



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
COORDENAÇÃO GERAL DOS PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO LATU SENSU  
CURSO E ESPECIALIZAÇÃO EM GESTÃO E AUDITORIA AMBIENTAL

JANIELE FRANÇA NERY

**FLORAÇÕES DE *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba  
Raju 1972 EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO: UMA ABORDAGEM  
BAYESIANA INTEGRADA**

CAMPINA GRANDE

2018

JANIELE FRANÇA NERY

**FLORAÇÕES DE *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba  
Raju 1972 EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO: UMA ABORDAGEM  
BAYESIANA INTEGRADA**

Monografia apresentada, como Trabalho de Conclusão de Curso (TCC), à Coordenação do curso de Especialização em Gestão e Auditoria Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba como exigência para obtenção do título de Especialista em Gestão e Auditoria Ambiental

Orientadora: Dra Weruska Brasileiro Ferreira

Campina Grande

2018

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.

N443f Nery, Janiele França.  
Florações de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju 1972 em reservatórios do semiárido [manuscrito] : uma abordagem bayesiana integrada / Janiele França Nery. - 2018.  
38 p. : il. colorido.  
Digitado.  
Monografia (Especialização em Gestão e Auditoria Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2018.  
"Orientação : Profa. Dra. Weruska Brasileiro Ferreira, Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."  
1. Cianobactérias. 2. Metanálise. 3. Variação hidrológica.  
4. Fatores ambientais. I. Título  
21. ed. CDD 579.3

JANIELE FRANÇA NERY  
UEPB

**PROBABILIDADE DE FLORAÇÕES DE *Cylindrospermopsis raciborskii*  
(Woloszynska) Seenayya & Subba Raju EM RESERVATÓRIOS DO  
SEMIÁRIDO: UMA ABORDAGEM BAYESIANA INTEGRADA**

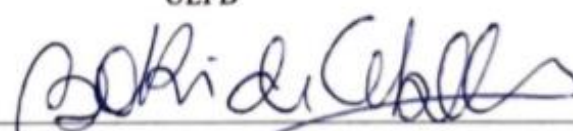
Monografia apresentada, como Trabalho de Conclusão de Curso (TCC), à Coordenação do curso de Especialização em Gestão e Auditoria Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba como exigência para obtenção do título de Especialista em Gestão e Auditoria Ambiental

Data da Avaliação: 28 / 06 / 2018

Nota: 10,0

BANCA EXAMINADORA

  
Prof. Dra. Weruska Brasileiro Ferreira (Orientadora)  
UEPB

  
Prof. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos (Examinadora)  
UEPB

  
Prof. Dr. Marcello Maia de Almeida (Examinador)  
UEPB

*Aquele que chegou para mudar minha vida, me ensinar a vencer desafios, transformar minha tristeza em alegria. A luz que faltava para deixar meu dia mais bonito, meu pequeno príncipe, Noah, dedico.*

## AGRADECIMENTOS

A conclusão deste curso consiste em mais que uma conquista acadêmica, é o reflexo de um desafio pessoal diante das boas surpresas que a vida nos oferece. Obrigada meu Deus, por sua fidelidade, por mostrar mais uma vez, que és é capaz de transformar minha vida. “O impossível Ele fará porque és precioso aos seus olhos, e se tiveres a coragem e a loucura de acreditar, então irás provar que Ele pode muito mais!” Eu creio!

Agradeço a Universidade Estadual da Paraíba por disponibilizar da estrutura necessária ao desenvolvimento do curso de Especialização em Gestão e Auditoria Ambiental, a coordenadora, prof. Gilvânia pela compreensão, paciência e simpatia ao tratar meus pedidos e dúvidas, e a todo o corpo docente do curso que me proporcionou um aprendizado prático e me instigou a ver novas perspectivas no campo profissional.

A minha família, Painho (João), Mainha (Eudinete), Dany “minha irma”, pelo apoio, mesmo a distância, compondo um porto seguro, para incentivo, aconselhamentos e motivação. Aos meus sogros (Dona Edna e Seu Marco), pelo apoio, sempre dispostos a ficar com Noah durante o período de aulas.

Agradeço em especial ao meu amigo, esposo e professor, Gleydson, por mesmo sem compreender no início essa empreitada, me apoiou, incentivou a não desistir e me proporcionou o apoio logístico e emocional para conclusão do curso. Sou grata pela bênção de ter o homem da minha vida do meu lado. Foi uma escolha sensata, a melhor das minhas decisões. Se pudesse voltar atrás, não mudaria em nada minha vida, porque foi esse caminho que me trouxe até você.

A Weruska, minha orientadora, agradeço a receptividade, por me acolher em seu laboratório, e principalmente pela confiança depositada e por não medir barreiras em me ajudar. Durante esses pouco tempo de convivência aprendi muito em sua companhia e mais que um relacionamento profissional, sua amizade e incentivo têm sido fundamentais para construção dessa nova etapa da minha vida.

E por fim, mas não menos importante, agradeço aquele que foi o maior motivador e desmotivador dessa caminhada, mesmo sem entender. Ao meu querido Noah, me desculpe pelas ausências no fim de semana, e obrigada pelo sorriso reconfortante e abraço apertado após um longo dia separados. Obrigada pela ternura, pelo amor e por me mostrar que a vida é mais que trabalho, paper, pesquisa. Sua companhia instiga a minha criatividade, me ajuda a superar o cansaço e a ser sempre melhor.

*Não é preciso ter coragem  
para agir. É agindo que ela  
aparece”*

*Roberto Tranjan*

## RESUMO

Nas últimas décadas, a espécie de cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* tem recebido crescente atenção devido ao aumento de sua distribuição geográfica e da frequência de formação de florações, em especial sistemas do semiárido. Os principais objetivos deste estudo foram: (i) determinar quais fatores ambientais são os mais importantes explicando a variação na abundância de *C. raciborskii* em reservatórios do semiárido; (ii) analisar a significância das interações entre as densidades de *C. raciborskii* e os fatores ambientais; (iii) testar através de redes bayesianas como mudanças nas condições ambientais podem alterar a probabilidade de florações de *C. raciborskii*. Para compilação do banco de dados, foi realizada uma pesquisa bibliográfica de artigos publicados em periódicos indexados nas plataformas Scielo e Scopus. apenas artigos que relataram a ocorrência de *C. raciborskii* foram considerados. Após leitura 3 trabalhos foram selecionados, Bouvy et al., (2000), Moura et al., 2008; Vasconcelos et al., 2011, os quais apresentaram valores de transparência da água (m), temperatura da água (°C), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg}/\text{L}$ ), concentrações de amônio ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), SRP (fósforo solúvel reativo) ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), fósforo total ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), densidade de cianobactérias ( $\text{cel}/\text{mL}$ ) e *Cylindrospermopsis raciborskii* ( $\text{cel}/\text{L}$ ). Usando esses dados, construímos uma rede bayesiana para analisar a sensibilidade do desenvolvimento de florações de *C. raciborskii* a diferentes fatores ambientais, considerano três categorias de risco (baixo, médio e alto) com base na abundância de células. Transparência da água e volume dos reservatórios foram as variáveis mais importantes para previsão de florações de *C. raciborskii* em sistemas do semiárido. Independente da capacidade de acumulação dos reservatórios e complexidade de interações entre as variáveis, a rede bayesiana proposta mostrou-se um instrumento útil para: explorar as interações entre oscilação do volume nos reservatórios com nutrientes e temperatura simultaneamente, constituindo assim uma ferramenta potencial para manejo e gestão dos recursos hídricos do semiárido.

Palavras – Chave: Cianobactérias; Metanálise; variação hidrológica

## ABSTRACT

In recent decades, the cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* has received increasing attention due to the increase of its geographical distribution and the frequency of blooming, especially in the semi-arid systems. The main objectives of this study were: (i) to determine which environmental factors are the most important, explaining the variation in the abundance of *C. raciborskii* in semiarid reservoirs; (ii) to analyze the significance of interactions between *C. raciborskii* densities and environmental factors; (iii) testing through Bayesian networks as changes in environmental conditions may alter the probability of flowering of *C. raciborskii*. For compilation of the database, a bibliographic search of articles published in journals indexed on the platforms Scielo and Scopus was carried out. Only articles that reported the occurrence of *C. raciborskii* were considered. After reading 3 papers were selected, Bouvy et al., (2000), Moura et al., 2008; Vasconcelos et al., (2011) that contents information about, water temperature (°C), pH, electrical conductivity ( $\mu\text{S} / \text{cm}$ ), dissolved oxygen ( $\text{mg} / \text{L}$ ), ammonium concentrations ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), SRP (reactive soluble phosphorus) ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), total phosphorus ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), cyanobacteria ( $\text{cel}/\text{mL}$ ) and *C. raciborskii* ( $\text{cel}/\text{mL}$ ) densities. Using these data, we constructed a Bayesian network to analyze the sensitivity of the development of *C. raciborskii* blooms to different environmental factors, considering three risk categories (low, medium and high) based on abundance of cells. Water transparency and reservoir volume were the most important variables for predicting *C. raciborskii* blooms in semi-arid systems. Regardless of reservoir accumulation capacity and complexity of interactions between variables, the proposed Bayesian



network proved to be a useful tool to: explore the interactions between volume oscillations in the reservoirs with nutrients and temperature simultaneously, thus constituting a potential tool for management and management of water resources in the semi-arid region.

**Key words:** Cyanobacteria; Meta-analysis; hydrological variation

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Média, Desvio Padrão das variáveis ambientais e resultados da ANOVA (p) indicando os efeitos do tamanho dos reservatórios sobre as variáveis ambientais nas águas do reservatórios.

Tabela 2. Resultados da análise de modelo linear (DISTLM) representando as variáveis que descrevem as variação da abundância de *C. raciborskii* para os reservatórios.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1.: Abundância relativa de *C. raciborskii* em reservatórios do semiárido, nos períodos de seca e chuva.

Figura 2.: Resultados da ordenação da db-RDA para a densidade de *C. raciborskii* nos períodos de seca e chuva, para os reservatórios de classe I, classe II e classe III. reservatórios Camalaú (círculos abertos) e Cordeiro (losangos sólidos) nos períodos de seca (A) e Chuva (B). Transp - Transparência da água; N-NH<sub>4</sub> – Amônio; SRP – Fósforo Solúvel Reativo; PT- Fósforo Total

Figura 3.: Estrutura da Rede Byesiana para determinação e florações de *C. raciborskii* em reservatórios do semiárido de Classe I(A), II (B) e III (C).

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	10
<b>2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	13
2.1 <i>Florações de Cianobactérias</i> .....	13
2.2 <i>Cilindrospermopsis raciborskii</i> .....	15
2.2 <i>Redes Bayesianas e Metanálise</i> .....	17
<b>3. OBJETIVOS</b> .....	19
3.1 <i>Objetivo Geral</i> .....	19
3.2 <i>Objetivos Específicos</i> .....	19
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	19
4.1 <i>Compilação dos dados</i> .....	19
4.3 <i>Construção das redes bayesianas</i> .....	20
4.4 <i>Construção de cenários preditivos</i> .....	21
<b>5. RESULTADOS</b> .....	21
5.1 <i>Análise do banco de dados</i> .....	21
5.2 <i>Redes Bayesianas</i> .....	24
5.3 <i>Cenários Preditivos</i> .....	27
<b>6. DISCUSSÃO</b> .....	27
<b>6. CONCLUSÃO</b> .....	29
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	30

## 1. INTRODUÇÃO

Florações de cianobactérias são uma questão de saúde pública, uma vez que estes organismos são potencialmente produtores de cianotoxinas, e além dos perigos relacionados a ingestão da água (BITTENCOUT-OLIVEIRA *et al.*, 2011; BITECONOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2014), as cianotoxinas também podem ser bioacumuladas nos tecidos vegetais e animais, o que provoca riscos a ingestão de hortaliças irrigadas com águas contaminadas (BITTENCOUT-OLIVEIRA *et al.*, 2016; CORDEIRO-ARAÚJO *et al.*, 2017) bem como consumo de pescado e outros animais aquáticos (VASCONCELOS *et al.*, 2013; MENDES *et al.*, 2016).

A distribuição geográfica de algumas cianobactérias potencialmente tóxicas está aumentando (FRISTACHI *et al.*, 2009, WINTER *et al.*, 2011) e espécies historicamente observadas em sistemas subtropicais (por exemplo, *Cylindrospermopsis raciborskii*) recentemente invadiram regiões de latitude média (RYAN *et al.*, 2003, BRIAND *et al.*, 2004, SINHA *et al.*, 2012) e se tornaram mais amplamente distribuídas. No Nordeste do Brasil, que é caracterizado por um clima semiárido, florações permanentes de cianobactérias têm sido frequentemente reportadas (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2014; LOPES *et al.*, 2015; BRASIL *et al.*, 2016; LINS *et al.*, 2016) e são favorecidas pelo baixo volume de água dos reservatórios, altas temperaturas, elevado tempo de retenção da água e eutrofização artificial dos reservatórios (WILK-WOZNIAK *et al.*, 2015).

Em reservatórios do semiárido, a dominância de cianobactérias também tem sido atribuída à fraca pressão de herbivoria (BOUVY *et al.*, 1999). Por outro lado, um aumento da diversidade do zooplâncton durante e após eventos de florações de cianobactérias foi relatado por Bouvy *et al.*, (2001). Copépodos calanoida e rotíferos têm sido apontados como os componentes do zooplâncton de maior importância em reservatórios mesotróficos e eutróficos do semi-árido (BOUVY *et al.*, 2001; ESKINAZI-SANT'ANNA *et al.* 2006.; SOUZA *et al.*, 2008), possivelmente por sua capacidade de fragmentar filamentos de cianobactérias (BOUVY *et al.*, 2001), ou, no caso de rotíferos, por sua tolerância à elevada turbidez abiogênica, comum nesses ambientes (SOUZA *et al.*, 2008; LEITÃO *et al.*, 2018).

Apesar de vários fatores serem relacionados a ocorrência de cianobactérias no semiárido, ainda não está claro como os impactos individuais ou cumulativos de mudanças na temperatura, nutrientes, conectividade global ou outros fatores afetam o crescimento de populações específicas de cianobactérias (JOHNK *et al.*, 2008, BROOKES E CAREY, 2011; HUBER *et al.*, 2012).

*Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju é a espécie mais freqüente em reservatórios do semiárido brasileiro (MOURA *et al.*, 2016), sendo considerada uma espécie exótica e invasora, para esta região. Acredita-se, baseado em aspectos ecológicos, fisiológicos e genéticos, que *C. raciborskii* se expandiu da África e Austrália para Eurásia e Americas, colonizando assim todo o globo (WILK-WOZNIAK *et al.*, 2015). O sucesso de expansão dessa espécie deve-se a combinação de vários fatores como: (i) tolerância ecológica; (ii) rápida capacidade de adaptação; (iii) elevada capacidade fenotípica; e (iv) capacidade de rápida adaptação a condições extremas. No entanto, *C. raciborskii* foi observada majoritariamente em locais com águas quentes (>20°C), baixa transparência da água e elevada concentração de nutrientes.

No semiárido brasileiro, *C. raciborskii* esteve associada a produção de cilindrospermopsinas (BITENCOUTT-OLIVEIRA *et al.*, 2011), um alcaloide tricíclico, cuja estrutura molecular é composta por uma guanina tricíclica combinada com um hidroximetiluracil (VAN APELDOORN *et al.*, 2007). O efeito dessa toxina nos organismos é devido a sua citotoxicidade e ocorrem por duas maneiras: (i) inibição da síntese protéica e (ii) efeito do metabólito tóxico gerado após a biotransformação no sistema do citocromo P450 (FALCONER, 2005). A exposição humana à cilindrospermopsina pode ocorrer pela ingestão da água contaminada com a toxina durante atividades recreacionais ou pela ingestão de alimentos (peixe) ou pela água contaminada com a toxina. O contato dérmico com a cilindrospermopsina pode ocorrer durante o banho de chuveiro ou na banheira, ou durante atividades recreacionais, tais como: andar na água, nadar, ou fazer esportes aquáticos.

Destacando a importância relativa desses fatores, estimar a probabilidade de ocorrência *C. raciborskii*, sob diferentes condições ambientais, usando um quadro estatístico simplificado seria extremamente útil para melhorar nossa compreensão dos processos de formação de florações desta alga, além de apoiar decisões quanto as técnicas de manejo dos reservatório e tratamento da água, visto os riscos relativos ao consumo de águas contaminadas com cilindrospermopsinas e outras toxinas produzidas por *C. raciborskii*. Vários trabalhos analisaram a relação estatística entre a disponibilidade de nutrientes e a incidência de *C. raciborskii*, incluindo pesquisas em reservatórios do semiárido (CARVALHO *et al.*, 2011; CARVALHO *et al.*, 2013, MOURA *et al.*, 2015), contudo este problema tem sido mais frequentemente avaliado em uma escala específica do local (ARHONDITSIS *et al.*, 2007), mas não em escala regional devido a desafios relacionados à falta de dados cobrindo gradientes gerais de nutrientes e temperatura, bem como a falta de um quadro analítico abrangente. Abrangendo uma ampla gama de condições permitirá uma aplicação direta do modelo

estatístico para diferentes sistemas, onde a informação é muito limitada para desenvolver outros modelos detalhados como determinísticos ou baseados em processos. Além disso, a calibração de modelos com dados de lagos que abarcam uma ampla faixa latitudinal e cobrem uma ampla gama de condições de nutrientes deve resultar em modelos mais aplicáveis quando comparados aos calibrados para um único reservatório (RIGOSI *et al.*, 2015).

As redes bayesianas são um método alternativo à inferência clássica que permite incorporar informações a priori sobre os parâmetros do modelo. Ao contrário dos métodos clássicos, os métodos bayesianos consideram os parâmetros dos modelos como quantidades aleatórias atribuindo distribuição de probabilidades (distribuição a priori e a posteriores) sobre os parâmetros (McCARTHY, 2007). Assim, apresentam uma estrutura útil para abordar o problema de calibração, deste modo pode-se integrar múltiplas fontes de informação para estimar os valores dos parâmetros do modelo e porque são responsáveis pela incerteza dos resultados, evitando assim a dependência de um único resultado determinístico que não reflita a variabilidade natural inerente do ecossistema (ARHONDITSIS *et al.*, 2007). As redes bayesianas são baseadas graficamente e por isso são mais fáceis de entender do que muitas ferramentas de modelagem, contituindo um poderoso instrumento de comunicação que representa incertezas e podem ser facilmente atualizadas à medida que dados ou conhecimento se tornam disponíveis.

Em metanálise, onde um dos principais objetivos é estimar uma medida metanalítica, o enfoque bayesiano tem como princípio combinar aos estudos as informações externas, isto é, definir uma distribuição a priori para a medida metanalítica e para a variabilidade entre os estudos e incorporá-las à análise. Devido a dificuldade de encontrar um número suficiente de estudos adequados a metanálise, os métodos bayesianos são sugeridos como uma possível solução para a obtenção de estimativas combinadas mais confiáveis. Além de facilitar a interpretação dos resultados os modelos bayesianos, através de níveis hierárquicos, apresentam uma estrutura mais natural que proporciona uma metodologia flexível para acomodar a complexidade dos modelos (CLARK, 2005).

Nesse contexto, os principais objetivos deste estudo foram: (i) conhecer quais fatores ambientais são os mais importantes explicando a variação na abundância de *C. raciborskii* em reservatórios do semiárido; (ii) analisar a significância das interações entre as densidades de *C. raciborskii* e os fatores ambientais; (iii) testar através de redes bayesianas como mudanças nas condições ambientais podem alterar a probabilidade de florações de *C. raciborskii*.

## 2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1 *Florações de Cianobactérias*

Cianobactérias são organismos procariotos fotossintetizantes, que em razão de sua longa história evolutiva, datadas do Pré-Cambriano, foram capazes de colonizar todos os ecossistemas do planeta (FARQUAHR et al. 2000). Entretanto, são mais comumente encontradas em ambientes marinhos e de água doce, contribuindo com grande parte da produtividade primária e do fluxo de energia em ecossistemas eutrofizados (SANT'ANA et al. 2006). Algumas espécies de cianobactérias são diazotróficas, ou seja, podem fixar, em estruturas denominadas heterocitos, o nitrogênio atmosférico na forma metabolizável de amônio, formarem acinetos, que são células diferenciadas que funcionam como esporos de resistência, e controlarem sua posição na coluna d'água através de estruturas denominadas aerótopos (WHITTON & POTTS 2000). Esses organismos são também capazes de sintetizar uma série de compostos secundários, com efeitos biológicos tóxicos, chamados de cianotoxinas (CARMICHAEL, 1992).

Florações de cianobactérias potencialmente tóxicas têm sido registradas com grande frequência em vários países como: Canadá, EUA, Portugal, Inglaterra, Alemanha, África do Sul, China, Austrália, entre outros (YOO et al. 1995). No Brasil, florações de cianobactérias são amplamente distribuídas, tanto na região tropical quanto na região subtropical, sobretudo em mananciais utilizados para o abastecimento público, (SANT'ANNA & AZEVEDO 2000; SANT'ANNA et al. 2008; COSTA & AZEVEDO 1994; AZEVEDO, 1998; HUSZAR e SILVA, 1999; LAGOS et al. 1999; DOMINGOS et al. 1999; SANT'ANNA & AZEVEDO 2000; CONTE et al. 2000; MATTHIENSEN & BARBOSA 2003; YUNES et al. 2003; BRANCO e SENNA, 1994; BOUVY et al. 1999; KOMÁRKOVÁ et al. 1999; MAGALHÃES e AZEVEDO, 1998; BOUVY et al. 2000; MARINHO e HUSZAR, 2002; MOLICA et al. 2002).

Na Região Nordeste, Huszar et al. (2000) reportaram a dominância de cianobactérias em oito reservatórios urbanos, incluindo quatro açudes do semi-árido pernambucano. Bouvy et al. (2000) também relataram que entre 39 reservatórios investigados na região do semi-árido pernambucano, 27 deles apresentaram predominância de *Cylindrospermopsis*. No semi-árido do Rio Grande do Norte, muitos reservatórios utilizados para abastecimento público apresentam condições eutróficas e eventualmente hipereutróficas, com constantes ocorrências de florações de cianobactérias como *Microcystis aeruginosa*, *Planktotrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Anabaena circinalis* (CHELLAPPA, 1990; CHELLAPPA et al. 1996; COSTA et al. 1998; COSTA et al. 2001; MORALES 2003; COSTA et al. 2006a, 2006b; ESKINAZI-SANT'ANNA et al. 2006; MARTIN, 2006; PANOSSO et al. 2007).

Na Paraíba, concentra-se na bacia do alto-médio Paraíba o primeiro registro de florações de *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii* (Barbosa & Watanabe, 2000; Mendes & Barbosa, 2004). Nos últimos dez anos, estudos da comunidade fitoplanctônica em reservatórios do estado apontaram florações de cianobactérias, destacando-se os trabalhos de Barbosa et al. (1996) no Parque Solon de Lucena; Araújo et al. (2005) no reservatório de Soledade; Nascimento et al. (2005), Lins (2006), Silva-Neto et al. (2006) na Barragem de Acauã. Vasconcelos et al., (2011) confirmou a ocorrência de florações tóxicas de cianobactérias em 15 dos 20 maiores reservatórios de abastecimento público do Estado da Paraíba (90% da água de abastecimento do Estado), sendo em três desses reservatórios detectado bioacumulação destas toxinas em níveis preocupantes no pescado cultivado em tanques-rede.

As cianotoxinas constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos produzidos pelas cianobactérias e, embora ainda não estejam devidamente esclarecidas as causas de sua produção, têm-se assumido que esses compostos tenham função protetora contra herbivoria, como acontece com alguns metabólitos de plantas vasculares (CARMICHAEL, 1992). De acordo com o mecanismo de ação as cianotoxinas são divididas em três grupos: hepatotoxinas, dermatotoxinas e as neurotoxinas. Estas toxinas têm sido responsáveis por casos de intoxicação de animais tanto da fauna silvestre quanto doméstica em todo o mundo (CHORUS e BARTRAM, 1999; FREEMAN 2000; BRIAND et al. 2002) e também do homem (JOCHIMSEM et al. 1998; CARMICHAEL et al. 2001).

O tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias é ocasionado por hepatotoxinas, que apresentam uma ação mais lenta, podendo causar morte num intervalo de poucas horas a poucos dias. As microcistinas são as hepatotoxinas mais estudadas, estas chegam aos hepatócitos por meio de receptores dos ácidos biliares e promovem uma desorganização do citoesqueleto dos hepatócitos. Como consequência, o fígado perde sua arquitetura e desenvolve graves lesões internas. A perda de contato entre as células cria espaços internos que são preenchidos pelo sangue que passa a fluir dos capilares para esses locais, provocando uma hemorragia intra-hepática (CARMICHAEL et al. 2001).

Um dos casos mais graves de intoxicação no homem por microcistina ocorreu na região Nordeste do Brasil, a morte de cerca de 50 pacientes renais foi atribuída à intoxicação por cianotoxinas e ficou conhecida como Síndrome de Caruaru (CARMICHAEL et al. 2001). Análises prévias da água do reservatório de abastecimento da cidade indicaram cianobactérias como grupo dominante, bem como a presença de microcistinas no sistema de tratamento de água na clínica de hemodiálise e também no soro e em amostras de tecido do fígado dos pacientes (JOCHIMSEN et al. 1998; AZEVEDO et al. 2002).



As neurotoxinas produzidas por cianobactérias podem ser divididas em três sub-grupos: anatoxina-a, anatoxina-a(s) e saxitoxinas. Essas toxinas agem em vertebrados através de diferentes mecanismos fisiológicos, entretanto, todas levam a morte por parada respiratória (MOLICA & AZEVEDO, 2009). Essas neurotoxinas inibem a condução nervosa por bloqueio dos canais de sódio e cálcio, afetando a permeabilidade ao potássio, levando o indivíduo a óbito de minutos a poucas horas (SU et al. 2004).

Algumas substâncias sintetizadas por algas causam severas dermatites de contato: as lipopolissacarídeoas (LPS) que compõem as dermatotoxinas. Estes são agentes pirogênicos, capazes de induzir irritação na pele e alergias (SANT'ANA et al. 2006).

O sucesso da proliferação das cianobactérias é geralmente influenciado por diversos fatores, tais como concentração de fósforo e nitrogênio, razão N:P, luz, temperatura, oxigênio, pH, herbivoria e estabilidade da coluna d'água, podendo estes parâmetros agirem sinergeticamente e antagonicamente (FERNANDES et al. 2009). Condições climáticas (aquecimento global, El Niño, La Niña) também favorecem a ocorrência de florações.

A ampla distribuição desses organismos deve-se à versatilidade de seu metabolismo e às adaptações estruturais e enzimáticas. Nas cianobactérias, assim como nas demais algas, a clorofila-a assume o papel de principal pigmento para absorção de luz e realização da fotossíntese. Estas algas possuem ficobiliproteínas, as quais absorvem luz eficientemente no espectro entre o pico de absorção da clorofila-a e dos carotenóides, sendo suas sínteses suscetíveis às variações ambientais, especialmente quantidade e qualidade de luz (HOEK et al. 1995). Tais características possibilitam absorção mais eficiente de luz e, conseqüentemente, exploração de uma grande variedade de nichos ecológicos. Algumas espécies de cianobactérias apresentam capacidade de fixação de nitrogênio atmosférico, através de estruturas especializadas denominadas heterocitos, que favorece seu desenvolvimento em ambientes com baixa concentração de compostos nitrogenados. Em condições adversas produzem células diferenciadas (acinetos) que funcionam como esporos de resistência, permitindo a sobrevivência da célula por longos períodos. A célula procariótica dispõe de espaços vazios, em função da ausência de algumas organelas, facilitando a formação de vacúolos gasosos (aerótopos), que permitem migração dos organismos na coluna d'água, podendo estes, buscarem a profundidade em que tanto a intensidade luminosa quanto a concentração de nutrientes são favoráveis (FALCONER et al. 2007).

## 2.2 *Cylindrospermopsis raciborskii*

Nas últimas décadas, a espécie de cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* tem recebido crescente atenção devido ao aumento de sua distribuição geográfica e da frequência

de formação de florações (PADISÁK, 1997; BRIAND *et al.*, 2002; SINHA *et al.*, 2012; SUKENIK *et al.*, 2012; VASCONCELOS *et al.*, 2011). Os mecanismos que governam a expansão geográfica e a formação de florescimento de *C. raciborskii* envolvem sua alta plasticidade e tolerância fisiológica a uma ampla gama de condições ambientais, tais como luz, nutrientes e temperatura, bem como suas interações antagônicas com outras espécies fitoplanctônicas (BEAMUD *et al.*, 2016; BURFORD *et al.*, 2016). Além disso, a produção de aleloquímicos por *C. raciborskii* tem sido proposta como uma vantagem adicional à dominância desta espécie via inibição de outros competidores de cianobactérias, incluindo *Microcystis aeruginosa* (FIGUEREDO *et al.*, 2007; MELLO *et al.*, 2012).

Episódios de floração tóxica são considerados prejudiciais aos ecossistemas devido ao seu impacto na qualidade da água, o que diminui a eficiência da transferência de energia de produtores primários para consumidores (LÜRLING & ROESSINK, 2006) e apresenta potenciais riscos para a saúde de animais e humanos (HUMPAGE *et al.*, 2000; CHELLAPPA *et al.*, 2008). Diferentes cepas de *C. raciborskii* podem produzir compostos citotóxicos (cilindropermopsina) ou neurotóxicos (saxitoxina). No Brasil, havia apenas relatos de cepas produtoras de saxitoxina desta cianobactéria (MOLICA *et al.*, 2002; FERRÃO-FILHO *et al.*, 2009), contudo o primeiro registro de cilindropermopsinas foi feito por Bittencou-Oliveira *et al.*, (2011) em reservatórios do semiárido.

O mecanismo de ação da saxitoxina é o bloqueio reversível dos canais de sódio nos neurônios, levando a potenciais de ação prejudicados, paralisia dos músculos e parada respiratória (SIVONEN & JONES, 1999). É reconhecida como uma das cianotoxinas mais potentes, com uma dose letal para camundongos de cerca de 10 µg/kg por injeção intraperitoneal (CHORUS & BARTRAM, 1999). Sinais e sintomas em humanos podem variar de formigamento, dormência, dores de cabeça, fraqueza e dificuldade em respirar. Em casos de ingestão letal, a parada respiratória e a morte podem ocorrer em 3-4 horas (ETHERIDGE, 2010).

O mecanismo de toxicidade das cilindropermopsinas ainda está sob investigação. Até agora, sabe-se que a captação dessa toxina é relativamente rápida, em ensaios *in vitro*, verificou-se o bloqueio completo e irreversível da síntese protéica após 1 h de exposição (FROSCIO *et al.*, 2003). É também reconhecido que a inibição da síntese proteica ocorre no ribossomo durante o passo de alongamento da cadeia peptídica, com a porção uracilo e o hidroxilo na posição C7, sendo crucial para a toxicidade (BANKER *et al.*, 2001; FROSCIO *et al.*, 2003). Nos mamíferos, a cilindropermopsinas podem causar danos ao fígado, rins, timo e coração e é considerado hepatotóxico, citotóxico e neurotóxico; e também um carcinogênico em potencial

(FALCONER E HUMPAGE, 2006). Além disso, a cilindrospermopsinas parece ser capaz de inibir a síntese da glutathione (RUNNEGAR *et al.*, 1995) e a ativação da cilindropermopsina pelo citocromo P450 parece aumentar ainda mais a toxicidade (NORRIS *et al.*, 2002; HUMPAGE *et al.*, 2005).

No passado, a exposição humana ao CYN era principalmente atribuída a contato direto com a toxina, por exemplo, durante a natação e atividades esportivas aquáticas e uso de água potável contaminada (KITTLER *et al.*, 2012). Recentemente, várias cianotoxinas foram detectados na dieta humana, devido à sua bioacumulação no tecidos de organismos aquáticos (SAKER *et al.*, 2004; MOHAMED E HUSSEIN, 2006; IBELINGS E CHORUS, 2007) e culturas agrícolas irrigadas (CODD *et al.*, 1999; CRUSH *et al.*, 2008; MOHAMED E ALSHEHRI, 2009; PRIETO *et al.*, 2011; KITTLER *et al.*, 2012; GUTIÉRREZ-PRAENA *et al.*, 2014; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2016; CORBEL *et al.*, 2014; CORDEIRO-ARAÚJO *et al.*, 2016; DROBAC *et al.*, 2017).

O tratamento da água com *C. raciborskii* e cilindrospermopsinas constitui um desafio para as empresas de saneamento e estudiosos da água. Os longos filamentos de *C. raciborskii* são propensos a danos durante os processos oxidativos, aumentando os riscos de liberação de toxinas ao longo do processo de tratamento da água (LI *et al.*, 2018). Deste modo reconhecer fatores que regulam a ocorrência de *C. raciborskii* para manejo do reservatório constitui uma alternativa mais efetiva, considerando a saúde do ambiente.

## 2.2 Redes Bayesianas e Metanálise

O enfoque bayesiano na metanálise é uma técnica recente que ainda está sendo explorada, contudo já é possível encontrar na literatura diversas razões que sobrepõem esta ao enfoque clássico (McCATHY, 2007). Existem três vantagens básicas para a preferência de uma análise bayesiana (i) a possibilidade de considerar o conhecimento prévio; (ii) a flexibilidade da modelagem e (iii) a naturalidade da interpretação dos resultados. No contexto de metanálise, quando o número de estudos selecionados na revisão sistemática é pequeno, têm-se dificuldades de estimar medidas de efeito metanalíticas através da teoria clássica, pois esta depende de pressupostos assintóticos. Nestes casos, a metanálise bayesiana também é sugerida como uma possível solução para obtenção de estimativas combinadas mais confiáveis (SANDERS, 2009).

Uma rede bayesiana consiste em uma combinação de ligações gráficas e correlações estatísticas entre as variáveis mais importantes do sistema estudado. As variáveis são representadas como nós e relacionamentos de dependência unidirecionais são desenvolvidos entre uma variável e outra. As redes bayesianas utilizam-se de expressões probabilísticas em vez de determinísticas para descrever a relação entre as variáveis. Cada seta que liga um nó

"pai" a um nó "filho" representa uma distribuição de probabilidade condicional que descreve a probabilidade de cada valor do nó filho dada a combinação de valores dos nós principais (BORSUK et al. 2004 , HAMILTON et al., 2007). As redes bayesianas usam a estrutura de rede para calcular a probabilidade de que certos eventos ocorrerão e como essas probabilidades serão alteradas, dadas observações subsequentes ou intervenções de gerenciamento. Os modelos Bayesianos fornecem uma estrutura útil para analisar cenários alternativos de mudança de sistema (BROMLEY *et al.*, 2005, QUINN *et al.*, 2013), sendo uma ferramenta importante na estimativa de parâmetros e no teste de hipóteses, principalmente no campo da tomada de decisões ambientais (ELLISON, 1996).

Além disso, tais redes são reconhecidas como uma estrutura útil para modelagem ecológica e gerenciamento de recursos, particularmente na representação da variabilidade populacional e no apoio a processos de tomada de decisão (BROMLEY *et al.* 2005, QUINN *et al.* 2013). Existem poucos exemplos da aplicação de BNs para estudar a eutrofização e, em particular, o desenvolvimento de bloom de cianobactérias. Para prever a proliferação de algas específicas do local, modelos estatísticos como redes neurais têm sido extensivamente utilizados (MAIER *et al.*, 1998, LEE *et al.* 2003, MUTTIL E CHAU 2006) ou, em outros casos, conhecimento estatístico bayesiano foi combinado com modelos determinísticos (ARHONDITSIS *et al.*, 2007). Dois exemplos de onde a análise Bayesiana foi aplicada ao desenvolvimento de bloom de cianobactérias são para *Lyngbya* sp. em Deception Bay e Moreton Bay, Queensland, Austrália (HAMILTON *et al.* 2007). Estes exemplos mostraram a utilidade das BNs em incorporar diferentes fontes de informação e analisar o risco de ocorrência de bloom de cianobactérias. Os fatores mais influentes para o desenvolvimento de blooms nesses sistemas foram identificados como temperatura da água, disponibilidade de nutrientes e luz (HAMILTON *et al.*, 2007). No entanto, embora os modelos BN sejam úteis em um determinado local para entender melhor os impactos localizados da mudança climática e da eutrofização, há a necessidade de modelos que possam ser condicionados a dados ecossistêmicos de uma ampla gama de contextos climáticos e geomórficos para aplicar a sistemas onde somente dados limitados estão disponíveis. Essas estimativas também são importantes para compreensão geral de como as mudanças na temperatura e na disponibilidade de nutrientes interagem, além de permitir estimar a quantidade de nutrientes que devem ser reduzidos para neutralizar os efeitos da eutrofização associados as especificidades climáticas, facilitando, assim a tomada de decisão

### 3. OBJETIVOS

#### 3.1 Objetivo Geral

Formular redes bayesianas integradas para determinar os riscos de florações de *C. raciborskii* em reservatórios do semiárido. COMPLETAR

#### 3.2 Objetivos Específicos

- Conhecer os fatores ambientais mais importantes explicando a variação na abundância de *C. raciborskii* em reservatórios do semiárido;
- Verificar a significância das interações entre as densidades de *C. raciborskii* e os fatores ambientais em reservatórios do semiárido;
- Testar através de redes bayesianas como mudanças nas condições ambientais podem alterar a probabilidade de florações de *C. raciborskii* em reservatórios do semiárido.
- Avaliar a influência do aumento da temperatura da água, em razão das mudanças climáticas sobre as probabilidades de florações de *C. raciborskii* em reservatórios do semiárido.

### 4. MATERIAL E MÉTODOS

Em estudos metanalíticos é realizada a união de dados independentes, deste modo é imprescindível a ponderação dos parâmetros a serem avaliados para que haja uma integração entre as diferentes condições (HALL, 2007). A confiabilidade da metanálise reside tanto na aplicação de técnicas estatísticas apropriadas para sintetizar a informação de estudos distintos, quanto na quantidade e na qualidade dos mesmos (GIANNOTTI *et al.*, 2002).

#### 4.1 Compilação dos dados

Para compilação do banco de dados, foi realizada uma pesquisa bibliográfica de artigos publicados em periódicos indexados nas plataformas Scielo e Scopus, durante o mês de abril/2018. Foram usadas diferentes combinações de palavras-chave na busca de artigos que se adequem a temática do trabalho, “cianobactérias”, “reservatórios”, “semi-árido”, “*Cylindrospermopsis raciborskii*” (em inglês e português), contudo, apenas artigos que relataram a ocorrência de *C. raciborskii* foram considerados. Após leitura 3 trabalhos foram selecionados, Bouvy *et al.*, (2000), Moura *et al.*, 2008; Vasconcelos *et al.*, 2011, os quais apresentaram valores de transparência da água (m), temperatura da água (°C), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), oxigênio dissolvido (mg/L), concentrações de amônio ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), ortofosfato (fósforo solúvel reativo) ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), fósforo total ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), densidade de cianobactérias

(cel/mL) e *C. raciborskii* (Cel/mL). Neste estudo, além das variáveis amostradas, foram calculados o tamanho da zona eufótica, multiplicando-se a profundidade do disco de secchi por 2,7. Para complementação do banco de dados, foram utilizadas informações de capacidade de acumulação e volume do reservatório. Nos trabalhos que estas informações não estiveram disponíveis, foi realizada consulta aos sites da AESA e na plataforma “Olho n’água” para complementar os resultados. Dados do autor disponíveis em tese de doutorado (VASCOCENLOS, 2013) também foram utilizados. Os dados compilados estão no Apêndice (Tabela A1).

#### 4.2 Análises do banco de dados

As diferenças no padrão de distribuição das variáveis entre os reservatórios foram analisadas através de ANOVA one-way seguida do teste de Turkey (Statística 7). A identificação das variáveis relacionadas a densidade de *C. raciborskii* foi realizada através da DIST-LM, sendo selecionados os modelos que apresentaram menores valores de Akaic, realizados no software PRIMER+Pemanova. A ordenação dos casos foi realizada por db RDA no intuito de avaliar padrões de distribuição dos casos.

#### 4.3 Construção das redes bayesianas

Para construção das redes bayesianas foram seguidas as diretrizes para criação e teste da rede ecológica bayesiana (Marcot et al. 2006, Pollino e Henderson 2010). Primeiro, o objetivo do modelo e seu nó final (densidade de *C. raciborskii*) foram definidos; segundo, um modelo conceitual de possíveis direcionadores foi gerado com base nos modelos gerados pela DIST-LM, realizado no banco de dados, e do conhecimento da literatura; terceiro, os nós e estados do modelo foram estabelecidos.

As redes bayesianas foram construídas usando a versão demo do software Netica (Norsys Software Corporation, Vancouver, Colúmbia Britânica, Canadá). Detalhes dos algoritmos usados pelo Netica para exprimir a interferência probabilística geral podem ser encontrados em Spiegelhalter et al. (1993) e Jensen (1996). A aplicação do modelo focou na probabilidade de desenvolvimento de blooms de *C. raciborskii* como um endpoint. Os níveis de perigo para florações de *C. raciborskii* foram adaptados de Chorus e Bartam (1999) para cianobactérias, definidos como baixos, quando a abundância de *C. raciborskii*  $< 0,2 \times 10^5$  cél/mL; moderada, entre  $0,2 \times 10^5$  e  $1 \times 10^5$  cél/mL; e alta, quando as densidades de células forem maiores que  $1 \times 10^5$  cél/mL (CHORUS E BARTRAM, 1999). O número de casos para gerar cada rede bayesiana, foi dependente da disponibilidade de dados, sendo indicados ao longo do texto. Limiares e

número correspondente de estados usados para cada nó, foram estabelecidos com base na literatura (por exemplo, limiares de concentração total de fósforo para sistemas oligotróficos, mesotróficos e eutróficos).

Para avaliar a precisão preditiva dos diferentes redes bayesianas, cada rede foi gerada usando um subconjunto de dados observados correspondendo a 80% das observações no banco de dados. A rede foi então testada para avaliar quão bem o diagnóstico correspondia às observações usando os 20% restantes das observações. Devido ao fato de que os resultados da rede são dependentes dos casos usados para construí-lo, o procedimento foi repetido três vezes, selecionando aleatoriamente os dados do banco de dados completo. Como resultado da avaliação, foi determinada uma taxa de erro percentual, que é a fração de casos erroneamente classificados como uma proporção das classificações feitas.

#### 4.4 Construção de cenários preditivos

Depois que o modelo foi avaliado, mudanças na probabilidade de risco de floração de *C. racibosrkii* (baixa, moderada e alta), foram avaliadas considerando futuros cenários ambientais de tendência de aquecimento da temperatura da água superficial em 0,0378C/ano (SCHNEIDER E HOOK 2010).

## 5. RESULTADOS

### 5.1 Análise do banco de dados

A capacidade de acumulação dos reservatórios apresentaram diferenças significativas ( $F=5,2$ ;  $p=0,04$ ), sendo considerados três classes distintas: reservatórios com capacidade de acumulação de até 100M.m<sup>3</sup> (Classe I), reservatórios com capacidade de acumulação variando de 100,01M.m<sup>3</sup> até 250M.m<sup>3</sup> (Classe II) e reservatório com capacidade de acumulação maior que 250,01M.m<sup>3</sup> (Classe III).

Diferenças significativas entre as classes foram observadas para as variáveis transparência da água, profundidade de  $Z_{eu}$ , pH, amônia (N-NH<sub>4</sub>) e fósforo total (PT) (tabela 1). A transparência da água apresentou valores médios variando de 0,64 a 1,31m entre os reservatórios (Tabela I), sendo os maiores comprimentos da  $Z_{eu}$  observados para os reservatórios das classes I e III. A temperatura da água apresentou valores característicos da região, variando entre 27,4 e 28,7 °C. Todos os sistemas apresentaram águas bem oxigenadas, com elevada condutividade elétrica e pH básico, contudo, os sistemas da classe II apresentaram águas mais alcalinas. Quanto as concentração dos nutrientes nitrogenados e fosfatados, os maiores valores foram observados para os sistemas da classe I seguidos dos sistemas das classes II e III (Tabela 1).

Tabela 1. Média, Desvio Padrão das variáveis ambientais e resultados da ANOVA (p) indicando os efeitos do tamanho dos reservatórios sobre as variáveis ambientais nas águas do reservatórios.

Variáveis	Classe I			Classe II			Classe III			p	Turkey
	Média	±DP	n	Média	±DP	n	Média	±DP	N		
Secchi (m)	1,31	0,81	115	0,64	0,39	40	1,23	0,82	70	0,02	A=C≠B
Zeu(m)	3,53	2,19	115	1,73	1,04	40	3,31	2,22	70	0,02	A=C≠B
Temperatura (°C)	27,45	2,10	115	28,30	3,24	40	28,70	2,46	70	0,2	
pH	8,00	0,61	115	8,88	0,59	40	7,96	0,30	70	0,01	A=C≠B
CE (µS/cm)	1018,76	2504,31	115	506,98	244,25	40	864,71	730,93	70	0,9	
OD (mg/L)	7,07	2,03	114	8,03	1,98	40	7,34	0,91	70	0,9	
N-NH4(µg/L)	33,25	49,46	115	30,39	58,08	40	3,01	4,63	70	0,01	A=B≠C
SRP (µg/L)	19,66	38,02	115	11,11	11,29	40	35,32	26,37	70	0,07	
PT(µg/L)	73,51	97,08	115	14,50	17,12	40	11,19	21,20	70	0,03	A≠B=C

Para todos os reservatórios abordados, ocorreram dominância de cianobactérias, em detrimento aos demais grupos. A abundância de *C. raciborskii* nos sistemas variou desde a ausência em uma época do ano, até 96,1% da densidade total de cianobactérias, ocorrendo diferenças significativas entre as classes de reservatórios ( $F_{124,2} = 7,96$ ;  $p < 0,05$ ) (Figura 2). Observou-se uma tendência de maiores densidades ocorrerem em épocas de seca, exceto para os reservatórios de classe I, contudo esta relação não foi significativa.

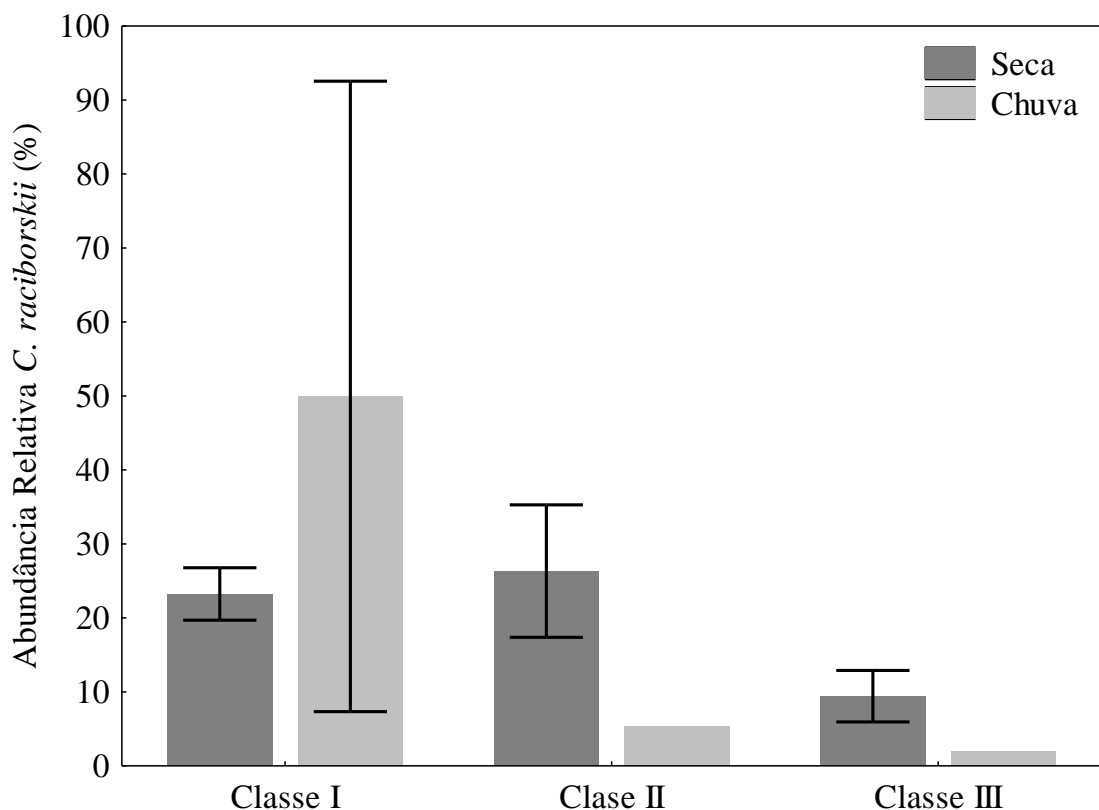


Figura 1.: Abundância relativa de *C. raciborskii* em reservatórios do semiárido, nos períodos de seca e chuva.



O melhor modelo baseado na DIST-LM (AIC=8,5) para os casos referentes aos reservatórios da classe I identificou 7 variáveis significantes que coletivamente resumiram 60% da variabilidade da densidade de *C. raciborskii* (tabela 2). Os volume do reservatório (15%), transparência da água (10%) e concentração de amônio (12%) foram as mais importantes para a variação dos casos. A análise de ordenação, associada a esta análise, demonstrou claramente a separação dos casos entre os períodos hidrológicos sendo os casos referêntes ao período chuvoso associados ao semi-eixo negativo dbRDA1, associados a maiores volumes do reservatórios e transparência da água. Os casos referêntes ao período seco foram associados ao semi-eixo positivo dbRDA1 com maiores concentrações de amônia (figura 2A).

O modelo DIST-LM baseado nos casos referentes os reservatórios da classe II (AIC=27,2), identificou 3 variáveis significantes, transparência (37%), temperatura da água (11%) e fósforo total (30%), que coletivamente resumiram 78% da variabilidade da abundância de *C. raciborskii* (tabela 2). A ordenação dos casos demonstrou segregação dos dados entre os períodos de seca e chuva, similar ao observado para os reservatórios de classe I (Figura 2B).

Tabela 2. Resultados da análise de modelo linear (DISTLM) representando as variáveis que descrevem as variação da abundância de *C. raciborskii* para os reservatórios de classe I.

.\* Variáveis não significantes para os modelos

	Classe I			Classe II			Classe III		
	Pseudo -F	p	Proporção	Pseudo -F	p	Proporção	Pseudo -F	p	Proporção
Volume	6,36	0,002	0,15	*	*	*	1,21	0,03	0,19
Transparência da água	8,77	0,001	0,10	5,15	0,05	0,37	1,74	0,02	0,26
Zeolita	8,92	0,001	0,07	*	*	*	1,81	0,02	0,27
Temperatura da água	3,64	0,01	0,03	0,26	0,02	0,11	*	*	0,08
pH	*	*	*	*	*	*	*	*	0,15
Condutividade elétrica	*	*	*	*	*	*	*	*	0,11
Oxigênio Dissolvido	3,12	0,03	0,03	*	*	*	*	*	0,27
Amônio	2,56	0,04	0,12	*	*	*	*	*	0,13
Fósforo Solúvel Reativo	*	*	*	*	*	*	1,63	0,02	0,25
Fósforo Total	3,62	0,02	0,03	4,86	0,05	0,30	*	*	0,07

Para os reservatórios da classe III, o modelo DIST-LM (AIC= 42,3), identificou 3 variáveis significativamente relacionadas a abundância de *C. raciborskii*, volume do reservatório (19%), transparência da água (26%) e concentração de fósforo solúvel reativo (25%), que

coletivamente resumiram 70% da variabilidade da abundância da alga (tabela 2). A ordenação dos casos demonstrou segregação dos dados entre os períodos de seca e chuva, similar ao observado para os reservatórios das classes Ie II (figura 2C).

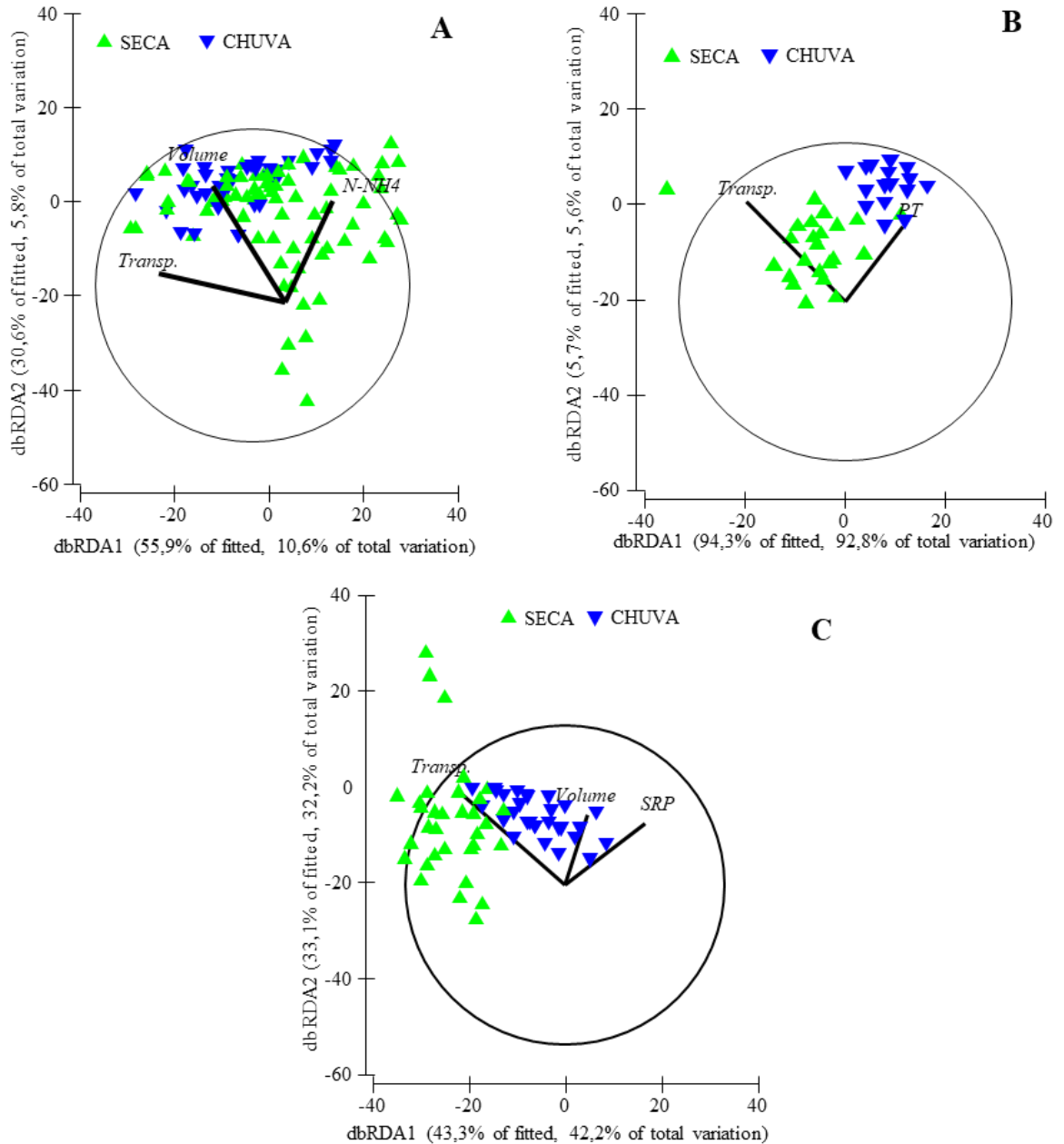


Figura 2.: Resultados da ordenação da db-RDA para a densidade de *C. raciborskii* nos períodos de seca e chuva, para os reservatórios de classe I, classe II e classe III. reservatórios Camalaú (círculos abertos) e Cordeiro (losangos sólidos) nos períodos de seca (A) e Chuva (B). *Transp* - Transparência da água; *N-NH<sub>4</sub>* – Amônio; *SRP* – Fósforo Solúvel Reativo; *PT*- Fósforo Total.

### 5.2 Redes Bayesianas

Três diferentes estruturas de rede bayesiana foram adotadas, considerando as classes de reservatórios e as relações entre as variáveis ambientais e *C. raciborskii*, apontados nos modelos

DIST-LM. A rede mais complexa incluiu 8 nós (Figura 3A), densidade de *C. raciborskii* (Des. CYL), volume do reservatório (Volume), temperatura da água (Temperatura), Transparência da água (Transparência), concentração de Amônio (N-NH<sub>4</sub>), concentração de fósforo total (PT) e oxigênio dissolvido (OD), foi aplicada aos dados referentes aos reservatório da classe I.

Para os reservatórios da classe II, a rede bayesina foi composta por 5 nós (Figura 3B), densidade de *C. raciborskii* (DesCyl), transparência da água (Transparencia), temperatura da água (Temperatura), fósforo total (PT) e volume do reservatório (Volume), apesar de não ser apontada como variável reguladora no modelo DIST-LM, é considerada fator chave para regulação das variáveis ambientais em sistemas do semiárido. Para os reservatórios da classe III, foram considerados 4 nós (Figura 3C), Transparência da água (Transparência), volume do reservatório (Volume) e fósforo reativo solúvel (SRP). As definições dos nós são dadas no Apêndice (Tabela A2).

Os resultados da análise de sensibilidade realizada, para a rede mais complexa, mostraram que, as densidades de *C. raciborskii* foi mais sensível a transparência da água (20,3%) em detrimento aos nutrientes fósforo total (0,12%) e amônia (1,7%). Para as demais redes, também a transparência da água foi o fator mais importante (22% para a rede II e 19,7% pra a rede III). O volume dos reservatórios foi um fator importante para os modelos, apesar de não estarem associados diretamente a densidade de *C. raciborskii*, este fator influencia diretamente a temperatura e transparência da água (Tabela 3). As taxas de erros obtidas nas simulações foram de 17%, e 26,% e 18% para as redes bayesianas construídas para os sistemas da classe I, classe II e classe III, respectivamente.

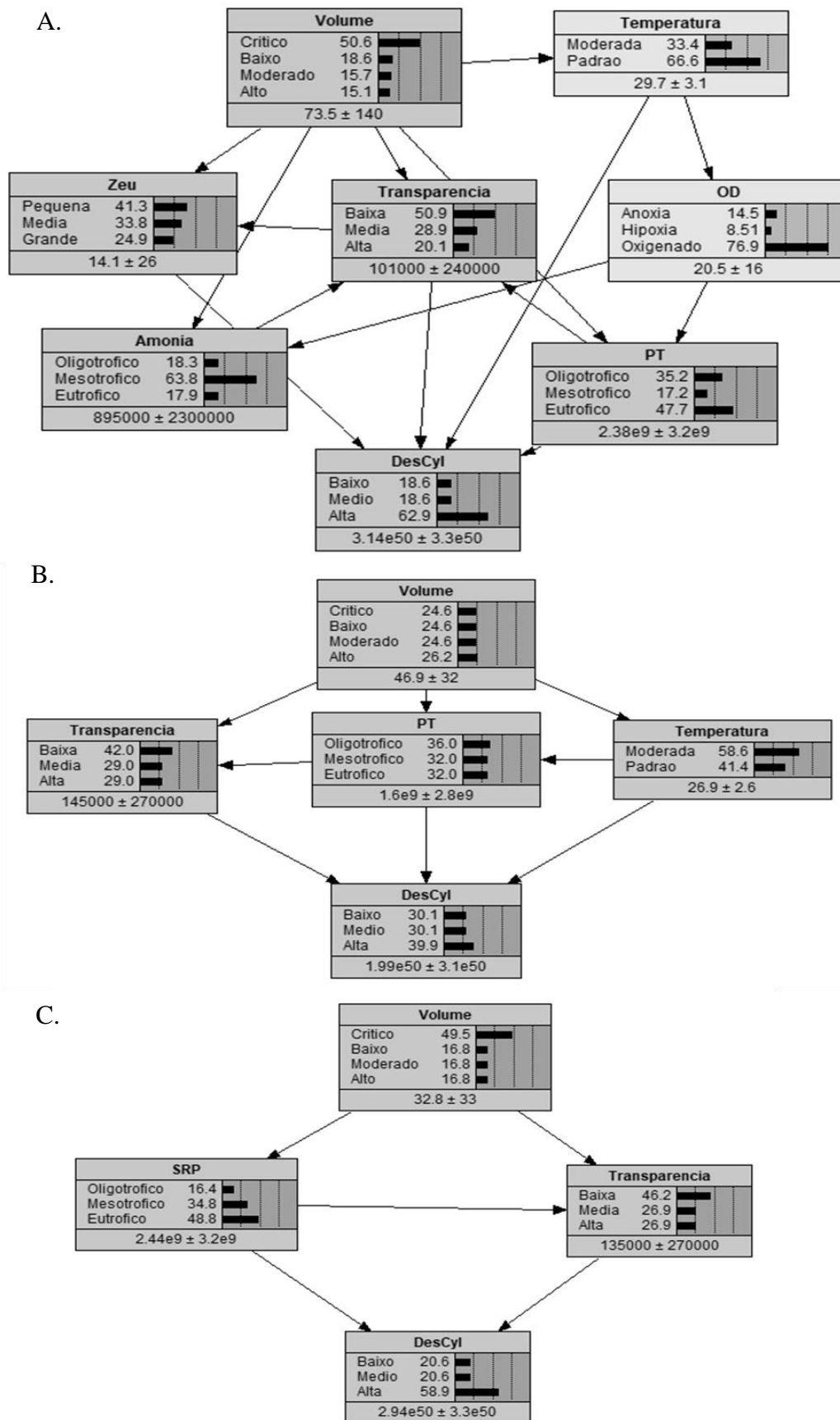


Figura 3.: Estrutura da Rede Bayesiana para determinação e florações de *C. raciborskii* em reservatórios do semiárido de Classe I(A), II (B) e III (C).

### 5.3 Cenários Preditivos

Considerando a temperatura da água como fator chave nos processos ecossistêmicos, simulações foram realizadas considerando os efeitos do aquecimento global para o semiárido, aumentando em 0,5 e 1°C a temperatura da água dos sistemas das classe I e II. O aumento na temperatura da água em 0,5°C, elevou a probabilidade de ocorrência de altas densidade de *C. raciborskii* em 10,1% para os sistemas de classe I e 7% para os sistemas de classe II. Considerando o aumento na temperatura da água de 1° as probabilidades de ocorrência de altas densidade de *C. raciborskii* elevam-se em 22,3% e 13,2% nos sistemas de classe I e II, respectivamente, demonstrando a alta vulnerabilidade desses sistemas a mudança de temperatura.

## 6. DISCUSSÃO

A ocorrência de cianobactérias atrai muita atenção devido às ameaças associadas à saúde decorrentes das florações, deste modo, prever e gerenciar os riscos associados a florações de cianobactérias constituem um desafio para os pesquisadores e gestores dos recursos hídricos em todo o mundo. *Cylindrospermopsis raciborskii* é uma espécie cosmopolita que apresenta grande capacidade de adaptação (WILK-WOZNIAK *et al.*, 2015), sendo sua ocorrência associada, majoritariamente, a condições de água quentes, baixa transparência da água e elevadas concentrações de nutrientes, fatores que justificam ocorrência e eventos frequentes de florações destes organismos em sistemas do semiárido, conforme observados neste estudo.

Entre as classes de reservatório determinadas, observou-se diferenças significativas na densidade de *C. raciborskii*, e nas variáveis preditoras. Para os sistemas de Classe I, foram observadas as maiores densidades, as quais foram associadas ao volume dos reservatórios, transparência da água e concentrações de amônia. Embora se possa esperar que a deficiência de nitrogênio melhore a competitividade de *C. raciborskii*, esta é frequentemente relatada sem heterocistos em reservatórios brasileiros contendo altas concentrações de amônio (BOUVY *et al.*, 2000; MOURA *et al.*, 2011; DANTAS *et al.*, 2012).

Para os sistemas de classe II, *C. raciborskii* esteve associada a transparência da água, temperatura da água e concentrações de fósforo total. Nota-se (Tabela 1) que estes sistemas apresentaram menores concentrações de fósforo, sendo a relação observada devido a elevada afinidade e capacidade de armazenamento de fósforo destes organismos (ISTVANOVICS *et al.*, 2000), o que permitiu que ela crescesse, mesmo em sistemas onde o fósforo é limitante.

Nos sistemas de classe III, transparência e volume da água foram considerados fatores chaves ao desenvolvimento de *C. raciborskii*, associados a concentrações de fósforo solúvel reativo. Ao contrario dos sistemas de Classe II, nesses não há limitação do fósforo, o que aponta

uma relação de afinidade de fósforo rativo e *C. raciborskii* (BOUVY et al. 2000). Embora *C. raciborskii* seja menos dependente de nutrientes do que outras cianobactérias, em reservatórios do semiárido, uma afinidade por fósforo é sugerida (DANTAS et al., 2010).

Independente da capacidade de acumulação do reservatório (Classe I, II e III), as variáveis volume dos reservatório e transparência da água apresentaram-se como fatores chaves ao desenvolvimento de *C. raciborskii*. Flutuações hidrológicas são alterações significantes em lagos e reservatórios de regiões áridas e semi-áridas, tanto a variabilidade sazonal quanto a anual provocam mudanças na forma e tamanho do ecossistema (HAKANSON, 2004; SÁNCHEZ-CARRILHO et al. 2007). Os reservatórios desse estudo são sujeitos a significantes variações intra-anual no volume, superfície, tempo de residência da água e profundidade (BOUVY et al., 1999; ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2006), as quais são determinantes para a dinâmica dos ecossistemas provocando mudanças bruscas, tanto nas condições ambientais, como nas estrutura das comunidades biológicas (BARBOSA et al., 2012). Os requisitos mais baixos de luz de *C. raciborskii* (WU et al., 2009; GOMES et al., 2013) possibilitam que esta espécie sobreviva em condições que são limitadas a outras cianobactérias (JENSEN et al., 1994; PADISÁK 1997; POSSELT et al., 2009). Além disso, esta espécie pode viver em sistemas profundos e turvos, excluindo outros organismos do fitoplancton (SCHEFFER et al., 1997; MARINHO et al., 2013).

Modelar qualquer ecossistema exige necessariamente simplificação dos principais processos. Está bem estabelecido que populações fitoplanctônicas apresetam três requisitos principais para crescimento: nutrientes e luz, com temperatura exercendo um efeito moderador e influenciando a mistura e posição das células na coluna de água (BOUTERFAS et al., 2002). Enquanto muitos processos físicos e químicos não foram modelados explicitamente em nossa rede bayesiana uma previsão razoável de ocorrência de *C. raciborskii* foi obtida.

A análise das redes bayesianas demonstrou que o papel dos nutrientes no desenvolvimento de *C. raciborskii* não foi relevante, especialmente quando comparado com resultados de outras modelagens e estudos estatísticos (ELLIOTT et al., 2005). A previsão de florações de altas densidades de *C. raciborskii* ocorreu mesmo em menores concentrações de nutrientes fosfatados e nitrogenados. A presença e dominância de *C. raciborskii* em um ambiente com tais características enfatiza a ideia de que nutrientes isoladamente não explicam a alta densidade dessa cianobactéria. Outras características devem ser consideradas na explicação da dominância dessa espécie, como o armazenamento de fósforo e a flexibilidade fisiológica, que parecem ser características-chave para altas densidades em sistemas com baixos níveis de fósforo. Além desses muitos outros importantes traços eco-fisiológicos têm sido relacionados ao sucesso de

*C. raciborskii*, como produção de toxinas, resistência ao pastejo e efeitos alelopáticos (LEONARD E PEARL, 2005; FIGUEREDO *et al.*, 2007; PANOSSO E LÜRLING, 2010).

Redes Bayesianas, são capazes de associar uma combinação particular de condições com um evento específico, para estimar a probabilidade de ocorrência deste evento. Uma de suas principais vantagens é que elas são responsáveis pela incerteza. Isso minimiza o risco de aplicar estratégias de gerenciamento com base em previsões incorretas. A contabilização da incerteza em modelos determinísticos é possível, mas simulações múltiplas são necessárias com uma gama de diferentes parâmetros de modelo, muitas vezes exigindo considerável experiência do modelador. Para expressar adequadamente as previsões do modelo ecológico determinista, a avaliação de fontes físicas e biológicas de incerteza é necessária (RIGOSI E RUEDA, 2012). A adoção de redes bayesianas pode fornecer uma ferramenta adicional para responder questões ecológicas, avaliar a probabilidade de mudanças na qualidade da água, testar cenários futuros e estabelecer procedimentos de manejo relevantes.

Uso de Bayesianas redes para analisar e interpretar hipóteses e para apoiar a tomada de decisão tem sido destacada anteriormente (CASTELLETTI E SONCINI-SESSA, 2007) e aqui foi demonstrado que elas podem ser usadas para ajudar a entender a probabilidade de eventos perigosos cianobacterianos e potencialmente apoiar decisões relevantes para a qualidade da água e gestão dos riscos para a saúde.

Através das redes bayesianas desenvolvidas foi possível adaptar um modelo de explicar o efeito da mudança climática sob os riscos de florações de *C. raciborskii* e, ao mesmo tempo, levar em consideração as interações entre volume x temperatura e disponibilidade de nutrientes, uma vez que a temperatura da água pode provocar alterações na solubilidade do oxigênio dissolvido e conseqüentemente nos ciclos do fósforo e nitrogênio no ecossistema. Uma forte dependência da temperatura foi demonstrada uma vez que aumento em 1°C na temperatura da água aumentou consideravelmente a probabilidade de florações de *C. raciborskii* com alta densidade.

## 6. CONCLUSÃO

Transparência da água e volume dos reservatórios foram as variáveis mais importantes para previsão de florações de *C. raciborskii* em sistemas do semiárido. Independente da capacidade de acumulação dos reservatórios e complexidade de interações entre as variáveis, a rede bayesiana proposta mostrou-se um instrumento útil para: explorar as interações entre oscilação do volume nos reservatórios com nutrientes e temperatura simultaneamente,

constituindo assim uma ferramenta potencial para manejo e gestão dos recursos hídricos do semiárido.

## REFERÊNCIAS

ARHONDITSIS, G. B., S. S. QIAN, C. A. STOW, E. C. LAMON, AND K. H. RECKHOW. 2007. Eutrophication risk assessment using Bayesian calibration of process-based models: application to a mesotrophic lake. **Ecological Modelling** 208:215–229.

ARTHINGTON, A.H. Diets and trophic guild structure of freshwater fishes in Brisbane streams. **Proceedings of the Royal Society of Queensland**, 102: 31–47, 1992.

AZEVEDO , M.F.& CARMOUSE, J.P. 1994. Une mortalité de poissons dans une lagune tropicale (Brésil) durant une période de dominance de Cyanophyceae. **Revue d Hydrobiologie Tropicale**, 27: 265-272.

AZEVEDO, S. M. F. O. ; CARMICHAEL, W. W. ; JOCKIMSEN, E. M. ; RINEHART, K. L. ; LAU, S. ; SHAW, G. R. ; EAGLESHAM, G. K. . 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. **Toxicology**, Irlanda, v. 181, p. 441-446,

AZEVEDO, S. M. F. O. 1998. Toxinas de Cianobactérias: Causas e Consequências para a saúde pública.. **Medicina On Line**, internet, v. 1, n. 3, p. 1-22,.

AZEVEDO, S.M.F.O.; CARMICHAEL, W.W.; JOCKIMSEN,E.; RINEHART, K.; LAU, S.; SHAW, G. & EAGLESHAM, G.2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru - Brazil. **Toxicology**, 181: 441-446.

BARBOSA, J. E. L. ; MENDES, J. . Estrutura da comunidade fitoplactônica e aspectos físicos e químicos das águas do reservatório Acauã, semi-árido paraibano. In: X Reunião da Sociedade Brasileira de Ficologia, 2005, Salvador. **Anais do X Reunião Brasileira de Ficologia**, 2004. p. 339-360

BARBOSA, J. E. L., MEDEIROS, E. S. F., BRASIL, J., CORDEIRO, R. S., CRISPIM, M.C.B, SILVA, G.H.G. 2012. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 24(1), 103-118.

BARBOSA, J. E. L.; WATANABE, T.(2000) O fitoplâncton como discriminador ambiental no diagnóstico das bacias hidrográficas envolvidas no projeto de transposição do Rio São Francisco para o Nordeste Setentrional. In: **V SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO**, 2000, Vitóriaa - ES. Anais... Vitória - ES: Universidade Federal do Espírito Santo, 2000. v. 4, p. 449-456. 2000 A

BEVERIDGE, M.C.M., 1984 Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact. **FAO-Fisheries Technical Papers** (255) : 131 p.

BITTENCOURT-OLIVEIRA MC, PICCIN-SANTOS V, KUJBIDA P, MOURA AN, 2011. Cylindrospermopsin in Water Supply Reservoirs in Brazil Determined by Immunochemical and Molecular Methods. **Journal. Water Resource. Prot.** 3:349–355.



- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C, PICCIN-SANTOS, V., MOURA, A.N., ARAGÃO-TAVARES, N.K.C.; CORDEIRO-ARAÚJO, M.K, 2014. Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. **Anais. Academia Brasileira de Ciências**. 86:297–309
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; CORDEIRO-ARAÚJO M.K.; CHIA, M.A.; ARRUDA-NETO, J.D.T.; OLIVEIRA, E.T.; SANTOS, F. 2016. Lettuce irrigated with contaminated water: photosynthetic effects, antioxidative response and bioaccumulation of microcystin congeners. **Ecotoxicological. Environmental. Safety**. 128:83– 90.
- BORICS, G., I. GRIGORSZKY, S. SZABÓ & J. PADISÁK.2000.: Phytoplankton associations under changing pattern of bottom-up vs. top-down control in a small hypertrophic fishpond in East Hungary. **Hydrobiologia** 424: 79-90.
- BOUTERFAS, R., M. BELKOURA, AND A. DAUTA. 2002. Light and temperature effects on the growth rate of three freshwater algae isolated from a eutrophic lake. **Hydrobiologia** 489:207– 217
- BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO M. & MOURA, A. 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, 23: 13-27.
- BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria ) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic. Microbial. Ecology**, 23:13–27.
- BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M.; BEKER, B.; 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic. Microbial. Ecology**. 20:285–297.
- BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M. & BEKER, B. 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology**, 20: 285-297.
- BOUVY, M.; NasCIMENto, M.s.; MoLICa, R.J.R.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V. & AZEVEDO, M.F.O. 2003. Limnological features in tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia** 493: 115-130.
- BOUVY, M.; PAGANO, M. & TROUSSELIER, M. 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil) 2003. **Aquatic Microbial Ecology**, 25: 215-227.
- BOUVY, M.; PAGANO, M.; TROUSSELLIER, M. 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). **Aquatic. Microbial. Ecology**, 25: 215-227
- BRANCO, C. C.& SENNA, P. A. C. 1994. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. **Algological Studies**.75:85-96.

- BRIAND, J., C. LÉBOULANGER, J. HUMBERT, C. BERNARD, AND P. DUFOUR. 2004. *Cylindrospermopsis Raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance or global warming? **Journal of Phycology** 40:231–238
- Brookes, J. D., and C. C. Carey. 2011. Resilience to blooms. **Science** 334:46–47.
- CARMICHAEL, W.W. 1992. Cyanobacteria secrete metabolites the cyanotoxins. **Journal of Applied Bacteriology** 72: 445-459.
- CARMICHAEL, W.W. 2001. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: The Cyanobacteria. **Human and Ecological Risk Assessment**, 75: 1393-1407.
- CHELLAPPA, N.T., COSTA, M.A.M., 2003. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica** .24,3–10.
- CHELLAPPA, N.T., COSTA, M.A.M., MARINHO, I.R., 2000. Harmful cyanobacterial blooms from semi-arid freshwater ecosystems of Northeast Brazil. **Austral Soc. Limnol Newslett.** 38,45–49.
- CHELLAPPA, S., CHELLAPPA, N.T., 2004. Ecology and reproductive plasticity of the Amazonian Cichlid fishes introduced to the fresh water ecosystems of the semi-arid Northeastern Brazil. In: Kaul, B. (Ed.), **Advances in Fish and Wildlife Ecology and Biology**. Daya Publications, New Delhi, India, pp.49–57.
- CHELLAPPA, S., MARINHO, I.R., CHELLAPPA, N.T., 2004. Freshwater phytoplankton assemblages and bloom of toxic cyanophyceae of Campo Grande reservoir of Rio Grande do Norte of Brazil. **Indian Hydrobiology**. 7, 151–171.
- CHORUS, I. & BARRER, J. 1999. **Toxic Cyanobacteria in water: A guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Management**. E & FN Spon, London. 416p.
- CHRISTOFFERSEN, K. 1996. **Ecological implications of cyanobacterial toxins in aquatic food webs**. *Phycologia*, 35: 42-50.
- CLARK, J. S. 2005. Why environmental scientists are becoming Bayesians. **Ecology Letters**, 8:2-15
- COLE, G. A. (1994) **Textbook of Limnology**. Waveland Press Inc., Illinois.
- CORDEIRO-ARAÚJO, M. K.; CHIA, M. A.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. 2017. Potential human health risk assessment of cylindrospermopsin accumulation and depuration in lettuce and arugula. **Harmful Algae**, 68: 117-223.
- COSTA I. A. S.; AZEVEDO, S.M.F.O.; SENNA, P.A.C.; BERNARDO, R.R.; COSTA, S.M. & CHELLAPPA, N.T. 2006. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian Semi-arid reservoir. **Brazilian Journal of Biology** 66 (1b):29-41
- COSTA, I.A.; AZEVEDO, S.M.F.O.; SENNA, P.A.; BERNARDO, R.R.; COSTA, S.M. & CHELLAPPA, N.T. 2006b. Occurrence of toxin-producing cyanobacterial blooms in a Brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, 66: 211-219.

COSTA, I.A.S.; SANTOS, A.P.; SILVA, A.A.L.; MELO, S.G.; PANOSSO, R.F. & ARAÚJO, M.F.F. 2006a. Floração de Algas Nocivas: ameaça às águas Potiguares. **Revista Fundação de Apoio a Pesquisa do Rio Grande do Norte**), 14-16.

DANTAS, Ê.W., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C., MOURA, A.N. 2012. Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. **Limnologia** 42:72–80.

DIAZ, M.M.; TEMPORETTI P.F. AND PEDROZO F.L. 2001. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). **Lakes Reservoirs: Research and Management**. 6: 151-158.

DILLON P.J. AND RIGLER F.H. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. **Limnology and Oceanography**.19: 767-772.

ECKERT, W., DIDENKO, J., URI, E., & EL DAR, D. 2003. Spatial and temporal variability of particulate phosphorus fractions in seston and sediments of Lake Kinneret under changing loadings scenario. **Hydrobiologia**, 494, 223–229

ELLIOTT, A.; MAY, L. 2008. The sensitivity of phytoplankton in Loch Leven (U.K.) to changes in nutrient load and water temperature. **Freshwater Biology** 53:32–41.

ERICKSON ET AL 1986, ERICKSSON, J.E.; MERILUOTO, J.A. O. & LINDHOLM, T. 1989. Accumulation of a peptide toxin from the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii* in the freshwater mussel *Anadonta cygnea*. **Hydrobiologia**, 183: 211-216.

ERICKSSON, J.E.; MERILUOTO, J.A. O. & LINDHOLM, T. 1989. Accumulation of a peptide toxin from the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii* in the freshwater mussel *Anadonta cygnea*. **Hydrobiologia**, 183: 211-216

ESKINAZI-SANT'ANNA ET AL., 2006. **Águas potiguares: oásis ameaçados**. *Ciência Hoje*. Vol.39(233): 68-71

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.; PANOSSO, R.F.; ATTAYDE, J.L.; COSTA, I.A.S.; SANTOS, C.M.; ARAÚJO, M. & MELO, J.L. 2006. Águas Potiguares: Oásis ameaçados. *Revista Ciência Hoje*, 39: 68-71.

FALCONER, I.R. & HUMPAGE, A.R. 2001. Preliminary evidence for in vivo tumour Initiation by oral administration of extracts of the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii* containing the toxin cylindropermopsin. **Environmental Toxicology**, 16: 192-195.

FALCONER, I.R. 2007. Health effects associated with controlled exposures to cyanobacterial toxins. Pp:645-650 In: Proceedings of the Interagency, **International Symposium on Cyanobacterial Harmful Algal Blooms (ISOC-HAB): State of the Science and Research Needs**. 952p.

FARQUAHR, J.; BAO, H.M. & THIEMENS, M. 2000. Atmospheric influence of Earth's earliest sulfur cycle. **Science**, 289: 756-758

- FERRÃO FILHO, A. S. 2009. Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, p. 272-312,
- FERRÃO-FILHO, A.S.; ARCIFA, M. S. & FILETO, C. 2003. Resource limitation and food quality for cladocerans in a tropical Brazilian lake. **Hydrobiologia**, 491: 201-210
- FERRÃO-FILHO, A.S.; COSTA, S.M.; RIBEIRO; M.G.L. & AZEVEDO S.M.F.O. 2008. Effects of a saxitoxin-producer strain of *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) on the swimming movements of cladocerans. **Environmental Toxicology**, 23: 161-168.
- FERRÃO-FILHO, A.S.; SUZUKI, B.K. & AZEVEDO, S.M.F.o. 2002. Accumulation of microcystins by a tropical zooplâncton community. **Aquatic Toxicology**, 59: 201-208
- GOMES, A.M.A., MARINHO M.M., AZEVEDO, S.M.F.O. 2013. Which factors are related to the success of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Brazilian Aquatic Systems? In: Ferrão-Filho AS. (ed.) **Cyanobacteria: ecology, Toxicology and Management**. New York, Nova Science Publishers Inc. p. 73-94
- GUO, L & LI, Z. 2003. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. **Aquaculture**, 226: 201-212.
- GUO, N. & XIE, P. 2006. development of tolerance against toxic *Microcystis aeruginosa* in three cladocerans and the ecological implications. *environmental Pollution*, 142: 513-518.
- HALLEGRAEFF, G. M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. **Phycologia** 32:79–99.
- HILLEBRANT, H.; DÜRSELEN, C.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; AND ZOHARY, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of . Phycology**. 35: 408-424.
- HOEK, VANDANC., MANN, D., JAHN, H.M., 1995. **Algae: An Introduction to Phycology**. Cambridge University Press, London.
- HUBER, V., C. WAGNER, D. GERTEN, AND R. ADRIAN. 2012. To bloom or not to bloom: contrasting responses of cyanobacteria to recent heat waves explained by critical thresholds of abiotic drivers. **Oecologia** 169:245–256.
- HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H.S.; MARINHO, M.M.; DOMINGOS, P. & SANTA'ANNA, C.L. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**, 424: 67-77
- HUSZAR, V.L.M., CARACO, N.F., Roland, F and Cole J. 2006. Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? **Ecological applications**, v.19.p 1791-1804
- HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v.17, p.411-429, 1980.

ISLAM, M.D. S. 2005. Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. **Marine Pollution Bulletin** 50: 48-61.

JENSEN P, JEPPESEN E, OLRİK K, KRISTENSEN P. 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 51: 1692-1699.

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

JOHNK, K., J. HUISMAN, J. SHARPLES, B. SOMMEIJER, P. M. VISSER, STROOM, A. M. 2008. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. **Global Change Biology** 14:495–512

KOMÁRKOVÁ, J.; LAUDARES-SILVA, R. & SENNA, P.A.C. 1999. Extreme morphology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in the Lagoa do Peri, a freshwater coastal lagoon, Santa Catarina, Brazil. *Algological Studies*, 94:

KOSTEN, S. Huzsar, V. L. M; Mazzeo, N; Scheffer, M. Jeppesen. 2009. E. **Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrients limitation in shallow lakes.** *Ecological applications*, v.19.p 1791-1804

LANDSBERG, J.Hh. 2002. **Toxins and harmful mechanisms** GUO, L & LI, Z. 2003. **Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China.** *Aquaculture*, 226: 201-212.

LAURÉN-MÄÄTTÄ, C.; HIETALA, J.; REINIKAIAINEN, M. & WALLS, M. 1995. **Do *Microcystis aeruginosa* toxins accumulate in the food web: a laboratory study.** *Hydrobiologia*, 304: 23-27.

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

LI, L. XIE, P. & CHENN, J. 2005. **In vivo studies on toxin accumulation in liver and ultrastructural changes of hepatocytes of the phytoplanktivorous bighead carp i.p.-injected with extracted microcystins.** *Toxicon*, 46: 533-545.

LOPES, M.R.M.; BICUDO, C.E.M.; FERRAGUT, M.C. Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 542, p. 235-247, 2005.

MARINHO, M.M. & HUSZAR, V.L.M. 2002. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). *Archive für Hydrobiologie*. 153: 443-468

MARINHO, M.M.; SOUSA, M.B.G.; LURLING, M. 2013. Light and phosphate competition between *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* is strain dependent. **Microbial Ecology** 66: 479-488.

MENDES, C. F.; BARBOSA, J. E. L. ; NERY, J. F. 2016. Microcystin Accumulation and Potential Depuration on Muscle of Fishes of Fish Farm: Implications to Public Health. **International Journal of Innovative Studies in Aquatic Biology and Fisheries**, v. 2, p. 1-10.

MENDES, J.S.; BARBOSA, J.E.L. .2004.. **O índice de estado trófico como ferramenta no monitoramento da qualidade de água da barragem de acauã: sistema recém construído sobre o rio Paraíba** – PB. In: XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2004, Natal. Anais...Natal, Sociedade de Engenharia Sanitária,. p. 54-64.

MOLICA, R.J.R.; ONODERA, H.; GARCÍA, C.; RIVAS, M.; ANDRINOLO, D.; NASCIMENTO, S. M.; MEGURO, H.; OSHIMA, Y.; AZEVEDO, S.M.F.O. & LAGOS, N. 2002. Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue. **Phycologia** 41: 606-611.

MOURA, A.N., DANTAS, Ê.W., OLIVEIRA, H.S.B, BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. 2011. Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. 71:1-9.

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

NASCIMENTO, D. P. ; ARAUJO, G J M ; BARBOSA, J. E. L. . Ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas e seus riscos à qualidade de água em um reservatório do médio paraíba. In: **I Simpósio Nordeste de Saneamento Ambiental, 2006, João Pessoa - PB. Anais do I Simpósio Nordeste de Saneamento Ambiental, 2006.**

PADISÁK, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et SubbaRaju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Archives of Hydrobiology Supplement** 107: 563-593.

PaDISÁK, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raja, an expanding highly adaptative cyanobacterium: wordlwide distribution and review of its ecology. **Arch für Hydrobiology**, 107: 563-593.

PAERL, H.W. & HUISMAN, J. 2008. Blooms like it hot. **Science**,320: 57-58.

PANOSSO, R.F.; COSTA, I.A.S.; SOUZA, N.R.; ATTAYDE, J.L.; CUNHA, S.R.S. & GOMES, F.C.F. 2007. Cianobactérias e Cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das forações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasiliensis**. 11: 433-449.

- POSSELT, A.J., BURFORD, M.A, SHAWN. G. 2009. Pulses of phosphate promote dominance of the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water reservoir. **Journal of Phycology** 45: 540-546.
- RIGOSI, A., HANSON, P., HAMILTON, D.P., HIPSEY, M., RUSAK, J.A., BOIS, J., SPARBER, K., CHORUS, I., WATKINSON, A.J. AND QIN, B. 2015. Determining the probability of cyanobacterial blooms: the application of Bayesian networks in multiple lake systems. **Ecological applications** 25(1), 186-199
- RYAN, E. F., D. P. HAMILTON, AND G. E. BARNES. 2003. Recent occurrence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Waikato lakes of New Zealand. New Zealand. **Journal of Marine and Freshwater Research** 37:829–836
- SANT'ANNA, C.L. & AZEVEDO, M.T.P. 2000. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, 71: 359-385.
- SCHEFFER, M., RINALDI, S., GRAGNANI, A., MUR, L.R.; NES, E.H. 1997. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. **Ecology** 78: 272-282.
- SINHA, R., L. A. PEARSON, T. W. DAVIS, M. A. BURFORD, P. T. ORR, AND B. A. NEILAN. 2012. Increased incidence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in temperate zones—is climate change responsible? **Water Resources** 46:1408–140
- SOUZA, W.; ATTAYDE, J.L.; ROCHA, E. & Eskinazi-Sant'Anna. 2008. the response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Plankton Research**, 30: 699-708.
- t
- VASCONCELOS, J F; BARBOSA, J. E. L. ; DINIZ, C. R ; CEBALLOS, B. S. O. 2011. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, 39: 1-20.
- VASCONCELOS, J F; BARBOSA, J. E. L. ; LIRA, W.M ; AZEVEDO, S.M.F.O. 2013. Microcystin bioaccumulation can cause potential mutagenic effects in farm fish. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, 39: 185-192
- Wilk-Woźniak, E., W. Solarz, K. Najberek & A. Pocięcha, 2016. Alien cyanobacteria: an unsolved part of the “expansion and evolution” jigsaw puzzle? *Hydrobiologia* 764: 65–79.
- WU Z, SHI J, LI R. 2009. Comparative studies on photosynthesis and phosphate metabolism of *Cylindrospermopsis raciborskii* with *Microcystis aeruginosa* and *Aphanizomenon flos-aquae*. **Harmful Algae** 8: 910-915.
- YUNES, J.S.; CUNHA, N.T.; BARROS, L.P.; PROENÇA, L.A.O & MONSERRAT, J.M. 2003. Cyanobacterial neurotoxins from Southern Brazilian freshwaters. **Comments on Toxicology**, 9: 103-115.

