Sandra MFO. Accumulation and depuration of microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) in *Tilapia rendalli* (Cichlidae) under laboratory conditions. **Aquatic Toxicology**, v. 70, n. 1, p. 1-10, 2004.

TEIXEIRA, M G et al. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. **Bulletin of the Pan American Health Organization** v. 27, n. 3, p. 244–53, 1993. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/8220519>>.0085-4638, 0085-4638.

THORNTON, J. A.; RAST, Walter. A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. In: **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Springer, Dordrecht, 1993. p. 1-24.

TROLLE, Dennis et al. Advancing projections of phytoplankton responses to climate change through ensemble modelling. **Environmental Modelling and Software** v. 61, p. 371–379, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.01.032>>.1364-8152.

TROLLE, Dennis et al. Projecting the future ecological state of lakes in Denmark in a 6 degree warming scenario. **Climate Research** v. 64, n. 1, p. 55–72, 2015.

VAN APELDOORN, Marian E. et al. Toxins of cyanobacteria. **Molecular Nutrition and Food Research** v. 51, n. 1, p. 7–60, 2007.1613-4125.

VASCONCELOS, J. F. et al. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 39, n. 2, p. 1-20, 2011.

WU, Tingfeng et al. Dynamics of cyanobacterial bloom formation during short-term hydrodynamic fluctuation in a large shallow, eutrophic, and wind-exposed Lake Taihu, China. **Environmental Science and Pollution Research** v. 20, n. 12, p. 8546–8556, 2013.0944-

1344.

WU, Tingfeng et al. The influence of changes in wind patterns on the areal extension of surface cyanobacterial blooms in a large shallow lake in China. **Science of the Total Environment** v. 518–519, p. 24–30 , 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.090>>.0048-9697.

YANG, Bin et al. The tempo-spatial variations of phytoplankton diversities and their correlation with trophic state levels in a large eutrophic Chinese lake. **Ecological Indicators** v. 66, p. 153–162 , 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.013>>.

ZHANG, N. N.; ZANG, S. Y. Characteristics of phytoplankton distribution for assessment of water quality in the Zhalong Wetland, China. **International Journal of Environmental Science and Technology** v. 12, n. 11, p. 3657–3664 , 2015.

ZHANG, Hanxiao et al. Phytoplankton response to climate changes and anthropogenic activities recorded by sedimentary pigments in a shallow eutrophied lake. **Science of The Total Environment**, v. 647, p. 1398-1409, 2019. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.08.081

MANUSCRITO I

Artigo a ser submetido à revista:



Efeitos da redução do volume hídrico sobre cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios de abastecimento público do Semiárido impactados pela seca severa

Camila Ferreira Mendes^{1*}, Juliana dos Santos Severiano¹ e José Etham de Lucena Barbosa¹

¹Laboratório de Ecologia Aquática - LEAq, Centro de Ciência e Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Brazil.

***Corresponding author:** camilafmendes@hotmail.com (Mendes, C. F.)

RESUMO

Nos ambientes aquáticos localizados em regiões áridas e semiáridas, as flutuações no nível da água são um fator importante e direcionador da dinâmica das características químicas, físicas e biológicas. Diante de secas prolongadas resultantes de mudanças climáticas globais, diferentes respostas com relação a composição e biomassa de cianobactérias e concentração de cianotoxinas nos reservatórios podem ser encontradas. O presente estudo tem como objetivo avaliar os efeitos da redução do volume hídrico sobre a composição e abundância das cianobactérias e a concentração das cianotoxinas em reservatórios do semiárido impactados pela seca severa. Foram testadas as seguintes hipóteses: (1) a redução do volume hídrico causa mudanças nas condições abióticas dos reservatório que resultam no aumento da biomassa das cianobactérias e na concentração das cianotoxinas; (2) bem como altera a composição das espécies, com o favorecimento daquelas que são fixadoras de N_2 e/ou são tolerantes à condições de baixa disponibilidade de luz. Foram realizadas sete amostragens em três reservatórios pertencentes a bacia do Rio Paraíba do Norte (Acauã, Boqueirão e Camalaú) entre Julho de 2015 e Fevereiro de 2016. Foram coletadas *in situ* dados de transparência, temperatura da água, pH, condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido e salinidade, bem como amostras para análise dos nutrientes amônia ($N-NH_4$), nitrato ($N-NH_3$), nitrito ($N-NH_2$), nitrogênio total (TN), fósforo reativo solúvel (SRP) e fósforo total (PT), e para cianobactérias e cianotoxinas (microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas), em laboratório. A seca prolongada, reduziu o volume hídrico dos reservatórios ocasionando modificações das características físicas e químicas que refletiram em alterações na composição e biomassa das cianobactérias. Os sistemas apresentaram elevadas temperaturas, pH alcalino, aumento na concentração de nutrientes e baixas razões NT/PT e dissolvidos. Foi verificado pela análise de regressão que o volume hídrico causou efeitos positivo e negativo sobre a biomassa de cianobactérias, sendo estes efeitos de aumento da biomassa nos reservatórios Acauã e Camalaú e diminuição no reservatório Boqueirão. Houve mudanças na composição de cianobactérias nos sistemas, com exceção do reservatório Acauã, porém em todos destacaram-se espécies filamentosas, a exemplo de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Dolichospermum solitarium*, que possuem características morfológicas e fisiológicas que as diferenciam das demais. As microcistinas e saxitoxinas totais foram detectadas nos reservatórios durante todo o período amostrado, com concentrações variando entre 2.09 ± 0.06 e $4.80 \pm 1.2 \mu g L^{-1}$ e 0.65 ± 0.40 e $1.42 \pm 0.30 \mu g L^{-1}$, respectivamente. As cilindrospermopsinas totais foram detectadas durante todos os meses amostrados no reservatório Acauã e os valores oscilaram entre 1.46 ± 0.04 e $1.83 \pm 0.14 \mu g L^{-1}$. Nos reservatórios Boqueirão e Camalaú, as cilindrospermopsinas totais foram registradas apenas em Junho de 2016 ($1.59 \pm 0.37 \mu g L^{-1}$) e Fevereiro de 2017 ($2.80 \pm 1.12 \mu g L^{-1}$). As diferentes respostas encontradas com relação a composição e biomassa de cianobactérias nos reservatórios mostram que existem dinâmicas específicas para cada sistema e que a não variação da turbidez durante o período de estudo, explica as diferentes respostas do reservatório Boqueirão quanto a biomassa de cianobactérias. As concentrações de toxinas detectadas alertam para o contínuo monitoramento das cianobactérias uma vez que sua ocorrência nos reservatórios pode causar consequências negativas tanto para biota aquática como para o homem.

Palavras-chave: Sistemas aquáticos. Eutrofização. Mudanças climáticas

1. INTRODUÇÃO

Especialmente para os ambientes aquáticos localizados em regiões áridas e semiáridas, as flutuações no nível da água são um fator importante e direcionador da dinâmica das características químicas, físicas e biológicas (LIRA et al., 2011; BARBOSA et al., 2012; BAKKER; HILT 2016). Atualmente, em consequência das mudanças climáticas globais, os ciclos irregulares de precipitação têm se acentuado, acometendo tais regiões a períodos longos de estiagem que refletem em alterações marcantes no regime hidrológico dos reservatórios (MARENGO et al., 2009). Como resultado, temos registros de chuvas inferiores às médias históricas, e corpos aquáticos com reduzidos volumes e, até mesmo, em estado de colapso hídrico.

As florações de cianobactérias são comuns em reservatórios do semiárido devido as condições climáticas peculiares dessa região, destacando-se, principalmente, as temperaturas elevadas e a forte incidência luminosa durante todo o ano, e junto a isso, o processo de eutrofização cada vez mais acelerado pelas ações antrópicas (BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2010; BARBOSA et al., 2012). Em elevadas biomassas, as cianobactérias alteram a dinâmica natural do corpo aquático nas esferas biológica (redução na diversidade de espécies e modificação na estrutura da cadeia trófica aquática), química (diminuição na concentração de oxigênio dissolvido e aumento do pH) e organoléptica (como modificação na cor, gosto e odor da água) (NASELLI-FLORES; BARONE, 2000; BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2014). No caso de reservatórios utilizados para o abastecimento público, ocorrem alterações não só na qualidade da água no barramento (ponto de captação), como também são afetados o processo de tratamento de água e os custos operacionais (KOSTIĆ et al. 2016).

Outra alarmante implicação da ocorrência das cianobactérias é a potencial capacidade que têm de produção das cianotoxinas, as quais podem chegar até “o homem” pela ingestão de água ou alimentos contaminados (CARMICHAEL et al., 2001; BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2016). Em reservatórios do semiárido, as toxinas comumente encontradas são microcistina e saxitoxina, sendo também registradas anatoxina-a(s) e cilindrospermopsina (BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2014; MOURA; ARAGÃO-TAVARES; AMORIM, 2018), com registro de casos de intoxicação e morte de peixes (CHELLAPPA et al., 2008) e seres humanos (CARMICHAEL et al., 2001; AZEVEDO et al., 2002).

Estudos apontam que os períodos de seca severa, que causam reduções drásticas no volume da água dos reservatórios, intensificam as florações de cianobactérias, por aumentarem o tempo de retenção da água e tornarem esses sistemas mais susceptíveis a

eutrofização, devido ao efeito da concentração dos teores de nutrientes dissolvidos na coluna d'água e o aumento na carga interna de P liberado do sedimento (SOARES et al., 2013; BRASIL et al., 2016; ROCHA JUNIOR et al. 2018). Acredita-se ainda que os riscos à saúde humana são aumentados, pois as espécies de cianobactérias que aumentam a abundância nessas condições são potencialmente nocivas por estarem associadas a presença das cianotoxinas (WALTER et al. 2018). Porém, mesmo em meio a essa e diversas outras investigações (EKVALL et al., 2013; FONSECA et al. 2015), ainda não há um consenso dos efeitos das oscilações no nível da água sobre a produção das cianotoxinas. Além disso, um estudo realizado por Medeiros et al. (2015) em um reservatório do semiárido durante período de seca contraria essas expectativas ao mostrar redução da biomassa das cianobactérias devido à redução do volume hídrico.

As flutuações no nível da água podem estar diretamente relacionadas não só à alterações na biomassa de cianobactérias, como também à mudanças temporais na composição e no padrão de dominância das espécies, podendo ocorrer o favorecimento de uma ou outra espécie, ou até mesmo a codominância de espécies em períodos de transição (MEDEIROS et al., 2015; VIEIRA et al., 2015; BRASIL et al., 2016; BAKKER; HILT 2016).

Os impulsionadores das mudanças na composição das cianobactérias em reservatórios com flutuações no nível da água incluem, especialmente, os nutrientes e a luz (BAKKER; HILT, 2016). Em lagos rasos de regiões temperadas, têm sido observado que o aumento da carga interna de P, devido à redução no volume hídrico, resulta na redução da razão N:P (condição de limitação por N) e, conseqüentemente, no favorecimento das cianobactérias fixadoras do nitrogênio atmosférico (NÖGES; NÖGES; LAUGASTE, 2003; BAKKER; HILT, 2016). Também tem sido observado que há a tendência da dominância de cianobactérias tolerantes ao sombreamento nessas condições, por haver redução na disponibilidade de luz devido à ressuspensão do sedimento pela ação dos ventos (BAKKER; HILT, 2016). Nos reservatórios do semiárido, ainda não há um consenso na literatura sobre a importância desses fatores, especialmente, porque muitos dos sistemas dessa região já mostram baixa razão N:P (razão por massa < 5) e têm forte influência das ações dos ventos por serem rasos (THORNTON; RAST, 1993; KOSTEN et al., 2009).

Diante do exposto, o presente estudo tem como objetivo avaliar os efeitos da redução do volume hídrico sobre a composição e abundância das cianobactérias e a concentração das cianotoxinas em reservatórios do semiárido impactados pela seca severa. Foram testadas as seguintes hipóteses: (1) a redução do volume hídrico causa mudanças nas condições abióticas

dos reservatório que resultam no aumento da biomassa das cianobactérias e na concentração das cianotoxinas; (2) bem como altera a composição das espécies, com o favorecimento daquelas que são fixadoras de N_2 e/ou são tolerantes à condições de baixa disponibilidade de luz.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado nos reservatórios Argemiro de Figueiredo (comumente denominado reservatório Acauã) ($7^{\circ}28'31,4''$ S; $35^{\circ}35'3,4''$ W), Epitácio Pessoa (comumente denominado reservatório Boqueirão) ($7^{\circ}28'9''$ S; $36^{\circ}8'2''$ W) e Camalaú ($7^{\circ}53'10''$ S; $36^{\circ}49'25''$ W), localizados no estado da Paraíba, Brasil (Figura 1). Esses reservatórios fazem parte da Bacia do Rio Paraíba do Norte, a segunda maior bacia do estado da Paraíba, com uma área de 20.071,83 km² (AESAs, 2018). O uso prioritário desses reservatórios é para abastecimento público e dessedentação de animais, porém também são utilizados para irrigação, pecuária, pesca e aquicultura.

O clima da região é tropical (BSh), com precipitação anual em torno de 400 mm nos locais mais secos. As maiores precipitações são registradas entre os meses de fevereiro e maio (ARAÚJO et al. 2009), porém o período atípico de seca ocorreu entre os anos de 2014 e 2017, com precipitações abaixo da média, o que resultou na redução drástica do volume hídrico dos reservatórios (MARTINS et al. 2015; WALTER et al. 2018).

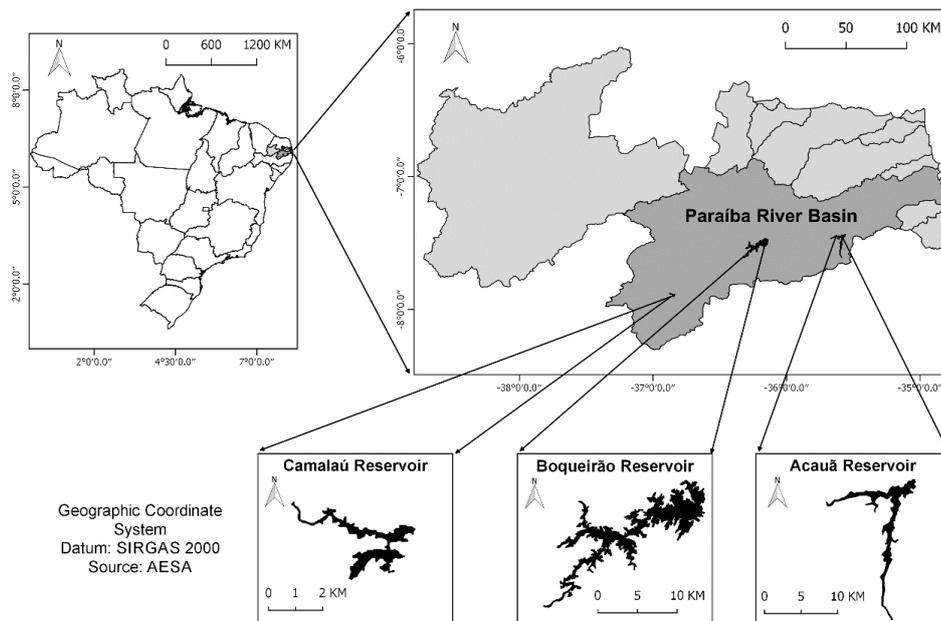


Figura 1. Localização dos reservatórios Acauã, Boqueirão e Camalaú, Paraíba-Brasil.

2.2. Amostragem e análise dos dados

Foram realizadas sete amostragens entre Julho de 2017 e Fevereiro de 2017, em três pontos dos reservatórios, compreendidos entre o barramento e a região de entrada do rio Paraíba: ponto 1, local de entrada do rio Paraíba nos reservatórios; ponto 2, região entre o barramento e a entrada do rio Paraíba; e ponto 3, localizado no barramento (Figura 1). A amostragem nesses pontos de coleta foi realizada para garantir maior heterogeneidade ambiental, sendo considerados como réplicas nas análises de dados. As amostras foram coletadas na subsuperfície da coluna d'água, com o auxílio de balde.

2.2.1. Variáveis climáticas, físicas e químicas

Os dados de precipitação pluviométrica e volume hídrico foram obtidos no site da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs).

A temperatura da água, o pH, o oxigênio dissolvido, a condutividade elétrica, os sólidos totais dissolvidos, a turbidez e a salinidade foram mensurados *in situ* utilizando sonda portátil multiparamétrica HORIBA© U-50. A transparência da água foi determinada através da extinção do disco de Secchi e o valor encontrado foi multiplicado por 2,7 para a determinação do limite da zona eufótica, conforme descrito por Esteves (1998).

Amostras para a análise dos nutrientes foram armazenadas em frascos plásticos e conduzidas ao laboratório em isopor com gelo. Foram mensuradas as concentrações dos nutrientes amônia (N-NH₄), nitrato (N-NH₃), nitrito (N-NH₂), nitrogênio total (TN), fósforo reativo solúvel (SRP) e fósforo total (PT), de acordo com as técnicas descritas em APHA (2012). O nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) foi estimado, considerando a soma das concentrações de N-NH₄, N-NH₃ e N-NH₂. Foram determinadas as razões do nitrogênio e fósforo total (razão NT:PT) e dissolvido (razão DIN:SRP), sendo considerada uma condição de limitação por nitrogênio quando a razão for igual ou menor que 7:1 (FALKOWSKI; DAVIS, 2004).

2.2.2. Cianobactérias

Amostras para análise qualitativa das cianobactérias foram coletadas com rede de plâncton com abertura de malha de 20µm, acondicionadas em frascos de plástico e fixadas com formol 4%. A análise foi realizada a partir da confecção de lâminas semi-permanentes e posteriores observações em microscópio óptico da marca Zeiss (modelo Axio Lab.A1), utilizando bibliografia especializada (KOMAREK; AGNOSTIDIS, 1986; BAKER, 1991; 1992).

Para análise quantitativa, as amostras foram coletadas da subsuperfície, acondicionadas em frascos de 250mL e fixadas com lugol acético. A análise quantitativa foi realizada em microscópio invertido (Zeiss Axiovert 40 C) com o aumento de 400X, utilizando câmara de sedimentação, conforme descrito por Uthermöhl (1958). Foi utilizado o critério de contagem de, pelo menos, 400 indivíduos das espécies mais abundantes ou 100 campos em uma amostra. A densidade (ind mL⁻¹) foi obtida pela fórmula descrita por Ross (1979) e o biovolume (mm³ L⁻¹) foi estimado multiplicando-se a densidade da espécie pelo volume médio das células, considerando sempre que possível as dimensões médias de cerca de 20 indivíduos. O volume da célula foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma das espécies, conforme descrito por Hillebrand et al. (1999).

A frequência de ocorrência das espécies foi calculada, de acordo com Matteucci e Colma (1982), considerando o número de amostras nas quais a espécie ocorreu em relação ao número total de amostras coletadas, utilizando a fórmula: $F = P \times 100/p$, onde P = número de amostras nas quais a espécie foi registrada e p = número total de amostras coletadas. Foi estabelecido o seguinte critério: muito frequente ($\geq 70\%$), frequente ($\geq 40\% < 70\%$) e rara ou esporádica ($< 40\%$). A determinação das espécies dominantes foi realizada de acordo com o

critério de Lobo e Leighton (1986), o qual considerada dominantes aquelas com participação relativa na amostra igual ou maior que 50%.

As características ecofisiológicas das espécies foram determinadas, considerando aspectos relacionados ao habitat e tolerâncias e sensibilidades às condições ambientais, conforme definido por Reynolds et al. (2002) e Padisák; Crossetti; Naselli-Flores (2008).

2.2.3. Cianotoxinas

Para a análise das concentrações das cianotoxinas, trinta litros da água dos reservatórios foram filtrados e concentrados em rede de plâncton com abertura de malha de 20 μm , armazenados em frascos e conduzidos ao laboratório em isopor com gelo.

Foram determinadas as concentrações totais ($\mu\text{g L}^{-1}$) das microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas pelo método *Enzyme-Linked Immuno Sorbent Assay* (ELISA), utilizando kits em placa Abraxis, Inc. (Warminster, Pa), seguindo as instruções do fabricante. As análises foram realizadas em um leitor de microplacas ASYS A-5301 (ASYS Hitech GmbH, Eugendorf, Áustria). Nas análises dos dados, foi estabelecida concentração de 0,00 $\mu\text{g L}^{-1}$ nas amostras que mostraram concentração das cianotoxinas abaixo no nível de detecção.

2.3. Análise estatística

As análises estatísticas foram realizadas considerando nível de significância de 5% e utilizando o programa *R Software para Windows* versão 3.0.1 (R Development Core Team, 2013).

Para verificar as diferenças significativas nas variáveis climáticas, físicas e químicas entre meses amostrados foi realizada a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), considerando 999 permutações, utilizando a função “adonis” no pacote “vegan”. Nesse pacote também foi realizado o teste *a posteriori* para identificar os meses que diferiram significativamente, através da função “pairwise.adonis” (Arbizu, 2017).

Quando diferenças significativas entre os meses foram verificadas através da PERMANOVA, foi realizada a Análise de Variância um fator (ANOVA um fator) e teste Kruskal-Wallis, para dados paramétricos e não-paramétricos, respectivamente, para identificar as variáveis climáticas, físicas e químicas que diferiram significativamente, seguidos do teste *a posteriori* de Tukey. A ANOVA um fator também foi realizada para verificar a diferença significativa na concentração das cianotoxinas entre os meses. A normalidade e a

homocedasticidade necessárias para esta análise foram previamente avaliadas utilizando os testes de Kolmogorov-Smirnov e Levene, respectivamente.

Para verificar a relação entre as variáveis climáticas, físicas e químicas entre os meses foi realizada a Análise de Componentes Principais (ACP), utilizando o pacote “vegan” (Oksanen et al., 2017). Para verificar o padrão de distribuição das espécies entre os meses foi realizada a Análise de Escalonamento Multidimensional Não-métrico (nMDS). Nessa análise, as variáveis climáticas, físicas e químicas foram ajustadas no espaço de ordenação usando a função “envfit” no pacote “vegan” e a significância de cada correlação foi testada com base em 999 permutações.

A identificação das variáveis climáticas, físicas e químicas que apresentaram efeitos significativos sobre o biovolume das cianobactérias foi realizada através da Análise de Regressão Múltipla (LGM). As variáveis identificadas na LGM foram incluídas em uma análise de trilha (*path analysis*) para montagem de um modelo explicativo dos efeitos diretos e indiretos sobre o biovolume das cianobactérias, considerando o volume hídrico como variável mediadora. Essa análise foi realizada utilizando o pacote “lavaan” (Rosseel, 2012), sendo a construção do diagrama realizada no pacote “SemPlot” (Epskam, 2015), utilizando o layout “spring”.

Para a realização da ACP, LGM e análise de trilha, as variáveis climáticas, físicas e químicas foram padronizadas utilizando *Standard Deviation*. A matriz das espécies utilizada na PERMANOVA foi log transformada ($\log[x+1]$).

3. RESULTADOS

3.1. Variáveis climáticas, físicas e químicas

Durante o período de estudo, a precipitação pluviométrica variou entre 0.0 e 115.0 mm no reservatório Acauã, 0.0 e 87.2 mm no reservatório Boqueirão e 0.0 e 31.0 mm no reservatório Camalaú (Figura 2). A maior precipitação ocorreu entre os meses de Janeiro e Julho em todos os reservatórios.

O volume hídrico acumulado reduziu significativamente ao longo dos meses amostrados (Reservatório Acauã: $F_2=132,3$, $p<0,001$; Reservatório Boqueirão: $F_2=64,89$, $p<0,001$; Reservatório Camalaú: $F_2=132,3$, $p<0,001$). Em Julho de 2015, o volume dos reservatórios era em média de 20% e alcançou valores em torno de 5% em Fevereiro de 2017 (Figura 2).

A temperatura da água nos reservatórios variou em torno de 25°C, o pH foi alcalino e a concentração de nutrientes foi alta, com baixa razão N/P total e dissolvido (razão por massa menor que 15) (Tabela 1). O reservatório Acauã mostrou maior turbidez e, conseqüentemente, menor transparência da água e reduzida camada limite da zona eufótica, em relação aos reservatórios Boqueirão e Camalaú (Tabela 1).

Houve diferença significativa nas variáveis físicas e químicas entre os meses amostrados (Reservatório Acauã: pseudo- $F_6=77,85$, $p=0,001$; Reservatório Boqueirão: pseudo- $F_6=5,49$, $p=0,001$; Reservatório Camalaú: pseudo- $F_2=11,32$, $p=0,001$), com os meses que mostraram o menor volume hídrico (Junho de 2016 e Fevereiro de 2017) sendo significativamente diferentes dos demais ($p<0,05$). Nesses meses, o reservatório Acauã e Camalaú mostraram aumento significativo na temperatura da água, oxigênio dissolvido, turbidez, salinidade, amônia, nitrito, nitrato, NT, DIN, PT e razão NT/PT; enquanto, houve redução na transparência da água, na zona eufótica, na condutividade elétrica e no pH (Tabela 1). Já o reservatório Boqueirão mostrou aumento na temperatura da água, no oxigênio dissolvido, na condutividade elétrica, na salinidade, no NT, no SRP e na razão NT/PT e redução no pH (Tabela 1). A ordenação da ACP mostrou a separação dos meses e a relação com as variáveis abióticas nos períodos de maior e menor volume hídrico (Figura 3).

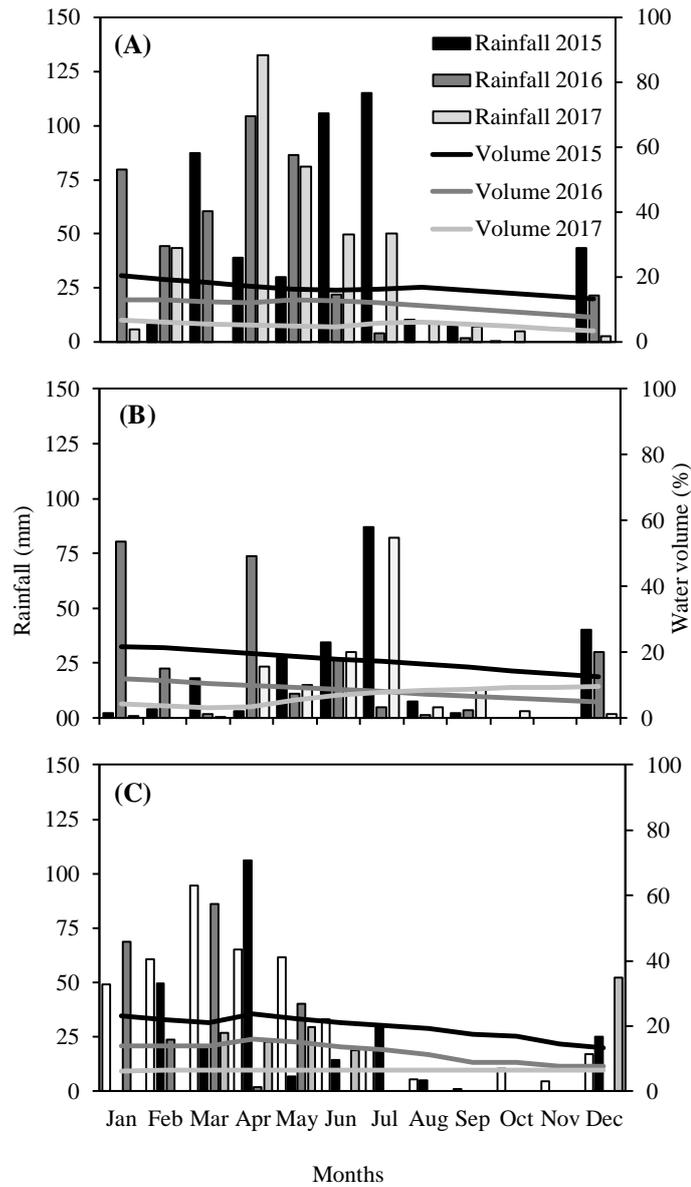


Figura 2. Precipitação pluviométrica e volume hídrico nos reservatórios Acauã (A), Boqueirão (B) e Camalaú (C), Paraíba-Brasil, nos anos de 2015, 2016 e 2017.

Tabela 1. Média aritmética (valores mínimo e máximo) e resultado da ANOVA um fator entre os meses das variáveis abióticas mensuradas nos reservatórios Acauã, Boqueirão e Camalaú, Paraíba-Brasil, entre julho de 2015 e fevereiro de 2017. ns, resultado da ANOVA um fator não significativo.

Abiotic variables	Acauã reservoir		Boqueirão reservoir		Camalaú reservoir	
	Mean (Min-Max)	ANOVA one way between months	Mean (Min-Max)	ANOVA one way between months	Mean (Min-Max)	ANOVA one way between months
Water temperature (°C)	27.4 (25.3-28.9)	F ₆ =9,4; p<0,001	25.8 (24.7-26.8)	F ₆ = 10.6; p<0,001	24.8 (23.6-26.5)	F ₆ = 9.1; p<0,001
pH	9.4 (8.0-10.4)	F ₆ = 81,1; p<0,001	9.5 (8.1-10.6)	F ₆ =16.9; p<0,001	9.3 (8.4-9.9)	F ₆ =9.9; p<0,001
Dissolved Oxygen (mg L ⁻¹)	9.1 (5.9-18.4)	F ₆ =60,2; p=0,001	11.5 (7.9-22.2)	F ₆ =8.6; p<0,001	10.7 (5.0-21.9)	F ₆ = 4.8; p= 0.007
Water transparency (m)	0.4 (0.3-0.7)	F ₆ =15,7; p<0,001	1.4 (1.2-1.5)	ns	1.2 (0.7-1.6)	F ₆ =10.0; p<0,001
Euphotic zone (m)	1.1 (0.7-1.8)	F ₆ =15,1; p<0,001	3.7 (3.3-3.9)	ns	3.2 (2.0-4.2)	F ₆ =10.0; p<0,001
Turbidity (NTU)	115.6 (62.1-155.0)	F ₆ = 11,9; p<0,001	41.9 (14.3-81.3)	ns	47.7 (16.2-122.7)	F ₆ = 115.5; p<0,001
Total dissolved solids (mg L ⁻¹)	1.6 (1.3-1.8)	F ₆ = 427,3; p<0,001	1.5 (1.0-3.2)	ns	0.8 (0.7-1.0)	F ₆ = 494.4; p= 0.007
Water Conductivity (µS cm ⁻¹)	2.4 (1.9-2.8)	F ₆ = 29,7; p<0,001	2.0 (1.6-2.3)	F ₆ =37.9; p<0,001	1.3 (1.1-1.5)	F ₆ = 582; p<0,001
Salinity	0.4 (0.1-1.3)	F ₆ = 16053; p<0,001	0.4 (0.1-1.3)	F ₆ =165.7; p<0,001	0.3 (0.1-0.7)	F ₆ =8.2; p<0,001
Ammonia (µg L ⁻¹)	200.8 (31.0-610.6)	F ₆ =14.9; p<0,001	116.6 (14.6-214.0)	ns	76.6 (6.8-172.3)	F ₆ = 4.3; p=0.0117
Nitrite (µg L ⁻¹)	43.8 (0.4-244.0)	F ₆ =3588; p<0,001	3.0 (1.0-10.4)	ns	33.7 (0.5-106.3)	F ₆ = 20.9; p<0,001
Nitrate (µg L ⁻¹)	59.6 (1.2-169.6)	F ₆ = 65.4; p<0,001	33.2 (19.0-48.7)	ns	57.3 (10.1-193.8)	F ₆ = 9.7; p<0,001
DIN (µg L ⁻¹)	324.3 (57.0-809.3)	F ₆ =393.6; p<0,001	152.8 (44.0-248.9)	ns	167.6 (25.1-472.4)	F ₆ = 12.7; p<0,001
TN (µg L ⁻¹)	485.9 (168.0-1185.9)	F ₆ =132,2;p<0,001	241.0 (97.9-481.9)	F ₆ =13.9; p<0,001	387.7 (135.9-775.5)	F ₆ =15.5; p<0,001
SRP (µg L ⁻¹)	85.2 (37.1-201.0)	F ₆ = 5,8; p=0.003	35.7 (13.2-79.8)	F ₆ = 5.0; p= 0.006	35.2 (9.8-68.0)	ns
TP (µg L ⁻¹)	155.9 (49.5-285.9)	F ₆ = 32.9; p<0,001	79.4 (45.9-111.3)	ns	94.9 (55.7-214.9)	F ₆ = 2.5; p= 0.0717
Ratio TN/TP	3.1 (1.9-4.2)	F ₆ = 3.7; p= 0.02	3.8 (1.3-10.9)	F ₆ =15.6; p<0,001	5.8 (3.2-13.3)	F ₆ =5.7; p= 0.00337
Ratio DIN/SRP	4.1 (1.1-9.2)	F ₆ = 9.6; p<0,001	6.9 (3.5-9.7)	ns	7.3 (0.8-14.7)	ns

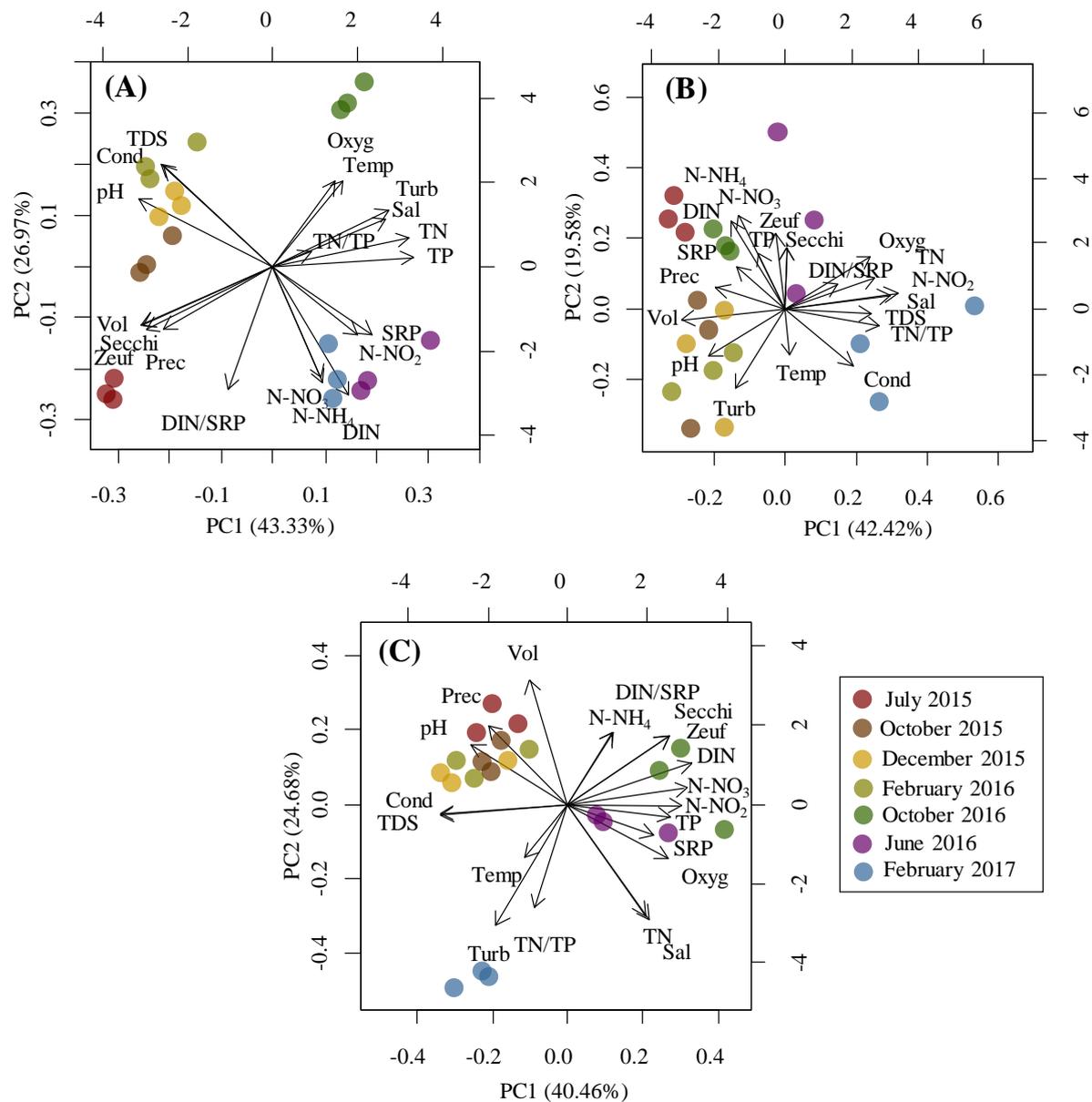


Figura 3. Análise de componentes principais com as variáveis climáticas, físicas e químicas dos reservatórios Acauã (A), Boqueirão (B) e Camalaú (C). Prec, Precipitação pluviométrica; Vol, Volume hídrico; Temp, Temperatura da água; Secchi, Transparência da água; Oxyg, Oxigênio dissolvido; Cond, Condutividade elétrica, TDS, Sólidos totais dissolvidos; Turb, Turbidez; N-NO₃, Nitrato; N-NO₂, Nitrito; N-NH₄, Amônia; TN, Nitrogênio total; SRP, Fósforo solúvel reativo; TP, Fósforo total.

3.2. Cianobactérias

Foram identificadas 14 espécies de cianobactérias no reservatório Acauã, enquanto nos reservatórios Boqueirão e Camalaú foram 12 e 11 espécies, respectivamente. As espécies identificadas bem como a frequência de ocorrência e as características ecofisiológicas das mesmas são mostradas na Tabela 2.

Foram muito frequentes no reservatório Acauã as espécies *Chroococcus dispersus*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Geitlerinema splendidum*, *Limnothrix* sp., *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena catenata* e *Pseudanabaena galeata*. No reservatório Boqueirão, foram muito frequentes *G. splendidum* e *P. catenata* e, no reservatório Camalaú, foi *C. dispersus* (Tabela 2).

Não foi observada diferença significativa na composição de espécies entre os meses no reservatório Acauã (pseudo- $F_6=5,53$, $p=0,07$). A nMDS para esse reservatório não mostrou um padrão definido de agrupamentos dos meses e o volume hídrico não foi um fator de influência significativa, sendo as variáveis direcionadoras o oxigênio dissolvido ($r^2=0,31$ e $p=0,047$) e a salinidade ($r^2=0,42$ e $p=0,007$) (Figura 4 A).

Nos reservatórios Boqueirão e Camalaú, houve diferença na composição de espécies entre os meses (pseudo- $F_6=0,45$, $p=0,007$ e pseudo- $F_6=0,65$, $p=0,001$, respectivamente). A nMDS para esses reservatórios mostrou a separação dos meses com maior (Julho, Outubro e Dezembro de 2015) e menor volume hídrico (Outubro e Junho de 2016 e Fevereiro de 2017) (Figura 4 B e C). No reservatório Boqueirão, os meses de Julho, Outubro e Dezembro de 2015 estiveram agrupados com as espécies *Aphanocapsa koordersii*, *C. dispersus*, *C. raciborskii*, *Limnothrix* sp. e *Planktolyngbia* sp., mostrando correlação positiva com a precipitação ($r^2=0,59$; $p=0,001$), o volume hídrico ($r^2=0,67$; $p=0,001$) e o pH ($r^2=0,41$; $p=0,007$); enquanto, os meses de Outubro e Junho de 2016 e Fevereiro de 2017 estiveram agrupados com *Dolichospermum solitarium*, *G. splendidum* e *P. agardhii* e mantiveram relação positiva com o oxigênio dissolvido ($r^2=0,55$; $p=0,001$), a salinidade ($r^2=0,55$; $p=0,001$), o nitrito ($r^2=0,38$; $p=0,024$) e o NT ($r^2=0,45$; $p=0,005$) (Figura 4 B).

No reservatório Camalaú, os meses de Julho, Outubro e Dezembro de 2015 estiveram agrupados com *Aphanocapsa incerta*, *C. dispersus*, *G. splendidum*, *P. catenata*, *P. agardhii* e *P. galeata*, mostrando relação direta com a precipitação ($r^2=0,32$; $p=0,037$), volume hídrico ($r^2=0,49$; $p=0,004$), pH ($r^2=0,61$; $p=0,001$), STD ($r^2=0,32$; $p=0,030$) e condutividade elétrica ($r^2=0,35$; $p=0,024$) (Figura 4 C); e Outubro e Junho de 2016 e Fevereiro de 2017 estiveram agrupados com *A. delicatissima*, *A. koordersii*, *Coelomoron tropicalis*, *C. raciborskii* e

Dolichospermum planctonica e relacionados positivamente com o oxigênio dissolvido ($r^2=0.47$; $p=0.001$), salinidade ($r^2=0.59$; $p=0.001$), nitrito ($r^2=0.57$; $p=0.002$), nitrato ($r^2=0.35$; $p=0.018$) e NT ($r^2=0.40$; $p=0.010$).

Foi observada diferença significativa no biovolume das cianobactérias entre os meses nos três reservatórios (reservatório Acauã: $F_6=18,13$, $p<0,001$; reservatório Boqueirão: $F_6=0,63$, $p=0,705$; reservatório Camalaú: $F_6=10,97$; $p<0,001$). Nos reservatórios Acauã e Camalaú, foi observado aumento significativo do biovolume das cianobactérias em Fevereiro de 2017 (Figura 5 A e C). As espécies *C. raciborskii* e *G. splendidum* foram dominantes durante todo o período amostrado no reservatório Acauã, enquanto no reservatório Camalaú foi observada mudança no padrão de dominância das espécies, com *C. dispersus* dominando entre Julho e Dezembro de 2015, *C. raciborskii* em Fevereiro e Junho de 2016 e *Dolichospermum solitarium* em Outubro e Fevereiro de 2017 (Figura 5 A e C).

No reservatório Boqueirão, foi observado dinâmica contrária ao observado nos reservatórios Acauã e Camalaú, havendo redução significativa do biovolume das cianobactérias a partir dos três últimos meses amostrados (Junho e Outubro de 2016 e Fevereiro de 2017) (Figura 5 B). Houve mudança na dominância das espécies, com substituição de *C. raciborskii*, que dominou durante Julho de 2015 e Fevereiro de 2016, por *D. solitarium*, *G. splendidum* e *P. catenata*.

A análise de regressão múltipla mostrou que as variáveis que causaram efeito significativo sobre o biovolume das cianobactérias no reservatório Acauã foram o volume hídrico, o pH, a zona eufótica, a turbidez, a salinidade e o TP (Tabela 3). No reservatório Boqueirão, foram o volume hídrico, o oxigênio dissolvido, a razão NT/PT, o pH, a salinidade e a condutividade elétrica, enquanto no reservatório Camalaú foram o volume hídrico, o pH, o oxigênio dissolvido, a zona eufótica, a turbidez e a salinidade (Tabela 3). A análise de trilha mostrou os efeitos diretos e indiretos dessas variáveis sobre o biovolume das cianobactérias e o papel do volume hídrico como mediador desses efeitos (Figura 6). Nos reservatórios Acauã e Camalaú, o volume hídrico mostrou efeito negativo sobre o biovolume das cianobactérias e mediou o efeito positivo da turbidez, salinidade, oxigênio dissolvido e PT e negativo da zona eufótica e pH (Figura 6 A e B). No reservatório Boqueirão, o efeito do volume hídrico sobre as cianobactérias foi positivo e mediou o efeito positivo do pH e negativo do oxigênio dissolvido, salinidade, condutividade elétrica e razão NT/PT (Figura C).

Tabela 2. Frequência de ocorrência e características ecofisiológicas (habitat, tolerâncias e sensibilidade) das cianobactérias identificadas nos reservatórios Acauã, Boqueirão e Camalaú, Paraíba-Brasil, entre julho de 2015 e fevereiro de 2017. VF, muito frequente; F, frequente; I, pouco frequente; R, esporádica ou rara.

Species	Reservoir			Species features		
	Acauã	Boqueirão	Camalaú	Habitat	Tolerances	Sensitivities
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	R	-	I	short, nutrient rich columns	-	deep mixing
<i>Aphanocapsa koordersii</i>	I	R	I	short, nutrient rich columns	-	deep mixing
<i>Chroococcus dispersus</i>	VF	I	VF	summer epilimnia in mesotrophic lakes	low nutrients segregated nutrients	CO ₂ deficiency prolonged or deep mixing
<i>Coelomoron tropicalis</i>	R	R	I	summer epilimnia in eutrophic lakes	very low C	mixing, poor
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	VF	F	F	warm mixed layers	light-, nitrogen- deficient conditions low nutrient	flushing
<i>Dolicospermum crissum</i>	F	-	-	warm mixed layers	light-, nitrogen- deficient conditions low nutrient	flushing
<i>Dolicospermum planctonica</i>	I	-	-	warm mixed layers	light-, nitrogen- deficient conditions low nutrient	flushing
<i>Dolicospermum solitarium</i>	-	I	R	dinitrogen-fixing Nostocales	low nitrogen	mixing, poor light, low phosphorus
<i>Geitlerinema splendidum</i>	VF	VF	I	turbid mixed layers	highly light deficient conditions	flushing
<i>Limnothrix</i> sp.	VF	I	R	turbid mixed layers	highly light deficient conditions	flushing
<i>Microcystis protocystis</i>	-	-	R	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	high insolation	flushing, low total light
<i>Merismopedia tenuissima</i>	F	-	-	summer epilimnia in mesotrophic lakes	low nutrients segregated nutrients	CO ₂ deficiency prolonged or deep mixing
<i>Planktolyngbya</i> sp.	-	R	-	turbid mixed layers	highly light deficient conditions	flushing
<i>Planktothrix agardhii</i>	VF	R	R	turbid mixed layers	highly light deficient conditions	flushing
<i>Planktothrix isothrix</i>	R	-	-	turbid mixed layers	highly light deficient conditions	flushing
<i>Pseudanabaena catenata</i>	VF	VF	I	frequently stirred up, inorganically turbid shallow lakes	-	-
<i>Pseudanabaena galeata</i>	VF	I	R	frequently stirred up, inorganically turbid shallow lakes	-	-

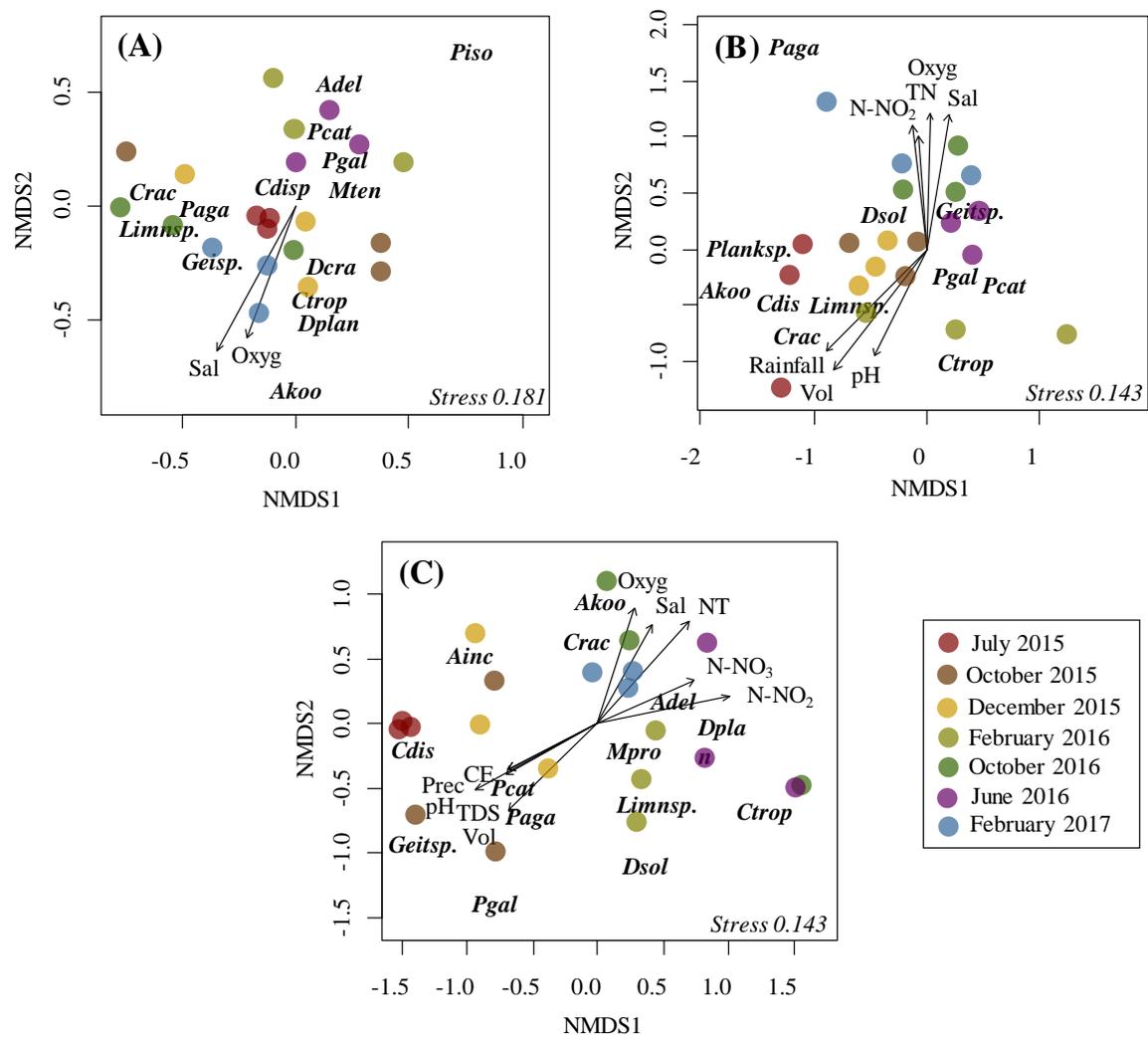


Figura 4. Análise de escalonamento multidimensional não-métrica (nMDS) da composição das cianobactérias nos reservatórios Acauã (A), Boqueirão (B) e Camalaú (C). Only significant environmental variables were overlaid onto the ordination space. Akoo, *Aphanocapsa koordersii*; Adel, *A. delicatissima*; Cdisp, *Chroococcus dispersus*; Ctrop, *Coelomoron tropicalis*; Crac, *Cylindrospermopsis raciborskii*; Dcras, *Dolichospermum crassum*; Dsol, *D. solitarium*; Dplan, *D. planctonica*; Geisp., *Geitlerinema* sp.; Limnsp., *Limnothrix* sp.; Mten, *Merismopedia tenuissima*; Pagar, *Planktothrix agardhii*; Piso, *Planktothrix isothrix*; Pcat, *Pseudanabaena catenata*; Pgal, *Pseudanabaena galeata*.

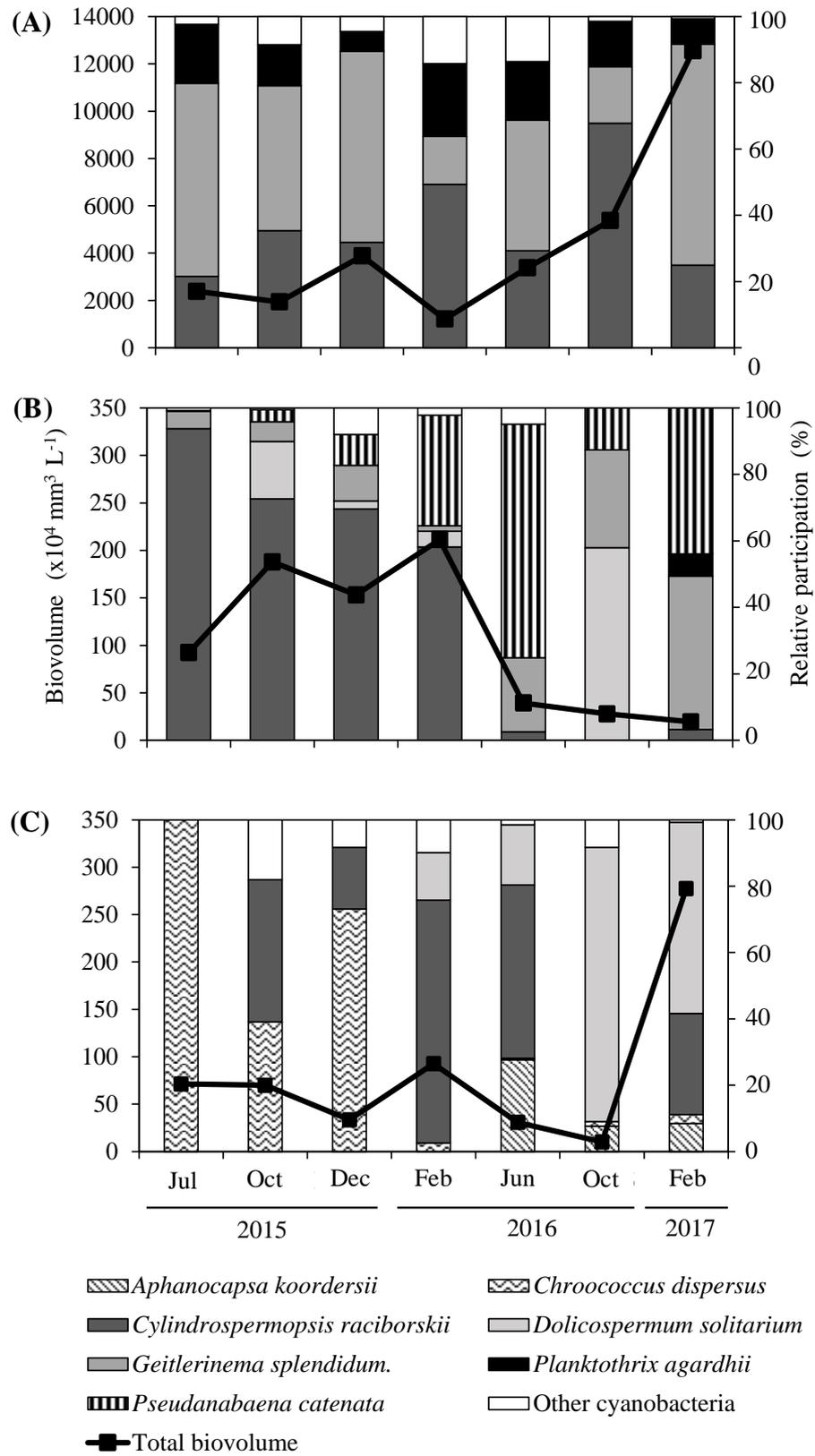


Figura 5. Biovolume total e por espécie das cianobactérias nos reservatórios Acauã (A), oqueirão (B) e Camalaú (C), Paraíba-Brasil, entre julho de 2015 e Fevereiro de 2017.

Tabela 3. Regressão linear múltipla com as variáveis físicas e químicas e a biomassa das cianobactérias nos reservatórios Acauã, Boqueirão e Camalaú, Paraíba-Brasil. ns, não significativo.

Regression variables	Acauã reservoir				Boqueirão reservoir				Camalaú reservoir			
	B	Std error	t value	p	B	Std error	t value	p	B	Std error	t value	p
Water volume	-0.61	0.16	-3.63	0.003	3.21	0.69	4.59	0.001	-0.39	0.01	38.75	<0.0001
Water temperature	0.40	0.17	2.34	0.038				ns				ns
pH	-0.38	0.16	2.37	0.036	-0.83	0.24	-3.34	0.008	-0.33	0.06	-5.49	0.002
Dissolved Oxygen	0.54	0.12	4.39	0.001	1.02	0.11	8.83	<0.0001	0.14	0.007	19.93	<0.0001
Euphotic zone	-0.37	0.16	2.27	0.044				ns	0.15	0.01	-14.19	<0.0001
Turbidity				ns	2.64	0.99	2.66	0.02	1.10	0.03	29.02	<0.0001
Total dissolved solids				ns				ns				ns
Water Conductivity				ns				ns				ns
Salinity				ns	-0.12	0.05	-2.53	0.031	0.26	0.06	4.35	0.007
Ammonia				ns				ns				ns
Nitrite				ns				ns				ns
Nitrate				ns				ns				ns
TN				ns				ns				ns
SRP				ns				ns				ns
TP	0.45	0.18	2.46	0.031	-2.33	0.09	-24.16	<0.0001	0.46	0.007	59.74	<0.0001
Ratio TN/TP				ns	-1.40	0.21	-6.54	<0.0001				ns
Ratio DIN/SRP				ns				ns				ns

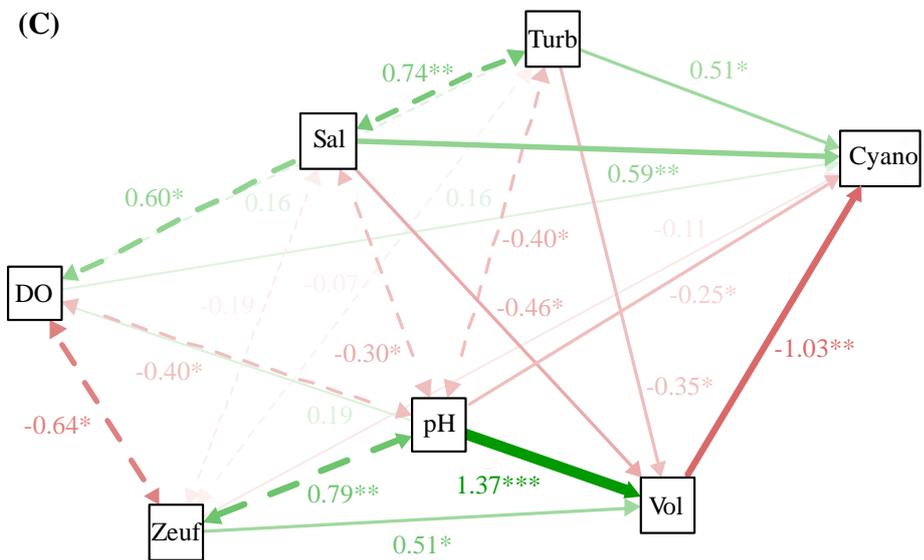
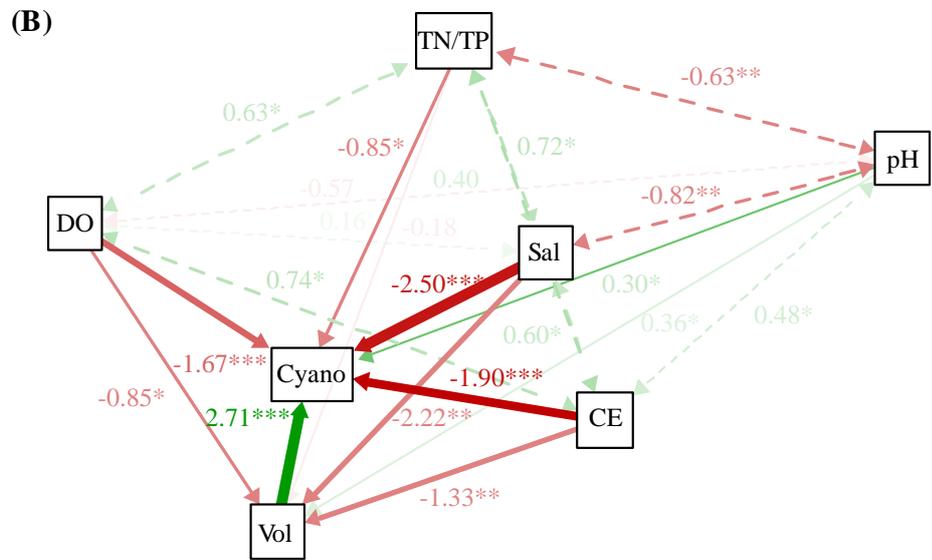
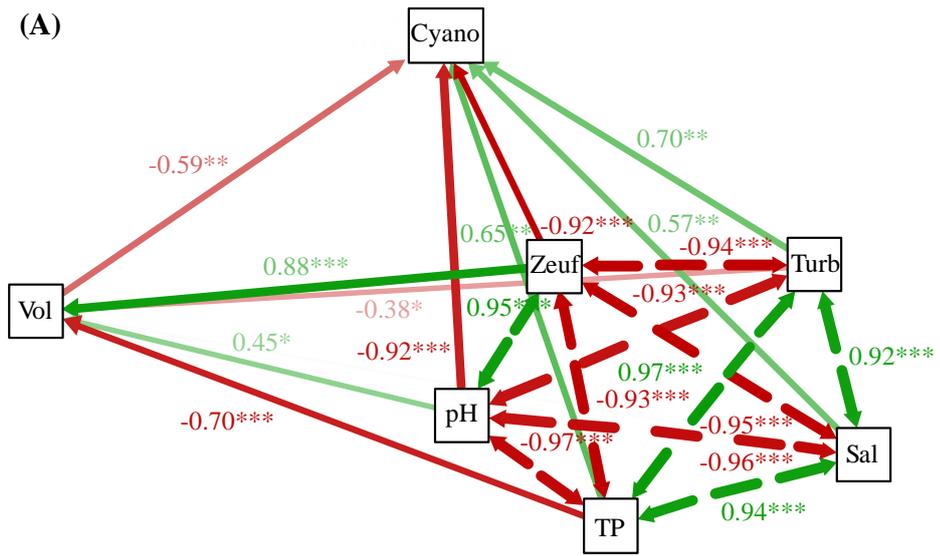


Figura 6. Diagrama de trilha testando os efeitos diretos e indiretos das variáveis abióticas sobre a biomassa das cianobactérias com a aplicação do volume hídrico como mediador nos reservatórios Acauã (A), Boqueirão (B) e Camalaú (C), Paraíba-Brasil. Os efeitos diretos são indicados pelas setas contínuas e os efeitos indiretos setas tracejadas. As setas verdes e vermelhas representam os efeitos positivos e negativos, respectivamente. Os números ajustados as linhas são os coeficientes de trilha com a indicação da significância. *, indica $p < 0.05$; **, indica $p < 0.01$; ***, indica $p < 0.0001$. Cyano, cianobactérias; Vol, volume hídrico; DO, oxigênio dissolvido; pH, pH; Zeup, zona eufótica; Turb, turbidez; EC, condutividade elétrica; Sal, salinidade; TP, fósforo total; TN/TP, razão TN/TP.

3.3. Cianotoxinas

As microcistinas e saxitoxinas totais foram detectadas nos reservatórios durante todo o período amostrado, com concentrações variando entre 2.09 ± 0.06 e $4.80 \pm 1.2 \mu\text{g L}^{-1}$ e 0.65 ± 0.40 e $1.42 \pm 0.30 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente (Figura 7). Foi observada diferença significativa na concentração das microcistinas totais entre os meses no reservatório Acauã ($F_2 = 739.2$; $p < 0.001$, com Junho de 2016 mostrando concentração significativamente maior ($p < 0.001$).

As cilindrospermopsinas totais foram detectadas durante todos os meses amostrados no reservatório Acauã e os valores oscilaram entre 1.46 ± 0.04 e $1.83 \pm 0.14 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 7). Houve diferença significativa na concentração dessa cianotoxina entre os meses ($F_2 = 33.45$; $p = 0.005$), sendo os valores significativamente mais altos em Fevereiro de 2017. A correlação entre a concentração das cilindrospermopsinas totais e o biovolume das cianobactérias foi positiva e significativa nesse reservatório ($r^2 = 0.80$; $p = 0.008$).

Nos reservatórios Boqueirão e Camalaú, as cilindrospermopsinas totais foram registradas apenas em Junho de 2016 ($1.59 \pm 0.37 \mu\text{g L}^{-1}$) e Fevereiro de 2017 ($2.80 \pm 1.12 \mu\text{g L}^{-1}$) e não houve correlação significativa com o biovolume das cianobactérias (Reservatório Boqueirão: $r^2 = 0.13$, $p = 0.72$; Reservatório Camalaú: $r^2 = 0.22$, $p = 0.40$).

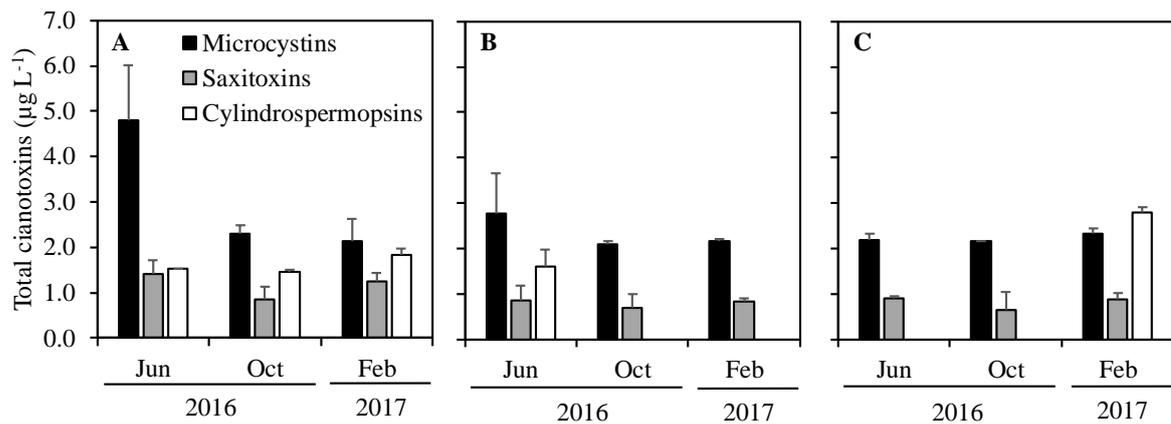


Figura 7. Microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas totais nos reservatórios Acauã (A), Boqueirão (B) e Camaláu (C), Paraíba-Brasil, entre Junho de 2015 e Fevereiro de 2017.

4. DISCUSSÃO

Durante as amostragens, os reservatórios apresentaram nível de água muito baixos, não sendo registradas chuvas significativas nos últimos anos para a região, e o período foi considerado de seca prolongada. Além dos aspectos climáticos peculiares da região semiárida, como elevadas temperaturas e evapotranspiração (BARBOSA et al., 2012), a intensa utilização da água para os mais diversos fins, acelerou a diminuição do nível da água, contribuindo para algumas alterações nas características químicas e físicas, como o aumento na concentração de nutrientes, turbidez e salinidade, que conseqüentemente influenciaram em mudanças na composição e biomassa das cianobactérias, mas não na produção de cianotoxinas.

Embora os nossos resultados mostrem características físicas e químicas semelhantes para os três reservatórios, os ambientes apresentaram comportamentos diferentes quanto a biomassa de cianobactérias. Na análise de regressão, o volume hídrico aparece como variável comum aos três reservatórios causando efeitos negativos e positivos sobre a biomassa de cianobactérias. Para os reservatórios Acauã e Camaláu é observada uma relação inversa e para o reservatório Boqueirão um efeito direto, assim, nos dois primeiros sistemas houve aumento da biomassa e no terceiro uma diminuição. Desse modo nossa hipótese está parcialmente confirmada, juntamente com o fato de que não houve variações nas concentrações de toxinas detectadas.

A tendência ao aumento da biomassa de cianobactérias em períodos considerados como de seca extrema, ou secas atípicas, é verificada em reservatórios localizados na região

semiárida brasileira, especialmente devido a intensificação da eutrofização nos sistemas (MEDEIROS et al., 2015; BRASIL et al., 2016). O diferente comportamento do reservatório Boqueirão em relação aos demais, pode ser explicado pela não variação da turbidez, que não apresentou diferenças significativas no período de estudo. Já os reservatórios Acauã e Camalaú apresentaram uma turbidez orgânica ocasionada pelo expressivo aumento na biomassa de cianobactérias, que também podem promover o auto sombreamento, contribuindo para o aumento da turbidez e gerando mais uma vantagem para esses organismos em relação as demais espécies de algas (HUBBLE; HARPER, 2001; BRAGA et al., 2015). Por outro lado, uma turbidez inorgânica pode ser provocada pela ressuspensão do sedimento, afetando negativamente as cianobactérias, e favorecendo espécies que requerem pouca luz, como as criptomonadas e diatomáceas (MEDEIROS et al., 2015; COSTA et al., 2018).

Dentre as variáveis abióticas estudadas neste trabalho, algumas mostram comportamento favorável ao desenvolvimento das cianobactérias. As elevadas temperaturas da água que foram registradas são consideradas por muitas pesquisas como variável chave para o desenvolvimento desses organismos (BEAULIEU et al., 2013; PAERL et al., 2013; ZHANG et al., 2016; LÜRLING et al., 2017). Além de conferir menor densidade à água e a formação de estratos verticais, facilitando a fluatibilidade das cianobactérias para áreas de maior intensidade luminosa, altas temperaturas elevam o pH da água. Conseqüentemente, águas com elevado pH, como os que foram registrados em nosso estudo favorecem o desenvolvimento das cianobactérias devido a ocorrência de supersaturação de CO₂ na água (CREMONA et al., 2018).

Destaca-se também, dentre as mudanças nas características físicas e químicas, o expressivo aumento da salinidade ao longo do estudo em todos os reservatórios, certamente promovido pela redução do nível da água, sendo uma consequência já esperada, como apontado por outras pesquisas (BRASIL et al., 2015; JEPPESEN et al., 2015), e sendo também favorável ao aumento da biomassa de cianobactérias. Considerando que a salinidade atua diretamente sobre processos vitais metabólicos, como a regulação osmótica, organismos procariontes, como as cianobactérias, apresentam alta capacidade de osmorregulação e portanto conseguem se adaptar ao meio (ESTEVEZ et al., 2011). Além disso, a salinidade pode causar redução na taxa de crescimento do zooplâncton devido ao estresse osmótico sofrido por algumas espécies mais sensíveis, conferindo vantagens competitivas as cianobactérias, das quais o zooplâncton são predadores diretos (JEPPESEN et al., 2015).

As variáveis ambientais podem agir sinergicamente, intensificando as florações de cianobactérias, sendo comum encontrarmos as concentrações de nutrientes como as principais

variáveis direcionadoras (CHELLAPPA, NT; BORBA; ROCHA, 2008; SOARES et al., 2013; VIEIRA; CARDOSO; COSTA, 2015). No entanto, os nossos resultados apontam especialmente as variáveis físicas como direcionadoras da biomassa de cianobactérias, e isto é um reflexo dos efeitos das mudanças ocasionadas pela redução do volume hídrico dos reservatórios, que favoreceram a dominância das cianobactérias (DALU; WASSERMAN, 2018).

Levando em consideração que os sistemas estudados apresentaram baixa razão TN/TP, que é uma característica considerada comum para ambientes de regiões tropicais (THORTON; RAST, 1993), a composição das espécies de cianobactérias pode ter sido influenciada por tal característica, sendo observadas na maioria das amostragens nos três reservatórios espécies N-fixadoras como dominantes. Ainda se discute se existe relação entre razões NT/PT, e a ocorrência de cianobactérias N-fixadoras ou não, uma vez que outros trabalhos apontam para variáveis como o DIN, ou fatores hidrológicos e climáticos que tem forte influência sobre os nutrientes (KOSTEN et al., 2009; RANGEL et al., 2012). A limitação por N pode ser resultante do aumento de fósforo em consequência da descarga de esgotos, que tem como principais componentes produtos com elevadas concentrações de fósforo, bem como a liberação de fósforo proveniente do sedimento (MOSS et al., 2013).

Destacam-se em nossos resultados as espécies filamentosas que possuem algumas vantagens competitivas como uma maior dimensão linear e a relação superfície/volume, permitindo uma maior absorção de luz (REYNOLDS, 2006). Além disso, algumas das espécies que foram dominantes nos sistemas, como por exemplo, *C. raciborskii*, e *D. solitarium*, possuem estratégias competitivas e características morfológicas e fisiológicas que lhes conferem vantagens, como a formação de heterócitos, e portanto são N fixadoras, acinetos e presença de aerótopos, fundamentais para que estes organismos alcançassem altos valores de biomassa, e adaptação às mudanças e variações das condições físicas e químicas (MOURA et al., 2015).

Corroborando com nossos resultados, Soares et al. (2013) encontraram com base em levantamento bibliográfico, os gêneros *Cylindrospermopsis* e *Dolichospermum* como os mais predominantes gêneros em ambientes pelágicos brasileiros e em outras regiões do mundo, e observou que apesar de compartilharem importantes estratégias adaptativas e capacidade de produção de toxinas, os seus resultados sugeriram que esses gêneros têm diferentes preferências ambientais que afetam sua ocorrência e dominância. E estas preferências ambientais diferenciadas nos permite inferir os motivos da sucessão temporal de espécies e alternância de dominância ocorrida em Boqueirão e Camalaú, uma vez que as características

químicas e físicas foram modificadas com a redução do volume hídrico dos reservatórios. Isto nos permite aceitar a segunda hipótese que afirma que há o favorecimento daquelas que são fixadoras de N_2 e/ou são tolerantes às condições de baixa disponibilidade de luz.

O reservatório Acauã, onde foram detectadas concentrações de microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas nas três amostragens, foi o sistema que apresentou as maiores biomassas, bem como estabilidade na composição das espécies de cianobactérias que são potencialmente produtoras dessas toxinas ao longo de todo período estudado. Neste sistema, Lins et al. (2016), encontrou altas concentrações de microcistina-LR em períodos que coincidiam com a dominância de *C. raciborskii* e *Planktothrix agardhii*, que também foram dominantes em nosso estudo, e mais *Planktolyngbia limnetica*. Os autores comprovaram uma relação significativa entre as maiores concentrações de microcistina com os maiores valores de Zeu.

Romo et al. (2013) verificou que o aumento no tempo de retenção da água duplicou a população de *Microcystis aeruginosa*, bem como as concentrações de microcistina. Aumentos progressivos de microcistinas em reservatórios mediterrâneos ocorreram em resposta ao aumento do estado trófico dos sistemas (MARIANI et al., 2015). A microcistina está entre as toxinas mais frequentes em ecossistemas aquáticos do nordeste do Brasil (MOURA et al., 2018), e em nossos resultados, essa toxina apresentou maiores concentrações na maioria dos períodos em todos os sistemas. Uma correlação positiva entre temperatura da água e concentração de microcistinas foi verificada em ecossistemas do nordeste brasileiro (FONSECA et al., 2015).

As concentrações de cilindrospermopsinas detectadas nos reservatórios Boqueirão e Camalaú apenas em Junho de 2016 e Fevereiro de 2017, respectivamente, coincidiram com a ocorrência e dominância de *Pseudoanabaena catenata* em Boqueirão e *Dolichospermum solitarium* em Camalaú. Apesar desta toxina ser relacionada especialmente com a espécie *C. raciborskii* (BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2014), as espécies encontradas em nosso estudo também são potencialmente produtoras de cilindrospermopsinas (CARMICHAEL et al., 2016; HE et al., 2016).

Segundo a revisão realizada por Moura et al. (2018), no Nordeste brasileiro, apenas nos estados de Pernambuco, Rio Grande do Norte e Ceará tinham sido detectadas saxitoxinas em florações de cianobactérias, e em nossos resultados, esta toxina aparece em todas as amostragens nos três reservatórios. Os três tipos de cianotoxinas detectados podem ser produzidos por diferentes gêneros de cianobactérias e segundo alguns autores, as concentrações produzidas em alguns casos não estão diretamente ligadas a elevadas

biomassas ou períodos de florações (BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2014; MOURA et al., 2018). No entanto, a comprovada presença das toxinas nesses sistemas aquáticos alertam para a necessidade de contínuos monitoramentos das cianobactérias, afim de que se possa prevenir possíveis incidentes, especialmente no que diz respeito ao abastecimento público.

5. CONCLUSÃO

Os reservatórios estudados apresentaram diferentes respostas à redução do volume hídrico quanto a composição e biomassa de cianobactérias que são reflexos das mudanças nas variáveis abióticas em consequência da redução do volume hídrico. As maiores biomassas de cianobactérias nos reservatório Acauã e Camalaú são resultados do efeito do volume hídrico que atuou como impulsionador especialmente de espécies filamentosas, N-fixadoras, e com características competitivas que as destacam das demais. Já no reservatório Boqueirão a não variação da turbidez no período amostrado conduziu a uma diminuição da biomassa de cianobactérias. A presença das cianotoxinas, alertam para contínuos monitoramentos devem ser mantidos como forma de prevenção a possíveis casos de contaminação.

6. REFERÊNCIAS

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Disponível em: <www.aesa.pb.gov.br>. Acesso em: 18 de Junho de 2018.

APHA, A. W. W. A. WEF. (2012). **Standard methods for the examination of water and wastewater**, v. 22, 2012.

AZEVEDO, Sandra MFO et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil. **Toxicology**, v. 181, p. 441-446, 2002.

BAKER, P. **Urban Water Research Association of Australia. Identification of Common Noxious Cyanobacteria, Part 1: Nostocales. Australian Centre for Water Treatment and Water Quality Research.** Research Report, 1991.

BAKER, P. **Urban Water Research Association of Australia. Identification of Common Noxious Cyanobacteria, Part 2: Chroococcales, Oscillatoriales. Australian Centre for Water Treatment and Water Quality Research.** Research Report, 1992.

BAKKER, Elisabeth S.; HILT, Sabine. Impact of water-level fluctuations on cyanobacterial blooms: options for management. **Aquatic ecology**, v. 50, n. 3, p. 485-498, 2016. doi:10.1007/s10452-015-9556-x

BARBOSA, José Etham de Lucena et al. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia** v. 24, n. 1, p. 103–118 , 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-975X2012000100010&lng=en&tlng=en>.2179-975X.

BAKKER, Elisabeth S.; HILT, Sabine. Impact of water-level fluctuations on cyanobacterial blooms: options for management. **Aquatic ecology**, v. 50, n. 3, p. 485-498, 2016.

BEAULIEU, Marieke; PICK, Frances; GREGORY-EAVES, Irene. Nutrients and water temperature are significant predictors of cyanobacterial biomass in a 1147 lakes data set. **Limnology and Oceanography** v. 58, n. 5, p. 1736–1746 , 2013. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.4319/lo.2013.58.5.1736>>.1939-5590.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; SANTOS, D. M. S.; MOURA, N. A. Toxic cyanobacteria in reservoirs in northeastern Brazil: detection using a molecular method. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 1005-1010, 2010.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, MARIA et al. Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 1, p. 297-310, 2014.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, Maria do Carmo et al. Lettuce irrigated with contaminated water: Photosynthetic effects, antioxidative response and bioaccumulation of microcystin congeners. **Ecotoxicology and Environmental Safety** v. 128, p. 83–90, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.02.014>>.

BRAGA, Gustavo Girão et al. 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. doi:10.1590/s2179-975x2214

BRASIL, Janderson et al. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. **Hydrobiologia** v. 770, n. 1, p. 145–164 , 2016. doi:10.1007/s10750-015-2578-5

CARMICHAEL, Wayne W. et al. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental health perspectives**, v. 109, n. 7, p. 663-668, 2001.

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

CHELLAPPA, NT; CHELLAPPA, Sarah Laxhmi; CHELLAPPA, Sathyabama. 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 , 2008.1516-8913.

COSTA, Mariana RA et al. Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. **Hydrobiologia**, p. 1-12, 2018.

- CREMONA, Fabien et al. Factors controlling the three-decade long rise in cyanobacteria biomass in a eutrophic shallow lake. **Science of The Total Environment**, v. 621, p. 352-359, 2018.
- DA COSTA, Mariana Rodrigues Amaral; ATTAYDE, José Luiz; BECKER, Vanessa. Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 778, n. 1, p. 75-89, 2016. doi:10.1007/s10750-015-2593-6
- DALU, Tatenda; WASSERMAN, Ryan J. Cyanobacteria dynamics in a small tropical reservoir: Understanding spatio-temporal variability and influence of environmental variables. **Science of the Total Environment**, v. 643, p. 835-841, 2018. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.256
- DE CASTRO MEDEIROS, Luciana et al. 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, n. 3, p. 293-307, 2015. doi:10.1007/s10452-015-9524-5
- EKVALL, Mattias K.; URRUTIA-CORDERO, Pablo; HANSSON, Lars-Anders. Linking cascading effects of fish predation and zooplankton grazing to reduced cyanobacterial biomass and toxin levels following biomanipulation. **PloS one**, v. 9, n. 11, p. e112956, 2013.
- ESTEVEZ, Francisco de Assis et al. **Fundamentos de limnologia**. 2011.
- FALKOWSKI, Paul G.; DAVIS, Cabell S. Natural proportions. **Nature**, v. 431, n. 7005, p. 131, 2004.
- FONSECA, Jessica Roberts et al. 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. doi:10.1590/s2179-975x2814
- HE, Xuexiang et al. Toxic cyanobacteria and drinking water: impacts, detection, and treatment. **Harmful algae**, v. 54, p. 174-193, 2016.
- HILLEBRAND, Helmut et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of phycology**, v. 35, n. 2, p. 403-424, 1999.
- HUBBLE, D. S.; HARPER, D. M. Impact of light regimen and self- shading by algal cells on primary productivity in the water column of a shallow tropical lake (Lake Naivasha, Kenya). **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 6, n. 2, p. 143-150, 2001. doi:10.1046/j.1440-1770.2001.00133.x
- JEPPESEN, Erik et al. 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, n. 1, p. 201-227, 2015.
- KOMAREK, Jiri; ANAGNOSTIDIS, Kl. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 2-Chroococcales. **Arch. Hydrobiol. Suppl.**, v. 73, n. 2, p. 157-226, 1986.

- KOSTEN, Sarian et al. Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrient limitation in shallow lakes. **Ecological applications**, v. 19, n. 7, p. 1791-1804, 2009.
- KOSTIĆ, Dušan et al. Drivers of phytoplankton blooms in the Vrutci Reservoir during 2014–2015 and implications for water supply and management. **Water Research and Management**, v. 6, n. 3, p. 3-12, 2006.
- LINS, Ruceline PM et al. Cyanobacteria in a eutrophicated reservoir in a semi-arid region in Brazil: dominance and microcystin events of blooms. **Brazilian Journal of Botany**, v. 39, n. 2, p. 583-591, 2016.
- LIRA, Giulliani AST et al. Phytoplankton abundance, dominance and coexistence in an eutrophic reservoir in the state of Pernambuco, Northeast Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 83, n. 4, p. 1313-1326, 2011. doi:10.1590/s0001-3765201100040001
- LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Rev. Biol. Mar**, v. 22, n. 1, p. 1-29, 1986.
- LÜRLING, Miquel; VAN OOSTERHOUT, Frank; FAASSEN, Elisabeth. Eutrophication and warming boost cyanobacterial biomass and microcystins. **Toxins**, v. 9, n. 2, p. 64, 2017.
- MARENGO, José A. et al. Future change of temperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modeling system. **International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 29, n. 15, p. 2241-2255, 2009. doi:10.1002/joc.1863
- MARIANI, Maria Antonietta et al. Effects of trophic status on microcystin production and the dominance of cyanobacteria in the phytoplankton assemblage of Mediterranean reservoirs. **Scientific reports**, v. 5, p. 17964, 2015.
- MARTINEZ ARBIZU, P. pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. **R package version 0.0**, v. 1, 2017. Disponível em: <https://github.com/pmartinezarbizu/pairwiseAdonis>
- MATTEUCCI, Silvia D.; COLMA, Aída. Metodología para el estudio de la vegetación. 1982.
- MOSS, Brian et al. Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy?. **Hydrobiologia**, v. 710, n. 1, p. 3-21, 2013.
- MOURA, Ariadne do Nascimento et al. 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, Ariadne N; ARAGÃO-TAVARES, Nisia KC; AMORIM, Cihelio A. Cyanobacterial blooms in freshwaters bodies in a semiarid region, northeastern Brazil: A review. **Journal of Limnology**, v. 77, n. 2, 2018.

NASELLI-FLORES, Luigi; BARONE, Rossella. Phytoplankton dynamics and structure: a comparative analysis in natural and man-made water bodies of different trophic state. **Hydrobiologia**, v. 438, n. 1-3, p. 65-74, 2000.

NÕGES, Tiina; NÕGES, Peeter; LAUGASTE, Reet. Water level as the mediator between climate change and phytoplankton composition in a large shallow temperate lake. **Hydrobiologia**, v. 506, n. 1-3, p. 257-263, 2003.

PADISÁK, Judit; CROSSETTI, Luciane O.; NASELLI-FLORES, Luigi. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, n. 1, p. 1-19, 2008.

PAERL, Hans W.; OTTEN, Timothy G. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. **Microbial ecology**, v. 65, n. 4, p. 995-1010, 2013. doi:10.1007/s00248-012-0159-y

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. 2013.

RANGEL, Luciana M. et al. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 693, n. 1, p. 13-28, 2012.

REYNOLDS, Colin S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of plankton research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002. doi:10.1093/plankt/24.5.417

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

ROCHA JUNIOR, Carlos Alberto Nascimento da et al. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.

ROMO, Susana et al. Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 3, p. 513-522, 2013.

ROSS, J. *Práticas de ecologia*. Barcelona: Editorial Omega. 1979.

SOARES, Maria Carolina S. et al. Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. **Hydrobiologia**, v. 717, n. 1, p. 1-12, 2013. doi:10.1007/s10750-013-1562-1

THORNTON, J. A.; RAST, Walter. A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. In: **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Springer, Dordrecht, 1993. p. 1-24.

UTERMÖHL, Hans. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen**, v. 9, n. 1, p. 1-38, 1958.

VIEIRA, Priscila Cynara Soares; CARDOSO, Maria Marcolina Lima; COSTA, Ivaneide Alves Soares da. Vertical and temporal dynamics of phytoplanktonic associations and the application of index assembly in tropical semi-arid eutrophic reservoir, northeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 130-144, 2015. doi:10.1590/s2179-975x2614

WALTER, Juline M. et al. Occurrence of harmful cyanobacteria in drinking water from a severely drought-impacted semi-arid region. **Frontiers in microbiology**, v. 9, p. 176, 2018.

ZHANG, Min et al. Effects of temperature fluctuation on the development of cyanobacterial dominance in spring: Implication of future climate change. **Hydrobiologia**, v. 763, n. 1, p. 135-146, 2016. doi:10.1007/s10750-015-2368-0

MANUSCRITO II

Artigo a ser submetido à revista:

Hydrobiologia

The International Journal of Aquatic Sciences

A transposição de um rio pode intensificar as florações de cianobactérias e produção de toxinas nos reservatórios receptores?

Camila Ferreira Mendes^{1*}, Juliana dos Santos Severiano¹ e José Etham de Lucena Barbosa¹

¹Laboratório de Ecologia Aquática - LEAq, Centro de Ciência e Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Brazil.

***Corresponding author:** camilafmendes@hotmail.com (Mendes, C. F.)

RESUMO

Na tentativa de garantir para as populações a disponibilidade de água, além das construções de reservatórios tem-se buscado alternativas como a transposição de rios. No entanto, os efeitos das conexões entre diferentes bacias hidrográficas vão desde mudanças na composição química e física da água, a alterações na estrutura da biota. Quais mudanças podem acontecer com as cianobactérias de sistemas aquáticos que recebem água de uma outra bacia hidrográfica com características químicas e físicas diferentes? Tentando responder a esta pergunta, o presente estudo objetivou verificar os efeitos da conexão entre diferentes bacias hidrográficas (transposição do Rio São Francisco) na abundância da composição e biomassa de cianobactérias e na concentração de cianotoxinas em reservatório receptor do semiárido. As amostragens foram realizadas em três pontos do reservatório Boqueirão (zona de rio, zona de transição e zona de barramento), compreendidas entre os períodos de Julho de 2015 a Fevereiro de 2017 (antes da transposição) e de Junho de 2017 a Agosto de 2018 (depois da transposição). Dados de temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, turbidez e salinidade foram coletados *in situ* com auxílio de sonda multiparamétrica. Amostras de água foram coletadas da subsuperfície para análises de nutrientes (amônia, nitrito, nitrato, fósforo solúvel reativo, e fósforo total), biomassa de cianobactérias e cianotoxinas (microcistinas totais, saxitoxinas totais e cilindrospermopsinas totais). Como efeitos da entrada das águas da transposição foram observadas modificações das variáveis abióticas como diminuição do pH e da salinidade e aumentos da turbidez e concentração de nutrientes. Além disso, houve aumento do biovolume de cianobactérias, com mudanças na abundância da composição. No período antes da transposição o reservatório Boqueirão era dominado pelas espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Pseudoanabaena catenata*, já após a transposição é verificado altos valores de biomassa e dominância de *Dolichospermum circinalis*. O aumento nas concentrações de microcistinas e a detecção de cilindrospermopsina coincidem com o período de maiores biomassa de cianobactérias de espécies potencialmente produtoras dessas toxinas, no período após transposição. Contínuos monitoramentos da biomassa de cianobactérias e da produção de toxinas são recomendados, uma vez que a presença desses metabólitos causam riscos não só para a biota aquática, como também para a saúde humana.

Palavras-chave: Rio São Francisco. *Dolichospermum circinalis*. Microcistina. Saxitoxina. Cilindrospermopsina.

1. INTRODUÇÃO

As buscas por alternativas que garantam a disponibilidade de água para as populações humanas tem ultrapassado a construção de reservatórios para abastecimento e chegando a construções grandiosas como as transposições de rios (BERKOFF, 2003). Embora o principal objetivo de uma transposição seja a redistribuição de água para áreas com déficit hídrico, a conexão que é promovida entre diferentes bacias hidrográficas pode ser acompanhada por diversos efeitos na dinâmica dos ambientes aquáticos que vão desde as mudanças na composição química e física da água, a alterações na estrutura da biota (FILHO; BUCKUP, 2005).

Recentemente, reservatórios da região Nordeste do Brasil foram conectados artificialmente à bacia do São Francisco, um dos principais rios do país, por meio de um projeto de transposição de água (Projeto de Integração do Rio São Francisco com bacias hidrográficas do Nordeste Norte/PISF). O objetivo principal do projeto foi aumentar a disponibilidade hídrica e, conseqüentemente, contribuir para o desenvolvimento socioeconômico da região, a qual tem apenas 3% da disponibilidade de água do país e abriga 28% da população brasileira, e está constantemente exposta à escassez de chuvas e má distribuição de água (BARBOSA et al., 2012). As primeiras discussões relacionados à transposição do Rio São Francisco ocorreram em meados de 1847, porém apenas depois de 170 anos, em 2017, as obras da transposição foram de fato efetivadas e as águas chegaram nos reservatórios do estado da Paraíba, os quais estavam com volume hídrico reduzido devido a um período de seca prolongada que acometia a região desde 2014.

Mesmo em meio a todos os benefícios, ainda há que se considerar os impactos negativos associados a transposição de rios nos corpos d'água receptores, como o risco de modificação da composição das comunidades biológicas nativas, redução de biodiversidade, risco de introdução de novas espécies, eutrofização e aumento da turbidez dos reservatórios receptores (RIMA, 2004). Porém, apesar dessas previsões, há poucos estudos que mostram os efeitos da transposição de um rio sobre os reservatórios receptores e aqueles que fazem essa análise têm sido limitados as mudanças nas características físicas e químicas da água ou na estrutura da comunidade de peixes (FILHO; BUCKUP, 2005).

É de se esperar que as comunidades algais sejam diretamente afetadas pela transposição de um rio, uma vez que são altamente dependentes da disponibilidade de luz e

nutrientes nos ecossistemas aquáticos (ZENG; QIN; LI, 2015). As cianobactérias são organismos planctônicos capazes de formar florações em ambientes aquáticos localizados principalmente em regiões com altas temperaturas e com concentrações elevadas de nutrientes (BRASIL et al., 2016; DALU; WASSERMAN, 2018). Especialmente quando os reservatórios são utilizados para o abastecimento público, as florações formadas pelas cianobactérias promovem diminuição da qualidade da água, dificuldades e encarecimento no processo de tratamento (KOSTIĆ et al. 2016). Além disso, a sua potencial capacidade de produzir toxinas alertam as companhias gestoras de água a realizarem o monitoramento dos mananciais, como forma de prevenir possíveis contaminações humanas carregadas pela água de abastecimento (No Brasil, Portaria de Consolidação nº5 de 2017 do Ministério da Saúde).

Determinar quais fatores podem estar relacionados com as mudanças na dinâmica de cianobactérias e na produção de cianotoxinas, é motivo de pesquisas e discussões em todo o mundo. A eutrofização, o tempo de retenção da água, a estratificação térmica, temperaturas elevadas, pH alcalino, salinização (CARVALHO et al., 2008; DANTAS et al., 2010; MEDEIROS et al., 2015; ZHANG et al., 2015), e mais recentemente as mudanças climáticas globais (PÄRTYNEN *et al.*, 2014; ANNEVILLE *et al.* 2015; HORN *et al.*, 2015) são apontadas como fatores favoráveis ao desenvolvimento e persistência das cianobactérias nos ecossistemas aquáticos.

Quais mudanças podem acontecer com as cianobactérias de sistemas aquáticos que recebem água de uma outra bacia hidrográfica com características químicas e físicas diferentes? Tentando responder a esta pergunta, o presente estudo objetivou verificar os efeitos da conexão entre diferentes bacias hidrográficas (transposição do Rio São Francisco) na abundância da composição e biomassa de cianobactérias e na concentração de cianotoxinas em reservatório receptor do semiárido. Para isto foi testada a seguinte hipótese: a entrada de águas no reservatório provenientes da transposição promove aumento na biomassa de cianobactérias e na concentração de cianotoxinas.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Neste estudo, foram realizadas coletas de água no reservatório Boqueirão pertencente a bacia do Rio Paraíba do Norte (Figura 1), localizada entre as latitudes 6°51'31" e 8°26'21" Sul e as longitudes 34°48'35" e 37°2'15". É a segunda maior bacia do estado da Paraíba com

uma área de 20.071,83km², sendo considerada uma das mais importantes do semiárido nordestino (AESAs). Dentre seus usos múltiplos, além do abastecimento público, suas águas são utilizadas para irrigação, pecuária, pesca e aquicultura.

Com o intuito de atender as necessidades da população por demanda de água, especialmente para a região semiárida que passa por longos períodos de estiagem durante o ano, as obras da transposição do Rio São Francisco foram efetivamente concluídas, e as águas chegaram ao estado da Paraíba em Março de 2017. Inicialmente, as águas transpostas foram canalizadas até o curso do Rio Paraíba, seguindo para o reservatório Poções (capacidade máxima de 29.861.562m³), na cidade de Monteiro, e depois, para o reservatório Camalaú (capacidade máxima 48.107.240m³), em Camalaú. Após percorrer uma extensão de mais de 100km pelo curso do Rio Paraíba que se encontrava totalmente seco, as águas chegaram ao reservatório de Boqueirão (capacidade máxima 411.686.287m³), o segundo maior do estado que se encontrava com apenas 3% de seu volume de água.

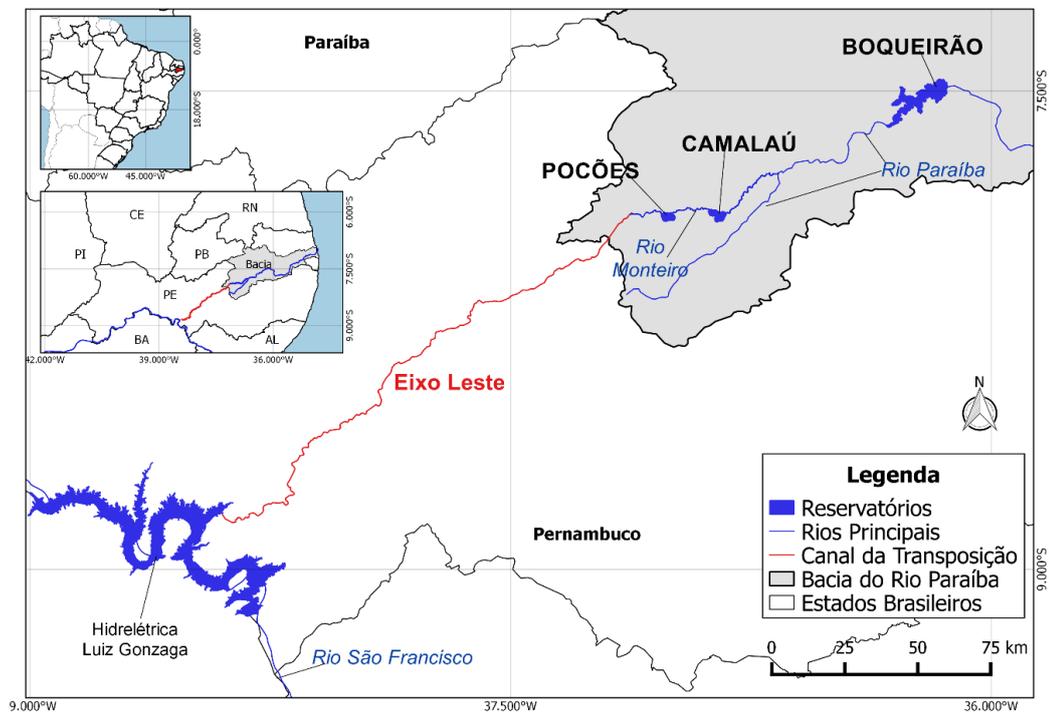


Figura 1. Mapa representativo evidenciando o trecho do Eixo Leste da transposição do Rio São Francisco e sua entrada na bacia do Rio Paraíba do Norte através da conexão com os reservatórios Poções, Camalaú e Boqueirão, localizados no estado da Paraíba, Brasil.

2.2. Amostragem e processamento das amostras

A amostragem foi realizada em períodos antes e depois da transposição, sendo, período antes, os anos de 2015 (Julho, Outubro, Dezembro), 2016 (Fevereiro, Junho, Outubro) e 2017 (Fevereiro), e período depois em 2017 (Junho, Outubro) e 2018 (Agosto) com amostras coletadas em três pontos do reservatório: ponto 1 (S1), local de entrada do rio Paraíba nos reservatórios; ponto 2 (S2), região entre o barramento e a entrada do rio Paraíba; e ponto 3 (S3), localizado no barramento. As amostras foram coletadas na subsuperfície, de onde foram retiradas subamostras para as análises químicas e biológicas.

2.2.1. Variáveis climáticas, físicas e químicas

Dados de precipitação pluviométrica e volume hídrico do reservatório foi obtido do site da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA).

Foram medidos *in situ* dados de temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido e turbidez com uso de sonda portátil multiparamétrica da marca Horiba. A transparência da água foi determinada através da extinção do disco de Secchi, e o valor encontrado foi multiplicado por 2,7 para a determinação do limite da zona eufótica (ESTEVES, 1998).

Para as análises de nutrientes dissolvidos (N-NH₄, N-NH₃, N-NH₂, SRP), as amostras foram filtradas por filtro de fibra de vidro Whatman GF/C de 47 mm de diâmetro, acondicionadas em frascos de polietileno e congeladas até a análise. Amostras não filtradas foram utilizadas para determinar as concentrações de fósforo e nitrogênio totais. Todas as análises de nutrientes seguiram os métodos descritos em APHA (2012).

2.2.2. Cianobactérias

Para estudo qualitativo das cianobactérias, as amostras foram coletadas com rede de plâncton com abertura de malha de 20µm, através de arrasto horizontal na superfície da água. Depois de coletadas foram acondicionadas em frascos de plástico e fixadas com formol 4%. A análise do material biológico foi realizada no laboratório de Ecologia Aquática do Campus I da UEPB, a partir da confecção de lâminas semi-permanentes e posteriores observações em microscópio óptico da marca Zeiss modelo Axio Lab.A1. Foram analisados em cada amostra, características morfológicas dos organismos, as quais são utilizadas para o enquadramento taxonômico dos mesmos com uso de chaves de identificação disponíveis em artigos e livros

especializados. Os táxons foram identificados a partir de amostras populacionais, sempre que possível a níveis específicos e intraespecíficos, e seguiu-se o sistema de classificação de Komarek & Agnostidis(1986); Baker (1991,1992).

Para a quantificação das cianobactérias, as amostras foram coletadas e acondicionadas em frascos com capacidade de 100mL. As alíquotas foram fixadas com lugol acético até a sua contagem. A densidade do fitoplâncton foi estimada pelo método de Utermöhl (1958) em microscópio invertido da marca Zeiss modelo Axiovert 40 C, utilizando-se tempo de sedimentação de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara, sendo contado 100 indivíduos da espécie mais abundante ou pelo menos um transecto da câmara. O biovolume foi estimado através da multiplicação da abundância de cada espécie pela média do volume celular baseado nas medidas de pelo menos 30 indivíduos (HILLEBRAND, 1999).

2.2.3. Cianotoxinas

Para a análise das concentrações das cianotoxinas, trinta litros da água do reservatório foram filtrados e concentrados através da rede de plâncton com abertura de malha de 20 μm , armazenados em frascos com volume de 250 ml e conduzidos ao laboratório em isopor com gelo.

Foram determinadas as concentrações totais ($\mu\text{g L}^{-1}$) das microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas totais pelo método *Enzyme-Linked Immuno Sorbent Assay* (ELISA), utilizando kits em placa Abraxis, Inc. (Warminster, Pa) específicos para cada toxina, seguindo as instruções do fabricante. As análises foram realizadas com o auxílio de um leitor de microplacas ASYS A-5301 (ASYS Hitech GmbH, Eugendorf, Áustria).

2.3. Análise estatística

Para verificar as diferenças significativas nas variáveis físicas e químicas entre os períodos (antes e depois da transposição), os pontos de coleta (S1, S2 e S3) e na interação períodos x pontos de coleta foi realizada a *Análise de Variância* Multivariada Permutacional (PERMANOVA), considerando 999 permutações, utilizando a função “adonis” no pacote “vegan”. Quando diferenças significativas entre os meses foram verificadas através da PERMANOVA, foi realizada a Análise de Variância a x b (ANOVA a x b) para identificar as variáveis que diferiram significativamente, seguidos do teste *a posteriori* de Tukey. A ANOVA a x b também foi realizada para verificar a diferença significativa no biovolume das

cianobactérias e na concentração das cianotoxinas os períodos, os pontos de coleta e na interação entre esses fatores. A normalidade e a homocedasticidade necessárias para esta análise foram previamente avaliadas utilizando os testes de Kolmogorov-Smirnov e Levene, respectivamente.

Para verificar a relação entre as variáveis físicas e químicas, espécies de cianobactérias e cianotoxinas entre os períodos e pontos de coleta foi realizada a Análise de Componentes Principais (ACP), utilizando o pacote “vegan” (Oksanen et al., 2017). Para essa análise e a PERMANOVA os dados foram padronizadas utilizando *Standard Deviation*.

As análises estatísticas foram realizadas considerando nível de significância de 5% e utilizando o programa *R Software* para *Windows* versão 3.0.1 (R Development Core Team, 2013).

3. RESULTADOS

3.1. Variáveis climáticas, físicas e químicas

O reservatório Boqueirão mostrava no início do estudo volume de acumulação abaixo dos 20% (Figura 2). No último mês antes da transposição (Fevereiro de 2017), o volume se encontrava abaixo dos 10%. Com a entrada das águas do Rio São Francisco, houve um aumento no volume e o reservatório chegou a apresentar 30% do volume no último mês amostrado. Foi possível observar que a precipitação não contribuiu com o aumento do volume dos reservatórios, uma vez que não ocorreu precipitação nesse mês (Figura 2).

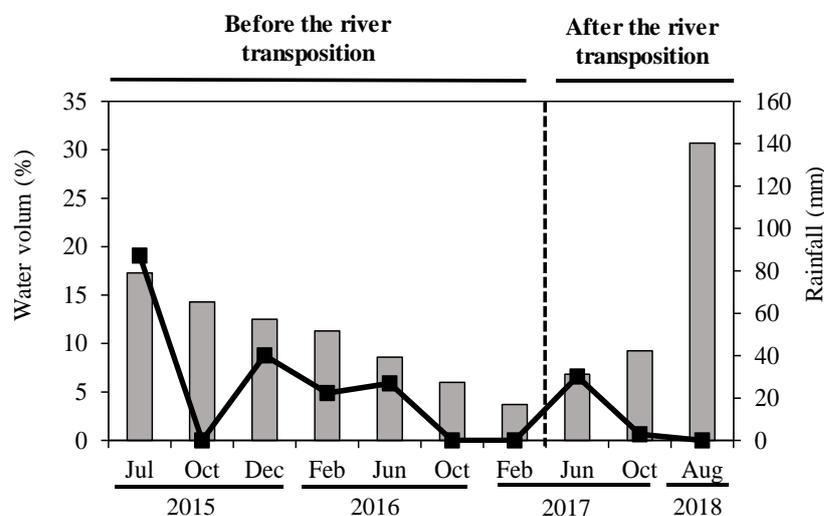


Figura 2. Volume hídrico e precipitação pluviométrica dos reservatórios Boqueirão, Paraíba-Brasil, entre Julho de 2015 e Agosto de 2018.

A temperatura da água variou entre 24 e 27 °C, o pH foi alcalino e a concentração dos nutrientes nitrogenados e fosfatados foi alta (Figura 3). Foi observada diferença significativa nas características físicas e químicas entre os períodos antes e depois da transposição (Pseudo- $F_1 = 5,82$; $p = 0,001$). Com a entrada das águas da transposição do Rio São Francisco, houve redução significativa da temperatura da água, do pH, do oxigênio dissolvido e da amônia; em contrapartida, houve aumento da turbidez, da condutividade elétrica, dos sólidos totais dissolvidos, do nitrito, do nitrato e do fósforo total (Figura 3; Tabela 1). Não foi observada diferença significativa para o fator pontos de coleta para as variáveis mensuradas (Figura 3; Tabela 1), mas houve efeito da interação transposição x pontos de coleta para as variáveis temperatura, amônia, nitrito, nitrato e fósforo total, por mostrarem valores significativamente mais baixos no ponto 3 após à transposição. A ACP explicou 62,43% da variabilidade dos dados e a ordenação mostrou a clara separação das variáveis físicas e químicas entre os períodos antes e depois da transposição (Figura 4).

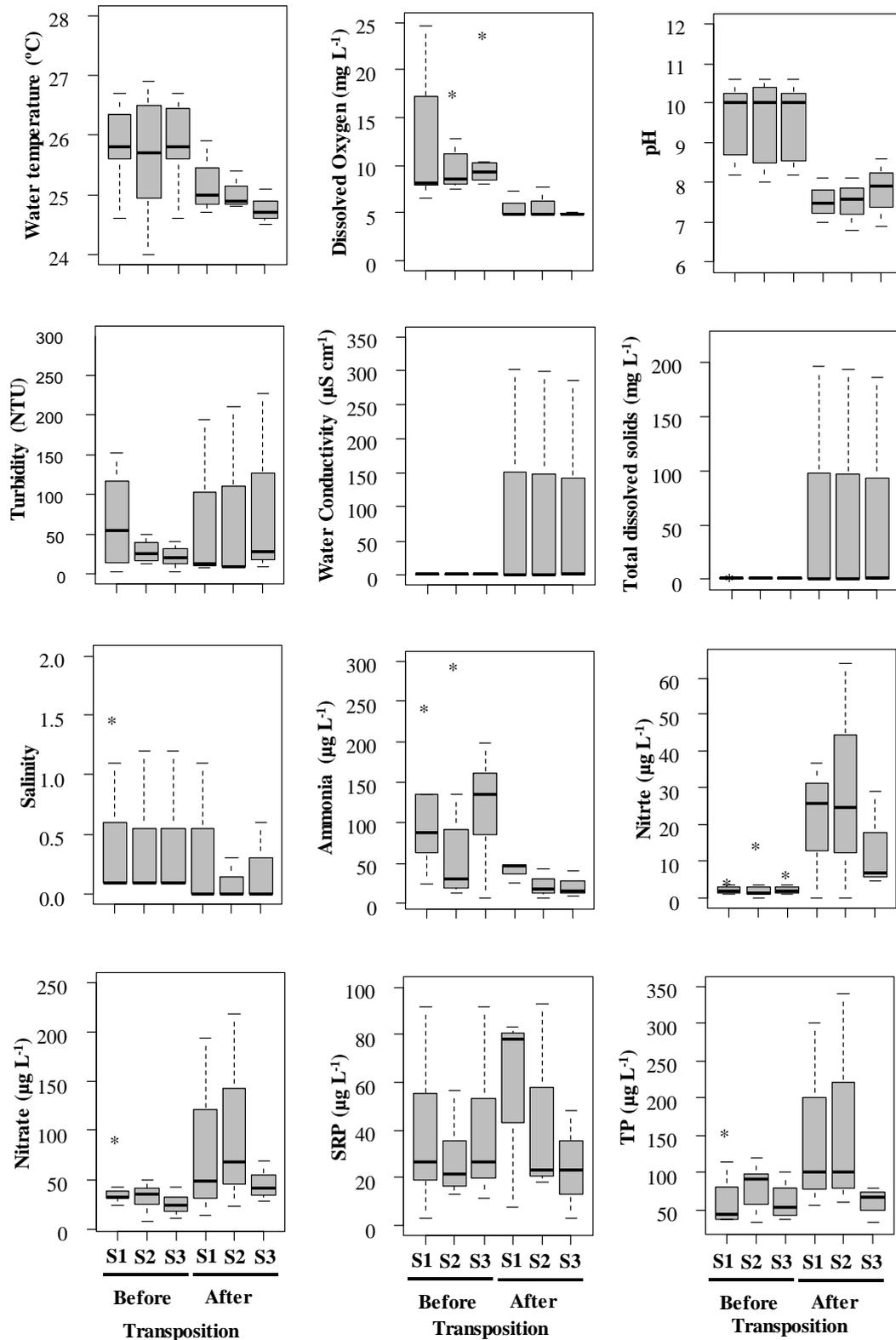


Figura 3. Variáveis físicas e químicas mensurados no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brazil. Before transposition, antes da transposição do rio São Francisco; After transposition, depois da transposição do rio São Francisco. S1, local de coleta 1; S2, local de coleta 2; S3, local de coleta 3.

Tabela 1. ANOVA fatorial a x b para as variáveis físicas e químicas mensuradas no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. Apenas os resultados significativos foram apresentados. ns, não significativo; d.f, graus de liberdade; F, fator; p, nível de significância.

Variáveis	Transposição			Pontos de coleta			Transposição x Pontos		
	d.f	F	p	d.f	F	p	d.f	F	p
Temperatura da água	1	6.66	0.0164			ns	2	0.27	0.0456
pH	1	24.52	<0.001			ns			ns
Condutividade elétrica	1	8.17	0.00866			ns			ns
Turbidez	1	7.26	0.0105			ns			ns
Oxigênio dissolvido	1	8.30	0.0082			ns			ns
Sólidos totais dissolvidos	1	8.10	0.00891			ns			ns
Salinidade			ns			ns			ns
Amônia	1	6.45	0.018			ns	2	0.16	0.0421
Nitrito	1	15.20	<0.001			ns	2	0.85	0.039
Nitrato	1	6.737	0.0159			ns		0.69	0.0457
Fósforo solúvel reativo			ns			ns			ns
Fósforo total	1	4.59	0.0425			ns	2	1.23	0.0387

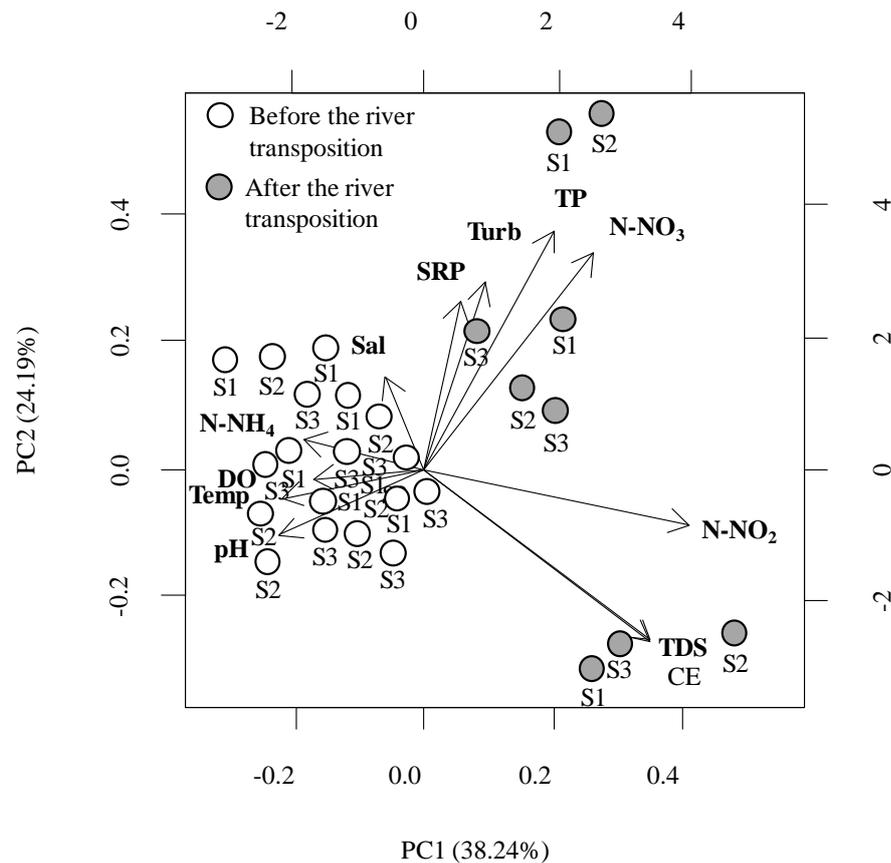


Figura 4. Análise de componentes principais (ACP) com as variáveis físicas e químicas mensuradas no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. S1, local de coleta 1; S2, local de coleta 2; S3, local de coleta 3. Temp, Temperatura da água; DO, Oxigênio dissolvido; TDS, Sólidos totais dissolvidos; Sal, Salinidade; Turb, Turbidez; N-NO₃, Nitrato; N-NO₂, Nitrito; N-NH₄, Amônia; SRP, Fósforo solúvel reativo; TP, Fósforo total.

3.2. Cianobactérias e Cianotoxinas

Um total de 14 espécies de cianobactérias foram identificadas no reservatório Boqueirão, sendo registradas 10 espécies tanto antes quanto depois da transposição (Tabela 2). Três espécies foram registradas exclusivamente após a transposição (*Eucapis densa*, *Dolichospermum circinalis* e *Synechocystis aqualis*).

O biovolume total das cianobactérias variou entre 2 e $8.185 \times 10^4 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ (Figura 5). Foi observada diferença significativa no biovolume nos períodos antes e depois da transposição ($F_1 = 16.77$; $p < 0,001$), com os maiores valores sendo registrados depois da transposição.

Antes da transposição, foi observada a dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* no ponto de coleta 1 e a codominância desta espécie e *Pseudanabaena catenata* nos pontos 2 e 3 (Figura 6). Após a transposição, houve a dominância de *D. circinalis* em todos os pontos amostrados.

As microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas totais foram detectadas durante todo o período amostrado (Figura 7). Houve efeito significativo da transposição sobre a concentração das microcistinas e cilindrospermopsinas totais ($F_1= 4,46$; $p= 0.0383$ e $F_1= 1,69$; $p= 0.0451$), sendo os maiores valores registrados após a transposição.

Tabela 2. Cianobactérias identificadas no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. S1, local de coleta 1; S2, local de coleta 2; S3, local de coleta 3.

Espécies	Antes da transposição			Depois da transposição		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
<i>Aphanocapsa koordersii</i>			x	x	x	x
<i>Aphanocapsa incerta</i>				x	x	x
<i>Chroococcus dispersus</i>	x		x	x	x	x
<i>Coelomoron tropicale</i>	x		x			
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Dolichospermum circinalis</i>				x	x	x
<i>Dolichospermum solitarium</i>	x	x				
<i>Eucapis densa</i>						x
<i>Geitlerinema splendidum</i>	x	x	x			
<i>Planktolyngbia limnetica</i>	x	x	x	x	x	
<i>Planktothrix agardhii</i>	x			x	x	x
<i>Pseudanabaena catenata</i>	x	x	x			
<i>Pseudanabaena galeata</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Synechocystis aquatilis</i>				x	x	x

A ACP para as variáveis físicas e químicas, as espécies de cianobactérias e as cianotoxinas mostrou explicabilidade de 81,72%. Na ordenação, houve a separação entre os períodos antes e depois da transposição (Figura 8). A temperatura, o pH, o oxigênio dissolvido, a salinidade e a amônia mostraram correlação direta e estiveram agrupados com as unidades amostradas do período antes da transposição. Após a transposição, estiveram correlacionadas a turbidez, a condutividade elétrica, os sólidos totais dissolvidos, o nitrito, o nitrato, o fósforo total, a espécie *D. circinalis* e as microcistinas e cilindrospermopsinas totais.

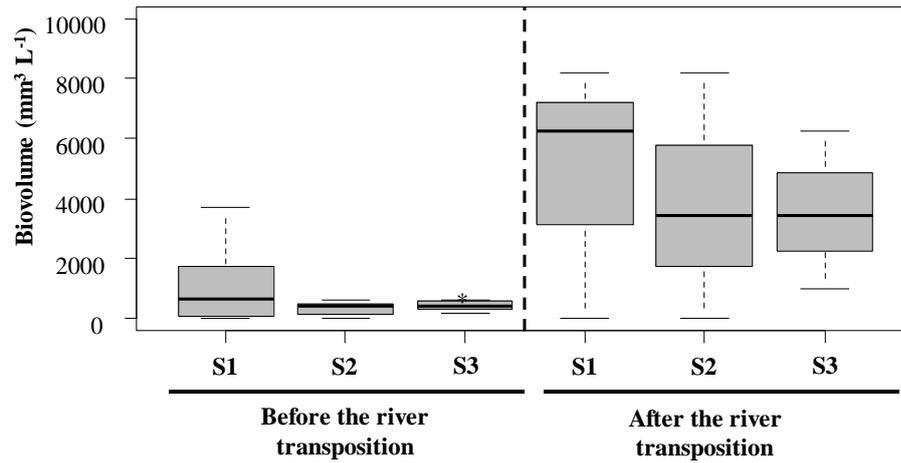


Figura 5. Biovolume total das cianobactérias no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. S1, local de coleta 1; S2, local de coleta 2; S3, local de coleta 3.

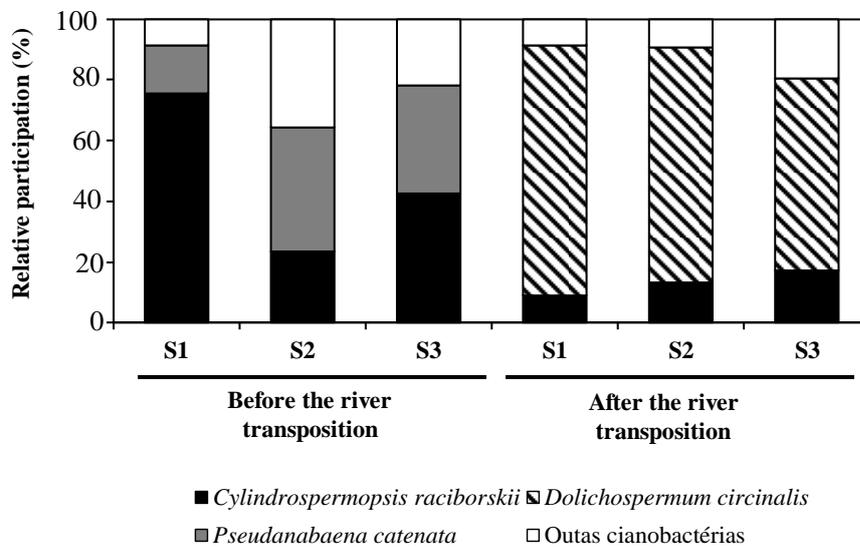


Figura 6. Participação relativa das cianobactérias identificadas no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. S1, local de coleta 1; S2, local de coleta 2; S3, local de coleta 3.

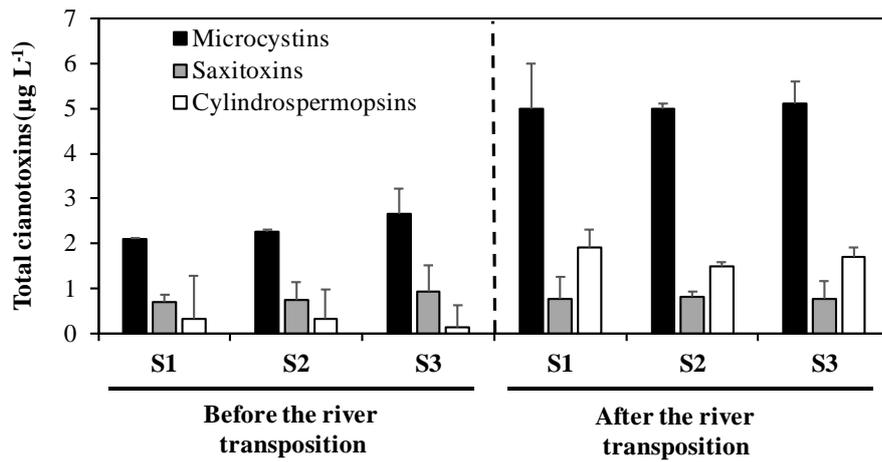


Figura 7. Microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas totais no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. S1, local de coleta 1; S2, local de coleta 2; S3, local de coleta 3.

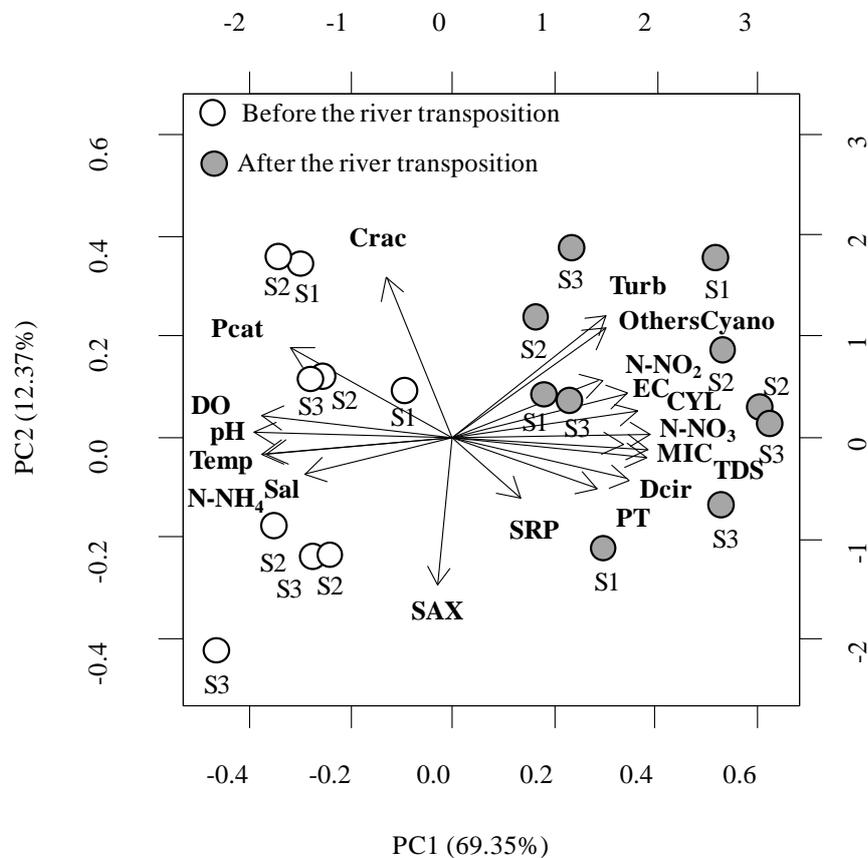


Figura 8. Análise de componentes principais (ACP) com as variáveis físicas e químicas, espécies de cianobactérias e cianotoxinas no reservatório Boqueirão, Paraíba-Brasil. S1, local de coleta 1; S2, local de coleta 2; S3, local de coleta 3. Temp, Temperatura da água; DO,

Oxigênio dissolvido; TDS, Sólidos totais dissolvidos; Sal, Salinidade; EC, Condutividade elétrica; Turb, Turbidez; N-NO₃, Nitrato; N-NO₂, Nitrito; N-NH₄, Amônia; SRP, Fósforo solúvel reativo; TP, Fósforo total; Pcat, *Pseudoanabaena catenata*; Crac, *Cylindrospermopsis raciborskii*; Dcir, *Dolichospermum circinalis*; OthersCyano, outras cianobactérias; SAX, Saxitoxinas; CYL, *Cylindrospermopsis*; Mic, Microcistinas.

4. DISCUSSÃO

As diferenças encontradas em nossos resultados entre os períodos antes e após a transposição demonstraram a redução de algumas variáveis físicas, como a transparência, pH, oxigênio dissolvido, e condutividade elétrica. Apesar do pH ter reduzido para mais próximo a neutralidade, outras variáveis que são importantes para o bom funcionamento biológico dos sistemas, também reduziram. Nossa hipótese que haveria o aumento da biomassa de cianobactérias e da produção de cianotoxinas com a entrada das águas da transposição no reservatório foi confirmada.

Antes da transposição o reservatório estudado já apresentava elevadas concentrações de nutrientes, sendo considerados como eutrofizado. Fontes pontuais e difusas contribuíam com a carga de nutrientes para os sistemas, além das próprias cargas internas advindas do sedimento, e no caso do reservatório Boqueirão, também através da liberação pelas macrófitas aquáticas que existiam em elevada biomassa nas margens desse sistema. No entanto, o fluxo de água vinda da transposição tornou-se um meio de carreamento de matéria orgânica que tinha sido acumulada no percurso do rio Paraíba no período de seca, e desse modo serviu tanto para intensificação da eutrofização, como para o aumento na turbidez. Tais mudanças nas características abióticas, em especial da turbidez, podem ser percebidas principalmente na zona de entrada do rio, que é a região onde existe o primeiro contato das águas da transposição com o reservatório.

Em um momento considerado como de seca extrema, as taxas de evaporação são mais elevadas e ocorre redução do nível da água em tempo relativamente rápido. Uma alternância de dominância e codominância entre as espécies pode existir, e apenas as que se adaptam as condições do sistema, conseguem se manter (MEDEIROS et al. 2015). No caso do período antes da transposição, os diferentes compartimentos do reservatório Boqueirão apresentaram dominância das espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* próximo a zona de entrada de rio, *Pseudoanabaena catenata* na zona de transição e codominância das duas espécies na zona de barramento.

Espécies filamentosas são fortes competidoras pelo fato de apresentarem células diferenciadas, muito embora seja visto que as diferenças nas preferências ambientais afetem muito mais a ocorrência e dominância desses organismos (SOARES et al. 2013). A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* apareceu como dominante nas amostragens realizadas no período antes da transposição, especialmente na zona próxima a entrada do rio. Em um estudo experimental, Bonilla et al. (2011), verificou que esta espécie pode aumentar sua capacidade de captação de luz através de mudanças na sua forma, proporções e composição do pigmento, e desse modo, por sua alta plasticidade fenotípica, consegue se adaptar e estabelecer em diferentes ambientes. A outra espécie filamentosa que apareceu como dominante, *Pseudonabaena catenata*, apresenta como características conseguir se desenvolver em habitats rasos e turbidos (REYNOLDS et al. 2002; PADISÁK; CROSSETTI; NASELLI-FLORES 2008)

Uma atividade de bombeamento, como a transposição, pode atuar como um distúrbio externo à organização da comunidade de algas do reservatório receptor, bem como sua severidade e frequência influenciam diretamente o estado sucessional e a dominância de espécies (FORNARELLI et al. 2011). O reservatório Boqueirão, apresentou uma elevada biomassa no final do estudo, principalmente devido a presença da espécie *Dolichospermum circinalis* registrada no último mês de amostragem com alto valor de biovolume. Esta espécie é caracterizada como tolerante a condições de baixo nitrogênio, sensível a mistura e baixa luz, usando a regulação de flutuação para otimizar as oportunidades de crescimento (REYNOLDS et al., 2002). Inicialmente, não foi encontrada no estudo, e só após alguns meses depois da transposição sua presença foi verificada e houve a ocorrência de uma floração. Sua ocorrência foi registrada no Rio São Francisco por Aragão-Tavares et al. (2015), que a encontraram com frequência ocasional, entre 30% e 40% de ocorrência, em um período de estudo de dois anos nos reservatórios de Itaparica e Xingó, pertencentes as bacias do submédio e baixo curso do Rio São Francisco, respectivamente.

A presença de *D. circinalis* no reservatório Boqueirão possivelmente está ligada a transposição do rio São Francisco para a bacia do Rio Paraíba. A conexão de rios com lagos pode ser importante para as espécies, uma vez que favorece a dispersão de organismos aquáticos (PADISÁK et al. 2015). Esta espécie de cianobactéria possui acinetos que são células diferenciadas de resistência, que podem ter sido transferidas através da conexão para os reservatórios receptores, encontrando no reservatório Boqueirão condições favoráveis para se desenvolver e formar uma floração.

Em lagos rasos de região temperada, Budzynska et al. (2019) observaram que ambientes rasos podem ser vantajosos para espécies invasoras de cianobactérias devido às suas condições de promoção da germinação do acineto, além do fato de que em tais ambientes, a luz consegue atingir o sedimento, e juntamente com boas condições de temperatura atingem o valor crítico para germinação. O fato dos acinetos poderem passar por longos períodos depositados no sedimento nos leva a pensar também na possibilidade de que já poderiam estar presentes no sistema (LI et al. 2016), e com a senescência das macrófitas aquáticas que cobriam toda região litorânea do reservatório, a falta de competição por nutrientes pode ter sido um gatilho para o desenvolvimento de *D. circinalis*.

O aumento nas concentrações de microcistinas totais e a detecção de cilindrospermopsisinas totais no período após a transposição coincidiram com as elevadas biomassas de cianobactérias registradas no reservatório Boqueirão. Nesse período a espécie *D. circinalis* foi dominante, no entanto, não se tem informações sobre a produção de microcistinas por esta espécie, apenas para o gênero *Dolichospermum* (HE et al., 2016). A produção de cilindrospermopsina em geral é relacionada a espécie *C. raciborskii*, porém o gênero *Dolichospermum* também tem sido apontado como potencial produtor (ADAMSKI et al., 2014). Os riscos oferecidos com a presença destas toxinas no reservatórios vão desde o comprometimento da biota aquática com a possibilidade de bioacumulação pelos organismos de níveis tróficos superiores, até o comprometimento da água utilizada não só para o abastecimento humano, mas para outros fins.

5. CONCLUSÃO

A transposição das águas do Rio São Francisco, para a bacia do Rio Paraíba, causou mudanças nas características físicas e químicas da água do reservatório Boqueirão, bem como promoveu o aumento da biomassa de cianobactérias e da produção de cianotoxinas. Os períodos antes e depois da transposição apresentam diferentes espécies como dominantes, sendo *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Pseudoanabaena catenata* antes, e *Dolichospermum circinalis* depois. Essas espécies possuem estratégias adaptativas que as permitem se adaptar mesmo em meio as mudanças ambientais. A presença de *D. circinalis* no reservatório Boqueirão está relacionada com a chegada das águas da transposição, uma vez que no período antes não se tem registro desta espécie. No período após a transposição também foram verificadas aumentos das concentrações de microcistinas totais, bem como houve a detecção de cilindrospermopsinas totais que coincidiram com a floração de *D. circinalis*.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A dinâmica das cianobactérias é muito variável e se diferencia conforme as particularidades de cada sistema aquático, e as relações com as variáveis abióticas. Como visto neste trabalho, os períodos de secas prolongadas, influenciadas fortemente pelas mudanças climáticas globais, condicionam os sistemas aquáticos a redução de seu volume hídrico, de modo que tal condição modifica as características físicas e químicas da água, bem como causam alteração na composição e biomassa das cianobactérias e na produção de cianotoxinas. O diferente comportamento mostrado pelos sistemas, além de refletir as peculiaridades de cada um, demonstram a capacidade adaptativa que as espécies de cianobactérias dominantes possuem para se manter no sistema mesmo em diante de mudanças. Em meio a um período de seca atípica para a região, a transposição surge como uma alternativa de reposição de recurso, mas que também causa modificações na dinâmica dos sistemas aquáticos. Os efeitos nas características físicas, químicas, o aumento na biomassa de cianobactérias e cianotoxinas observados no reservatório Boqueirão são consequências de um primeiro momento da transposição, no entanto destaca-se a necessidade de investigações continuadas uma vez que existe a possibilidade dos sistemas aquáticos retornarem ou não as suas características iniciais. Os longos períodos de estiagem também podem ser interrompidos por períodos chuvosos, e o acompanhamento dessas mudanças pode oferecer um melhor entendimento sobre os hábitos e preferência das cianobactérias, em especial nos ecossistemas aquáticos do semiárido.

6. REFERÊNCIAS

- ADAMSKI, Michał et al. Cylindrospermopsin: cyanobacterial secondary metabolite. Biological aspects and potential risk for human health and life. **Oceanological and Hydrobiological Studies**, v. 43, n. 4, p. 442-449, 2014.
- AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Disponível em: <www.aesa.pb.gov.br>. Acesso em: 10 de Dezembro de 2018.
- APHA, A. W. W. A. WEF. (2012). **Standard methods for the examination of water and wastewater**, v. 22, 2012.
- ANNEVILLE, Orlane et al. Blue-Green Algae in a “Greenhouse Century”? New Insights from Field Data on Climate Change Impacts on Cyanobacteria Abundance. **Ecosystems** v. 18, n. 3, p. 441–458 , 2015.
- BAKER, P. **Urban Water Research Association of Australia. Identification of Common Noxious Cyanobacteria, Part 1: Nostocales**. Australian Centre for Water Treatment and Water Quality Research. Research Report, 1991.
- BAKER, P. **Urban Water Research Association of Australia. Identification of Common Noxious Cyanobacteria, Part 2: Chroococcales, Oscillatoriales**. Australian Centre for Water Treatment and Water Quality Research. Research Report, 1992.
- BARBOSA, José Etham de Lucena et al. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia** v. 24, n. 1, p. 103–118 , 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-975X2012000100010&lng=en&tlng=en>.2179-975X.
- BERKOFF, Jeremy. China: the south–north water transfer project—is it justified?. **Water policy**, v. 5, n. 1, p. 1-28, 2003.
- BRASIL, Janderson et al. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. **Hydrobiologia** v. 770, n. 1, p. 145–164 , 2016. doi:10.1007/s10750-015-2578-5
- CARVALHO, Luciana Retz et al. A toxic cyanobacterial bloom in an urban coastal lake, Rio Grande do Sul State, southern Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology** v. 39, n. 4, p. 761–769 , 2008.1517-8382.
- DALU, Tatenda; WASSERMAN, Ryan J. Cyanobacteria dynamics in a small tropical reservoir: Understanding spatio-temporal variability and influence of environmental variables. **Science of the Total Environment**, v. 643, p. 835-841, 2018. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.256
- DANTAS, Ênio Wocylí; BITTENCOURT-OLIVEIRA, Maria Do Carmo; MOURA, Ariadne Do Nascimento. Spatial-temporal variation in coiled and straight morphotypes of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolsz) Seenayya et Subba Raju (Cyanobacteria). **Acta Botanica Brasilica** v. 24, n. 2, p. 585–591 , 2010.0102-3306.
- DAVIES, Bryan R.; THOMS, Martin; MEADOR, Michael. An assessment of the ecological impacts of inter- basin water transfers, and their threats to river basin integrity and

conservation. **Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems**, v. 2, n. 4, p. 325-349, 1992.

HILLEBRAND, Helmut et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of phycology**, v. 35, n. 2, p. 403-424, 1999.

HE, Xuexiang et al. Toxic cyanobacteria and drinking water: impacts, detection, and treatment. **Harmful algae**, v. 54, p. 174-193, 2016.

HORN, Heidemarie et al. Climate change impeded the re-oligotrophication of the saidenbach reservoir. **International Review of Hydrobiology** v. 100, n. 2, p. 43–60 , 2015.

HU, Weiping et al. Impacts of the Yangtze River water transfer on the restoration of Lake Taihu. **Ecological Engineering**, v. 34, n. 1, p. 30-49, 2008.

HU, Liuming et al. Effects on water quality following water transfer in Lake Taihu, China. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 4, p. 471-481, 2010.

KOMAREK, Jiri; ANAGNOSTIDIS, KI. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 2-Chroococcales. **Arch. Hydrobiol. Suppl.**, v. 73, n. 2, p. 157-226, 1986.

KOSTIĆ, Dušan et al. Drivers of phytoplankton blooms in the Vrutci Reservoir during 2014–2015 and implications for water supply and management. **Water Research and Management**, v. 6, n. 3, p. 3-12, 2006.

MEDEIROS, Luciana de Castro et al. 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, n. 3, p. 293–307 , 2015.

Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de Setembro de 2017.

MOREIRA FILHO, Orlando; BUCKUP, Paulo Andreas. A poorly known case of watershed transposition between the São Francisco and upper Paraná river basins. **Neotropical Ichthyology**, v. 3, n. 3, p. 449-452, 2005.

PADISÁK, Judit; CROSSETTI, Luciane O.; NASELLI-FLORES, Luigi. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, n. 1, p. 1-19, 2008.

PÄTYNEN, Anita et al. Modelling the impact of higher temperature on the phytoplankton of a boreal lake. **Boreal environment research**, v. 19, n. 1, 2014.

UTERMÖHL, Hans. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen**, v. 9, n. 1, p. 1-38, 1958.

ZENG, Qinghui; QIN, Lihuan; LI, Xuyong. The potential impact of an inter-basin water transfer project on nutrients (nitrogen and phosphorous) and chlorophyll a of the receiving water system. **Science of the Total Environment**, v. 536, p. 675-686, 2015.

ZHANG, N. N.; ZANG, S. Y. Characteristics of phytoplankton distribution for assessment of water quality in the Zhalong Wetland, China. **International Journal of Environmental Science and Technology** v. 12, n. 11, p. 3657–3664 , 2015.