



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I
CENTRO CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

CLÉO KALUANÁ FERREIRA DE SOUSA

**EFEITOS FITOTÓXICOS DA ÁGUA CONTAMINADA COM CIANOTOXINAS
APÓS IRRIGAÇÃO EM HORTALIÇAS**

**CAMPINA GRANDE
2022**

CLÉO KALUANÁ FERREIRA DE SOUSA

**EFEITOS FITOTÓXICOS DA ÁGUA CONTAMINADA COM CIANOTOXINAS
APÓS IRRIGAÇÃO EM HORTALIÇAS**

Trabalho de Conclusão de Curso (Artigo) apresentado a Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Profa. Dra. Neyliane Costa de Souza.

**CAMPINA GRANDE
2022**

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

S725e Sousa, Cléo Kaluaná Ferreira de.
Efeitos fitotóxicos da água contaminada com cianotoxinas após irrigação em hortaliças [manuscrito] / Cleo Kaluana Ferreira de Sousa. - 2022.
32 p.

Digitado.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia , 2022.

"Orientação : Profa. Dra. Neyliane Costa de Souza ,
Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."

1. Cianobactérias. 2. Cianotoxinas. 3. Ecotoxicologia. 4.
Hortaliças. I. Título

21. ed. CDD 363.739 4

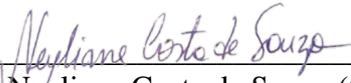
CLÉO KALUANÁ FERREIRA DE SOUSA

**EFEITOS FITOTÓXICOS DA ÁGUA CONTAMINADA COM CIANOTOXINAS
APÓS IRRIGAÇÃO EM HORTALIÇAS**

Trabalho de Conclusão de Curso (Artigo) apresentado a Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Aprovada em: 29 / 03 / 2022.

BANCA EXAMINADORA



Profa. Dra. Neyliane Costa de Souza (Orientadora)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. Fernando Fernandes Vieira
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dra. Lígia Maria Ribeiro Lima
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

À minha família, pelo incentivo e apoio de
sempre, DEDICO.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CL50	Concentração Letal Média
CE50	Concentração Efetiva Média
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CYN	Cilindrospermopsina
ETA	Estação de Tratamento de Água
HC	Health Canadá
MC	Microcistina
MC-LR	Microcistina-LR
NHMRC	Australian National Health and Medical Research Council
OECD	The Organisation for Economic Co-operation and Development
OMS	Organização Mundial da Saúde
POA	Processos Oxidativos Avançados
TDI	Ingestão Diária Tolerável
US-EPA	United States Environmental Protection Agency
VMP	Valor Máximo Permitido

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	8
2 REFERENCIAL TEÓRICO	9
2.1 Cianobactérias e a formação de cianotoxinas	9
2.2 Ocorrência de cianobactérias e a escassez hídrica em reservatórios brasileiros	12
2.3 Riscos associados à água contaminada com cianotoxinas em hortaliças.....	16
3 METODOLOGIA.....	20
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	20
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	23
REFERÊNCIAS	23

EFEITOS FITOTÓXICOS DA ÁGUA CONTAMINADA COM CIANOTOXINAS APÓS IRRIGAÇÃO EM HORTALIÇAS

PHYTOTOXIC EFFECTS OF CONTAMINATED WATER WITH CYANOTOXINS AFTER IRRIGATION IN VEGETABLES

Cléo Kaluaná Ferreira de Sousa*

RESUMO

A ocorrência de florações de cianobactérias em reservatórios de água de abastecimento público tem sido cada vez mais frequente em virtude de sua alta competitividade em ambientes tropicais eutrofizados. A região Nordeste do Brasil é uma das regiões com intensos registros de espécies formadoras de florações, devido às elevadas temperaturas, incidência solar e escassez hídrica. A espécie frequentemente encontrada nos ecossistemas aquáticos é a *Microcystis aeruginosa*, produtora de microcistina (MC-LR), uma toxina hepatotóxica. Regiões próximas a reservatórios de água geralmente cultivam hortaliças que podem ser contaminadas através da irrigação com água contendo cianotoxinas. O uso de água contaminada com cianotoxina para fins agrícolas pode representar uma ameaça tanto à saúde pública quanto à biota. Os estudos ecotoxicológicos com plantas superiores são uma ferramenta fundamental na análise da qualidade de águas e efluentes, pois associa-se a quantidade e características dos poluentes presentes e o risco à saúde. Este trabalho objetivou efetuar uma revisão bibliográfica sobre os efeitos tóxicos de cianotoxinas em matrizes ambientais, especialmente culturas de hortaliças. Para o levantamento bibliográfico foram priorizados artigos escritos em inglês e português publicados nos últimos dez anos (2012-2022). Foi possível encontrar em materiais publicados nos últimos 10 anos, informações relevantes quanto a ação dessas toxinas nas plantas. A concentração de MC-LR indicada pela Organização Mundial da Saúde como segura à população humana ($1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$) estimulou a germinação de sementes e crescimento das plantas, enquanto concentrações elevadas acarretaram inibição, necrose e mortalidade. Percebe-se que dentre as hortaliças, a alface é a mais utilizada e relativamente resistente à exposição em cianotoxinas. Os possíveis efeitos causados pela combinação de cianotoxinas e outros poluentes presentes nos ambientes aquáticos devem ser investigados.

Palavras-chave: Cianobactérias. Cianotoxinas. Ecotoxicologia. Hortaliças.

* Estudante de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Estadual da Paraíba; Campina Grande, PB; cleoksousa@gmail.com.

ABSTRACT

The occurrence of cyanobacterial blooms in public water supply reservoirs has been increasingly frequent due to their high competitiveness in eutrophic tropical environments. The Northeast region of Brazil is one of the regions with intense records of blooms-forming species, due to high temperatures, sunlight and water scarcity. The species frequently found in aquatic ecosystems is *Microcystis aeruginosa*, which produces microcystin (MC-LR), a hepatotoxic toxin. Regions close to water reservoirs often grow vegetables that can be contaminated through irrigation with water containing cyanotoxins. The use of water contaminated with cyanotoxin for agricultural purposes can pose a threat to both public health and biota. Ecotoxicological studies with higher plants are a fundamental tool in the analysis of water and effluent quality, because it is associated with the quantity and characteristics of the pollutants present and the risk to health. This work aimed to carry out a literature review on the toxic effects of cyanotoxins in environmental matrices, especially the vegetable crops. For the bibliographic survey, articles written in english and portuguese published in the last ten years (2012-2022) were prioritized. It was possible to find in materials published in the last 10 years, relevant information regarding the action of these toxins in plants. The concentration of MC-LR indicated by the World Health Organization as safe for the human population ($1.0 \mu\text{g.L}^{-1}$) stimulated seed germination and plant growth, while high concentrations caused inhibition, necrosis and mortality. It is noticed that among vegetables, lettuce is the most used and relatively resistant to exposure to cyanotoxins. The possible effects caused by the combination of cyanotoxins and other pollutants present in aquatic environments should be investigated.

Keywords: Cyanobacteria. Cyanotoxins. Ecotoxicology. Vegetables.

1 INTRODUÇÃO

A contaminação dos ecossistemas aquáticos representa um dos principais problemas associados à saúde pública, há uma estreita relação entre a qualidade da água e as enfermidades que acometem as populações, sobretudo àquelas não atendidas por serviços de saneamento. As modificações nos ecossistemas aquáticos ocorrem através de fontes pontuais e difusas de poluição, como o despejo de esgotos domésticos e industriais, que podem alterar significativamente a qualidade da água de um corpo hídrico, adicionando nutrientes em excesso, especificamente nitrogênio e fósforo, que na maioria das vezes inviabiliza sua utilização por acarretarem gosto e odor desagradáveis na água.

O principal efeito causado pelo excesso de nutrientes é o chamado processo de eutrofização, este promove a proliferação de algumas florações que podem gerar produtores primários tais como cianobactérias, microalgas e plantas aquáticas, que têm como fonte de energia principalmente, moléculas orgânicas contendo fósforo e nitrogênio, podendo multiplicar-se rapidamente (DUPAS et al., 2015; ATROCH, 2018). Algumas destas espécies produzem metabólitos secundários tóxicos, conhecidos como cianotoxinas, que podem ser classificadas de acordo com seu mecanismo de toxicidade em animais, as três classes principais são: as hepatotoxinas, as dermatotoxinas e as neurotoxinas. A cianotoxinas são metabólitos constituídos basicamente por peptídeos e alcaloides, que compõe estruturas complexas formadas a partir da produção de energia pelas cianobactérias, são encontradas no interior das células e são liberadas após a morte celular e o consequente rompimento de sua membrana (DIETRICH et al., 2008).

Episódios de florações nos reservatórios brasileiros têm sido comumente observados, principalmente a espécie *Microcystis aeruginosa*, que recebe grande atenção das pesquisas pela sua ampla distribuição geográfica em todos os continentes e pela frequente produção de microcistina-LR. Classificada como uma hepatotoxina, a microcistina-LR é constituída por sete aminoácidos, sendo cinco fixos e dois variáveis, que podem causar intoxicações agudas e crônicas, dependendo da dose ingerida, possibilitando a morte de animais domésticos e selvagens, como também intoxicação humana (RAMOS, 2014; ALBUQUERQUE, et al., 2019). A região Nordeste do Brasil é uma das regiões com intensos registros de espécies formadoras de florações, estas se beneficiam de condições ambientais ideais que facilitam sua rápida proliferação, como elevadas temperaturas, incidência solar e escassez hídrica. Em contrapartida, a região possui uma intensa atividade agrícola realizada por grandes e pequenos produtores, que necessita das águas dos reservatórios, muitas vezes sem nenhum tipo de tratamento, para irrigação de diversas culturas.

A Portaria nº 1.469 de 29 de dezembro de 2000 do Ministério da Saúde, introduziu a questão das cianobactérias às normas de potabilidade da água para consumo humano no Brasil, após o evento conhecido como “Síndrome de Caruaru” quando 76 pacientes em uma clínica de hemodiálise receberam por via intravenosa água com cianotoxinas, especialmente microcistina (AZEVEDO et al., 2002; YUAN et al., 2006 apud HEREMAN, 2010). Atualmente, os critérios relacionados às cianobactérias encontram-se dispostos na Portaria nº 888 do Ministério da Saúde, de 4 de maio de 2021, que inclui a obrigatoriedade do monitoramento da ocorrência de cianobactérias potencialmente nocivas, testes de toxicidade e análises de cianotoxinas em mananciais destinados ao abastecimento e na água para consumo humano.

A possibilidade de hortaliças, principalmente aquelas inclusas na dieta humana, de entrarem em contato com cianotoxinas via irrigação com água contaminada tem levado pesquisadores a avaliarem os efeitos destes compostos em diversas culturas. Os estudos com plantas superiores, também podem auxiliar no fornecimento de avaliação da eficiência dos

tratamentos empregados na remoção de contaminantes na água e no esgoto, através da estimativa da toxicidade das substâncias. Dentre as espécies de hortaliças, a alface (*Lactuca sativa* L.) é a mais usada por ser comumente cultivada ao redor do mundo e oferecer resultados rápidos de serem avaliados.

Diante do exposto, este trabalho objetivou efetuar um levantamento bibliográfico sobre os efeitos tóxicos de cianotoxinas em matrizes ambientais, especialmente em culturas de hortaliças. Investigando o possível risco a saúde da população humana, através da contaminação da microcistina na cadeia alimentar e da incorporação nos tecidos vegetais, além de fornecer dados que auxiliem no desenvolvimento e na produtividade das culturas.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Cianobactérias e a formação de cianotoxinas

As cianobactérias são organismos procarióticos fotossintetizantes, existentes na Terra há cerca de 3,5 bilhões de anos, sendo provavelmente os primeiros responsáveis pela liberação de oxigênio na atmosfera primitiva do planeta (CANTONATI et al., 2015).

Existem cerca de 2.400 espécies de cianobactérias, sendo a grande maioria de água doce, essas 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, suas principais ordens de classificação são: 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. 2006).

As cianobactérias são consideradas produtores primários e desempenham um importante papel nos ecossistemas aquáticos, porém, sob condições ambientais específicas podem crescer excessivamente, formando florações que oferecem potenciais riscos à biota aquática e à saúde da população. Embora os primeiros registros de produção de cianotoxinas por cianobactérias datem do século XIX, só no século seguinte começou-se a elucidar a estrutura destas toxinas e avaliar a sua diversidade (SVIRCEV et al., 2015; VASCONCELOS, 2014).

Segundo Dietrich et al. (2008), cianotoxinas são metabólitos constituídos basicamente por peptídeos e alcalóides, que compõe estruturas complexas formadas a partir da produção de energia pelas cianobactérias. As cianotoxinas são encontradas no interior das células, ao ocorrer a morte celular e o rompimento de sua membrana, o conteúdo que estava armazenado é liberado para o meio e a toxina é dissolvida (BORTOLI e PINTO, 2015).

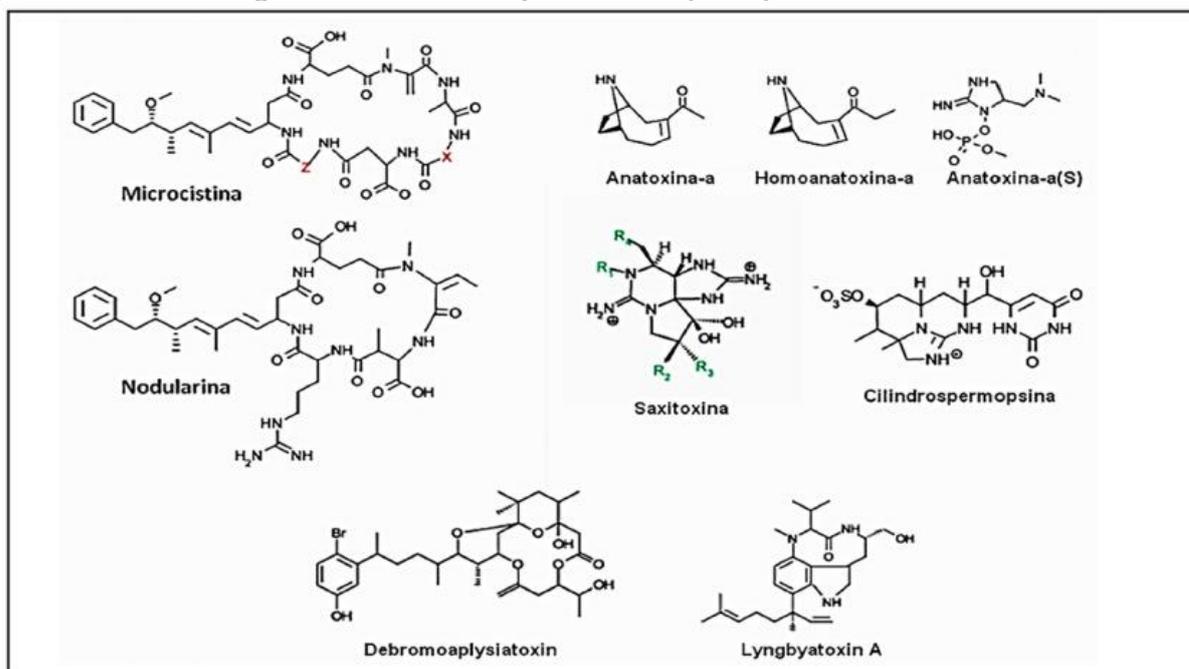
O Quadro 1, apresenta a grande quimiodiversidade das cianotoxinas, divididas entre os principais grupos quanto as suas características e sua ação sobre mamíferos.

Quadro 1 – Características gerais das cianotoxinas e ação sobre mamíferos e produtores

Grupo da cianotoxina	Entidade química	Alvo primário	Gênero de cianobactérias
Anatoxina-a, Homoanatoxina-a	Alcaloide	Nervo simpático	<i>Dolichospermum (Anabaena), Aphanizomenon, Arthrospira, Cylindrospermum, Microcystis, Oscillatoria, Planktothrix, Phormidium, Raphidiopsis</i>
Aplisiotoxina, Debromoaplisiotoxina		Pele, trato gastrointestinal	<i>Lyngbya, Schuzothrix, Planktothrix</i>
Anatoxina-a(S)		Nervo simpático	<i>Dolichospermum (Anabaena)</i>
Saxitoxina		Nervo axônico	<i>Dolichospermum (Anabaena), Aphanizomenon, Lyngbya, Cylindrospermopsis, Planktothrix</i>
Cilindrospermopsina		Órgãos múltiplos (fígado, rim, baço, trato gastrointestinal, coração, timo, pele)	<i>Dolichospermum (Anabaena), Cylindrospermopsis, aphanizomenon, Raphidiopsis, Umezakia</i>
Lyngbyatoxina		Pele, trato gastrointestinal	<i>Lyngbya</i>
Microcistina	Péptideo cíclico	Fígado	<i>Dolichospermum (Anabaena), Anabaenopsis, Aphanocapsa, Arthrospira, Hapalosiphon, Microcystis, Nostoc, Oscillatoria, Planktothrix, Radiocystis, Snowella, Woronichinia</i>
Nodularina		Fígado	<i>Nodularina</i>
LPS	Lipopolissacarideo	Potencial irritante; afeta qualquer tecido exposto	Todos

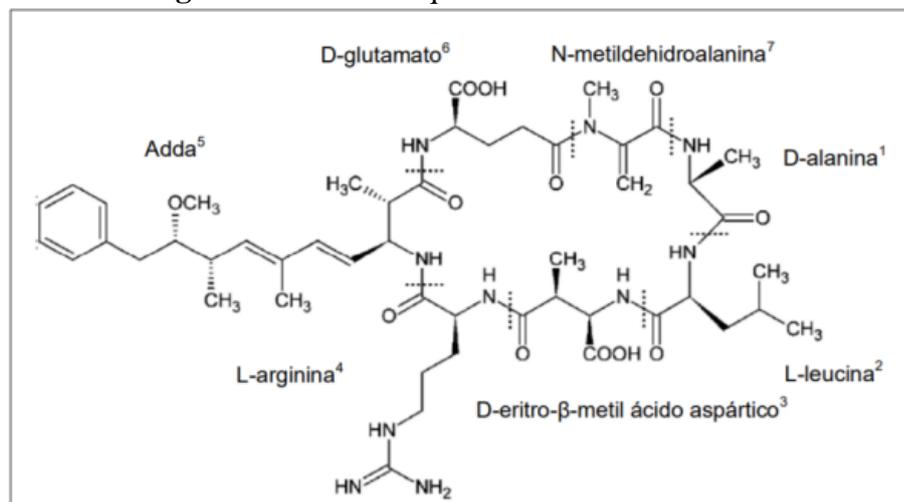
Fonte: CETESB (2013, com adaptações).

Segundo Molica e Azevedo (2009), a produção das toxinas pelas cianobactérias ainda não é totalmente decifrada, mas especula-se que seja principalmente um mecanismo de defesa contra predadores (zooplâncton) ou de competição contra as macrófitas aquáticas, ainda de acordo com os autores, nem todas as florações são tóxicas e os períodos de toxicidade também podem variar. As principais cianotoxinas (Figura 1) são neurotoxinas (anatoxina-a, anatoxina-a(s) e saxitoxina) e as hepatotoxinas (microcistina, nodularina e cilindrospermopsina).

Figura 1 – Estruturas químicas das principais cianotoxinas

Fonte: BORTOLI e PINTO (2015).

Dentre as cianotoxinas, as microcistinas (MCs) são a classe mais prevalente e o grupo mais frequentemente estudado, esse reconhecimento deve-se à sua alta toxicidade, detecção frequente e sua elevada concentração em águas superficiais. Apesar de serem heptapeptídeos cíclicos, as MCs apresentam alta variabilidade estrutural, atualmente mais de 200 diferentes análogos estruturais foram identificados a partir de florações e culturas de cianobactérias. As microcistinas são nomeadas de acordo com os dois aminoácidos variáveis e outras modificações estruturais menores. A microcistina-LR (Figura 2), que contém os aminoácidos leucina (L) e arginina (R) nas posições dois e quatro da estrutura, é a variante mais comumente detectada. A principal diferença entre as variantes da microcistina é a toxicidade, esta pode ser atribuída à diferentes variações na posição dos aminoácidos, desmetilações e isômeros de aminoácidos (ZASTEPA et al., 2015; SPOOF e CATHERINE, 2017; CHEN et al., 2016).

Figura 2 – Estrutura química da microcistina-LR

Fonte: HEREMAN (2010)

Em uma revisão realizada por Boopathi e Ki (2014) observou-se que muitas pesquisas apontam a produção de microcistina sendo regulada por um complexo sistema em rede que inclui limitações de nutrientes e fatores indutores de estresse, como a luz. Dessa forma, considerando as condições ambientais de muitos reservatórios, as MCs podem afetar negativamente tanto a saúde pública quanto os processos ecológicos fundamentais (RASTOGI et al., 2014; ZHAO et al., 2016).

Além das microcistinas, outras cianotoxinas são frequentemente encontradas em diversos ambientes aquáticos. A cilindrospermopsina (CYN) é uma toxina que vem ganhando importância devido à sua crescente expansão mundial, sua ação tem sido reconhecida principalmente no fígado, mas também envolve outros órgãos, sendo associada a toxicidade renal e insuficiência hepática (ZEGURA et al., 2011; PUERTO et al., 2018).

A CYN é um alcaloide tricíclico comum que consiste em uma porção tricíclica de guanidina combinada com hidroximetiluracila, com massa molecular de 415 g.mol^{-1} aproximadamente, no nível molecular pode interagir com os ribossomos e inibir a síntese de proteínas nas células. Além disso, a toxina foi reconhecida como uma ameaça nacional devido à natureza invasiva de seu principal produtor, *Cylindrospermopsis raciborskii*, sendo relatada em águas superficiais com concentrações de até $173 \mu\text{g.L}^{-1}$ (WESTRICK et al., 2010; BURATTI et al., 2017; DIEZ-QUIJADA et al., 2018).

As saxitoxinas são neurotoxinas comumente associadas às “marés vermelhas” causadas por florações de dinoflagelados marinhos, ademais, acumulam-se nos tecidos dos mariscos, gerando riscos de intoxicação para consumidores. Estas toxinas foram encontradas em vários gêneros de cianobactérias de água doce: *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Lyngbya* e *Cylindrospermopsis* (RAMOS et al., 2016; PANOSSO et al., 2007).

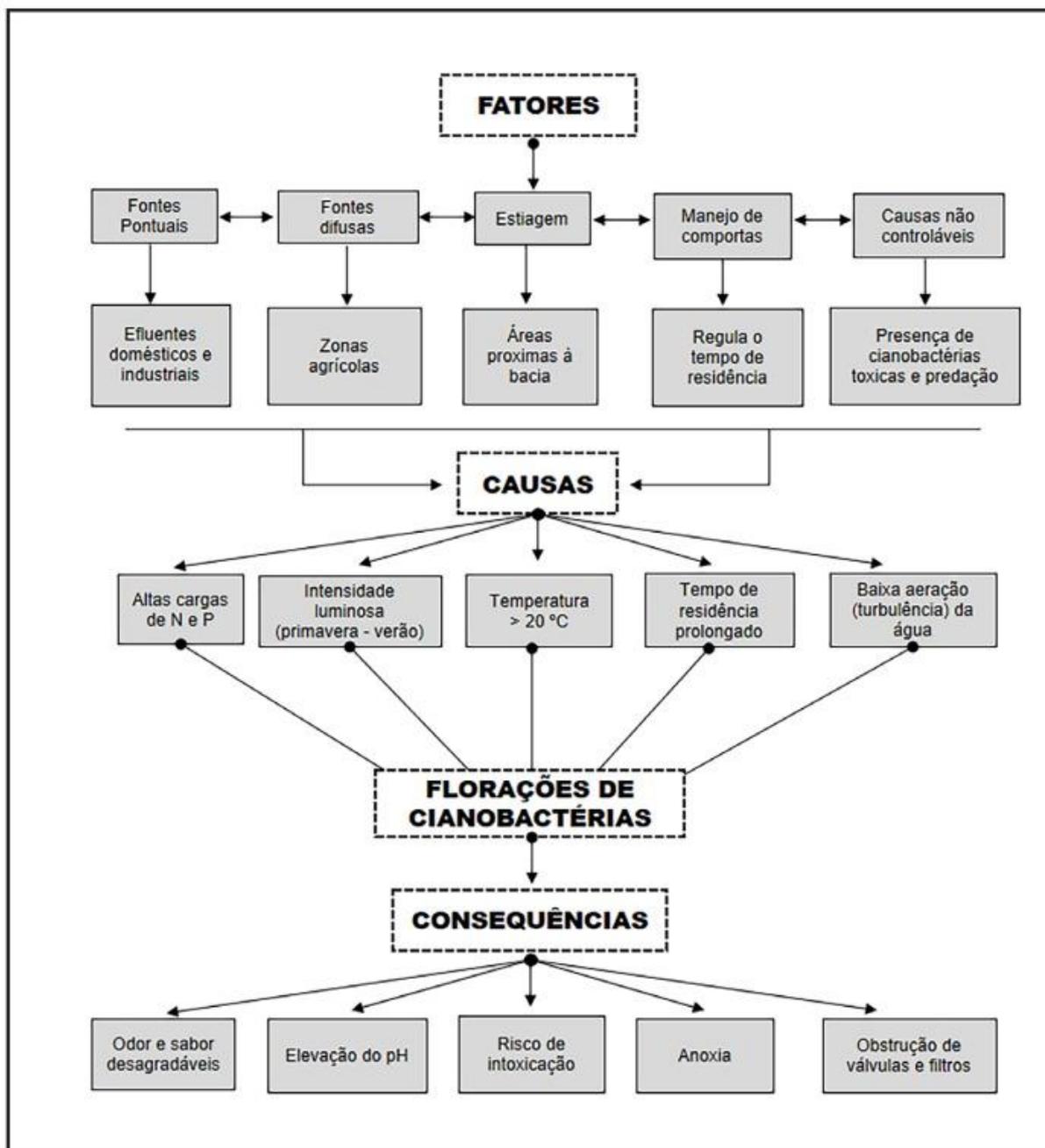
2.2 Ocorrência de cianobactérias e a escassez hídrica em reservatórios brasileiros

O crescimento excessivo de algas em reservatórios brasileiros é uma realidade que tem prejudicado o uso da água para diversas finalidades. Algumas dessas florações podem gerar cianotoxinas, produzidos por cianobactérias, que são nocivas aos ecossistemas aquáticos. Também conhecido como eutrofização, esse processo ocorre naturalmente nos sistemas aquáticos de forma lenta e gradual ao longo dos anos, denominando-se eutrofização natural. Todavia, as ações antrópicas responsáveis pela poluição e descarga de nutrientes nos sistemas aquáticos, seja por práticas agrícolas ou lançamento de efluentes in natura, podem acelerar esse processo, denominando-o como eutrofização artificial, podendo ser cultural ou antrópica (WETZEL, 1983; RIGOSI et al., 2014).

Em função da eutrofização, muitos reservatórios e lagos já perderam sua capacidade de abastecimento de populações, de manutenção da vida aquática e de recreação. Particularmente no estado de São Paulo, o resultado desse impacto pode se tornar um quadro já conhecido nas bacias das represas Billings e Guarapiranga, onde há uma grande perda da qualidade da água ao longo dos anos, contaminação de sedimentos e uso intenso de algicidas (SONOBE et al., 2019; CARDOSO-SILVA et al., 2014; PADIAL, 2008).

A eutrofização causa vários impactos sociais e alterações ambientais, como a redução de oxigênio, baixa transparência da água e mortalidade de peixes, provocando mudanças na composição e crescimento da comunidade fitoplanctônica, levando a redução de diversidade de espécies e a proliferação de cianobactérias, conseqüentemente, implicações na qualidade da água, como mostra o fluxograma apresentado na Figura 3 (BRASIL et al., 2016; DALU e WASSERMAN, 2018).

Figura 3 – Fluxograma dos fatores ambientais contribuintes para a floração de cianobactérias



Fonte: PEREZ et al. (2008).

No Brasil, os gêneros *Cylindrospermopsis* e *Dolichospermum* foram considerados por Soares et al. (2013) como os mais predominantes em ambientes pelágicos. Essas duas espécies possuem estratégias competitivas e características morfológicas e fisiológicas que são fundamentais para que se adaptem às mudanças e variações das condições físicas e químicas da água e consigam alcançar elevadas densidades (ANTUNES et al., 2015; DOKULIL, 2015; YEMA et al., 2016).

No nordeste brasileiro, devido à forte variabilidade interanual das chuvas, escassez geral de chuvas e condições desfavoráveis do solo, a construção de reservatórios como açudes e barragens para armazenar água durante a estação chuvosa e de canais de transposição de água para levar esse recurso aos locais mais afetada pela seca, apareceu como uma alternativa

para mitigar a escassez de água. No entanto, essa intervenção na paisagem natural, resultante da transformação de ambientes lóticos em lênticos, acarreta uma série de impactos nos ecossistemas, com alterações no comportamento natural e na qualidade da água de rios projetados e dos seus fluxos. Essa interferência antrópica gera um grande impacto ecológico nos ecossistemas aquáticos ao reduzir o fluxo de água e aumentar a taxa de sedimentação, o tempo de residência da água, a estratificação térmica e o enriquecimento artificial de nutrientes como nitrogênio e fósforo causados por atividades humanas (ARANHA, et al., 2022; BUCCI et al., 2014; BARBOSA et al., 2012; PIMENTA et al., 2012).

Nos últimos anos, a região enfrentou a pior seca registrada na história, foram seis anos (2012-2018) de escassez pluviométrica que acarretou diversos problemas socioambientais dentre eles a redução da qualidade de água. Como os solos dessa região são, geralmente, rasos e a vegetação de pequeno porte, as chuvas intensas que ocorrem em um curto período do ano promovem uma maior erosão, que associadas às grandes áreas de captação das bacias elevam a carga de sedimentos carreados para os reservatórios, também contribuindo como fontes externas de nutrientes para os açudes (MARENGO et al., 2017; OYAMA e NOBRE, 2004; ALVES e CAMPOS, 2009).

Barbosa et al. (2019) verificaram o estado trófico de mananciais utilizados para abastecimento público localizados no nordeste paraibano, no estudo, todos os mananciais foram classificados como eutróficos. Além dos fatores geográficos da região, o fenômeno das florações é recorrente, especialmente porque as cianobactérias encontram condições favoráveis ao seu desenvolvimento, como altas temperaturas e disponibilidade de luz. Para os ambientes aquáticos de regiões tropicais, a concentração de nutrientes em determinadas situações acaba não sendo o fator direcionador ou intensificador das florações de cianobactérias. Neste sentido, a redução do volume do corpo hídrico seria um direcionador de mudanças, tanto das características físicas e químicas, como das cianobactérias (MOURA et al., 2007; MENDES, et al., 2019).

De acordo com Fonseca et al. (2015), nos reservatórios do semiárido, as maiores concentrações de cianotoxinas não estão relacionadas ao máximo da densidade de cianobactérias. Isto deve-se ao fato de a microcistina permanecer quimicamente estável por longos períodos no ambiente ou pela possibilidade de coexistirem com indivíduos produtores, não produtores e potencialmente produtores. Para o estado da Paraíba, Vasconcelos et al. (2011) verificaram que os primeiros registros de cianobactérias em reservatórios no semiárido paraibano foram no reservatório Acauã, com florações de *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, sendo verificado o aumento das florações nos reservatórios paraibanos a partir de 2006, este fato está relacionado com o aceleração da eutrofização pelos impactos antrópicas nas bacias hidrográficas.

No estudo realizado por Mendes et al. (2019) sobre a ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas nos reservatórios da Paraíba foi encontrado um total de 14 espécies de cianobactérias, especialmente as espécies do gênero *Cylindrospermopsis* e *Dolichospermum*, consideradas predominantes nos sistemas aquáticos brasileiros. Em todos os sistemas foram encontradas densidades acima de 20.000 células.mL⁻¹, porém, nos reservatórios Boqueirão e Camalaú as maiores densidades foram de quase 80.000 células.mL⁻¹ e 120.000 células.mL⁻¹ respectivamente. Além disso, dentre as cianotoxinas analisadas, foi detectada a presença de microcistinas e saxitoxinas.

A remoção de células de cianobactérias e seus metabólitos representa um grande desafio durante o processo de tratamento da água destinada ao abastecimento público. A presença de cianobactérias na água bruta pode causar problemas operacionais nas estações de tratamento, como interferências nos processos de coagulação, de floculação, colmatação de filtros, sabor e odor indesejáveis e geração de subprodutos na etapa de desinfecção (CRUZ, 2017). O uso de desinfetantes como o cloro, em mananciais com elevadas concentrações de

cianobactérias, pode promover a lise (quebra) celular e a consequente liberação de cianotoxinas. Fazendo-se necessário o uso de tecnologias apropriadas ao tratamento da água que não promovam esse processo, como Processos Oxidativos Avançados (POA's).

Para minimizar os riscos de contaminação da água para consumo humano em território brasileiro, o Ministério da Saúde estabeleceu a Portaria nº 888, de 04 de maio de 2021, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. A portaria delibera que os responsáveis por sistemas de abastecimento de águas para consumo humano com captação em mananciais superficiais devem realizar monitoramento para identificação e contagem de células de cianobactérias. Se a contagem de células for inferior a $10.000 \text{ células.mL}^{-1}$, o monitoramento deve ser realizado trimestralmente, já para os casos em que houver uma concentração superior a este valor, o monitoramento deve ser semestral. Quando a contagem de células de cianobactérias exceder $20.000 \text{ células.mL}^{-1}$, deve-se realizar análise de cianotoxinas (microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas) no ponto de captação com frequência semanal. Nas situações cujos resultados das análises de cianotoxinas realizada na água bruta (entrada da ETA) ou em todos os pontos de captação for superior ao Valor Máximo Permitido (VMP), torna-se obrigatória a realização da análise de cianotoxinas na saída do tratamento com frequência semanal (BRASIL, 2021).

Em relação a manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos, a Resolução CONAMA 357/2005 do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2005), estabelece regras para a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para sua implantação (Quadro 2), bem como condições e normas para lançamento de efluentes, com o objetivo de preservar o equilíbrio dos ambientes e comunidades aquáticas. Esta diretriz recomenda limites de densidade de cianobactérias potencialmente tóxicas como $20.000\text{--}50.000 \text{ células.mL}^{-1}$ em água destinada à irrigação de alimentos consumidos diretamente como vegetais crus e frutas. Apesar dos limites estabelecidos e análises do número de células de cianobactérias, não há a indicação da implementação de pontos de monitoramento sistemático, nem das frequências a serem adotadas para avaliar as cianobactérias e suas toxinas (CETESB, 2013).

Quadro 2 – Classificação dos corpos d'água e padrões para água doce

Classes	Uso destinado	Cianobactéria (células.mL^{-1})
1	Abastecimento para consumo humano após tratamento simplificado, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças consumidas cruas.	20.000
2	Abastecimento para consumo humano após tratamento convencional, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças e frutíferas, aquicultura e pesca	50.000
3	Abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado, recreação de contato secundário, irrigação de culturas arbóreas	100.000
	Dessedentação de animais	50.000

Fonte: CONAMA (2005, com adaptações).

2.3 Riscos associados à água contaminada com cianotoxinas em hortaliças

Diversos casos de contaminação por cianotoxinas são conhecidos ao redor do mundo, porém, até o momento, os únicos registros de contaminação por cianotoxinas que levaram à morte de humanos ocorreram no Brasil. Em 1993, Teixeira et al. (1993) analisaram a forte correlação de uma grande florescência de *Anabaena sp.* e *Microcystis sp.* na represa de Itaparica no estado da Bahia com o acúmulo de uma cianotoxina não identificada, que resultou em mais de 2.000 casos de gastroenterite em uma população que consumiu água do reservatório entre março e abril de 1988, afetando principalmente crianças e resultando em 88 mortes (GRANDÍSSIMO et al., 2020).

O caso mais grave envolvendo a população humana conhecido como “Síndrome de Caruaru, ficou conhecido internacionalmente quando, na época do evento, o Instituto de Doenças Renais (IDR) atendia por volta de 126 pacientes que necessitavam consumir cerca de 1.440 litros de água por mês individualmente durante as sessões de diálise. Após as sessões rotineiras de diálise, entre 13 e 20 de fevereiro de 1996, 86% dos pacientes apresentaram alterações visuais, náuseas e vômito. Como consequência, 100 pacientes desenvolveram falência hepática e 76 desses chegaram a óbito, sendo que 23 pacientes faleceram nas primeiras 2 semanas após a diálise, apresentando sintomas neurológicos ou falência hepática. Nas 5 semanas posteriores, cerca de 37 outros pacientes foram a óbito em consequência de problemas hepáticos graves, infecção generalizada, hemorragia gastrointestinal ou problemas cardiovasculares. Apesar das fatalidades associadas, 52 mortes foram de fato atribuídas à “Síndrome de Caruaru” (CARMICHAEL et al., 2001).

Na ocasião, as águas advindas do reservatório Tabocas passavam pelas seguintes etapas na estação de tratamento de água da cidade: sedimentação de partículas, alumínio, filtração e cloração, previamente antes do transporte por caminhão pipa para a clínica onde eram realizadas as diálises. As investigações sobre as mortes verificaram falhas substanciais nos protocolos de tratamento da água realizados pela clínica. As etapas consistiam na filtração em areia, carvão ativado, resina de troca-iônica e membrana de nitrocelulose, todavia, os filtros utilizados não eram trocados a mais de três meses (JOCHIMSEN et al., 1998).

Em 2001, Carmichael et al. (2001) publicaram um estudo sobre o caso, os autores encontraram similaridades sintomáticas e patológicas com casos de intoxicação por microcistinas em animais, especificamente as do tipo microcistina-YR, microcistina-LR, e microcistina-AR. O grupo também analisou através de ensaio enzimático (ELISA) a concentração de toxinas encontradas no fígado dos pacientes e estimou que a quantidade de microcistinas na água utilizada para diálise seria de $19,5 \mu\text{g.L}^{-1}$, quase 20 vezes acima do limite seguro estipulado pela Organização Mundial de Saúde (OMS).

Após o grave acidente ocorrido em Caruaru, o Brasil tornou-se o primeiro país do mundo a incorporar a questão das cianobactérias às normas de potabilidade da água para consumo humano através da homologação da Portaria do Ministério da Saúde nº 1.469, em 29 de dezembro de 2000. Atualmente, os critérios relacionados às cianobactérias encontram-se dispostos na Portaria nº 888 de 04 de maio de 2021 do Ministério da Saúde. Os valores máximos permissíveis de concentração de cianotoxinas para água de consumo humano são $1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ para microcistina e cilindrospermopsina e $3,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ para saxitoxinas. A Portaria também obriga a comunicação imediata à autoridade de saúde pública, às clínicas de hemodiálise e às indústrias de injetáveis, quando for constatada a presença de cianotoxinas na água tratada, na saída do tratamento.

Os acontecimentos relacionados a intoxicação humana por cianotoxinas corroboraram para a postulação de normas que regem os parâmetros de qualidade de água. Conforme mostra o Quadro 3, essas normas variam de acordo com a legislação de cada país, porém, muitos destes tendem a se guiar pelas diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS). As

menções deliberadas pela OMS em relação às cianotoxinas tratam especificamente da microcistina, determinando valores provisórios de Ingestão Diária Tolerável (TDI) e concentrações máximas da toxina para águas potáveis e recreativas. O nível de impacto das cianotoxinas na saúde humana depende dos níveis de concentração de cianotoxinas que são consumidas diariamente e da via de exposição, sendo assim, a TDI indica a quantidade de elementos prejudiciais que têm potencial para afetar a saúde humana quando tomados diariamente por um longo tempo e não deve exceder $0,04 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ de MC-LR (MUTOTI et al., 2022; OMS, 2020).

Quadro 3 – Padrões permissíveis de cianotoxinas para águas potáveis em diversos países

País	Cianotoxinas	Valor de orientação ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Observações	Referência
República Tcheca, Cingapura, Uruguai, Brasil, França, Espanha	Microcistina-LR	1,0	Exposição crônica (durante a vida)	OMS (2020)
		12,0	Exposição de curto prazo	
Brasil	Microcistina-LR	1,0	Para a MC-LR, o valor representa o somatório das concentrações de todas as variantes. Frequência de controle semanal quando contagem de cianobactérias for acima de $20.000 \text{ células}\cdot\text{mL}^{-1}$	Ministério da Saúde Brasil (2021)
	Cilindrospermopsinas	1,0		
	Saxitoxinas (STX)	3,0		
Estados Unidos	Microcistina	< 0,3	0 a 6 anos	US-EPA (2019)
		< 1,6	Maiores de 6 anos	
	Cilindrospermopsinas	< 0,7	0 a 6 anos	
		< 3,0	Maiores de 6 anos	
Canadá	Microcistina	1,5	Considera seguro para crianças pequenas	HC (2021)
Austrália	Microcistina-LR	1,3	Baseada no TDI e consumo adulto da OMS; Fator de incerteza = 0,9	NHMRC (2008)

Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

Em relação as águas destinadas as atividades recreativas, a OMS orientava até 2019 um valor de $20 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de MC-LR, baseado no TDI, no peso corporal de um adulto e na ingestão involuntária de 100 mL de água durante as atividades de natação. Atualmente, o valor recomendado é de $24 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, calculado a partir do nível de efeito adverso não observado (NOAEL) $40 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$. A nova orientação da OMS é criticada por alguns atores, pois baseia-se em um fator de incerteza dez vezes menor em comparação com o TDI proposto devido à natureza de curto prazo da exposição recreativa, um volume de 250 mL de água ingerida involuntariamente por uma criança e leva em consideração o peso corporal de uma criança de 15 kg. Já as diretrizes publicadas em 2019 pela Agência de Proteção Ambiental dos

Estados Unidos (US-EPA), $8 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ para microcistina e cilindrospermopsina respectivamente, foram calculadas utilizando o peso corporal médio de crianças entre 6 e 10 anos (31,8 kg); taxa de ingestão involuntária diária de água recreativa para 90% das crianças entre 6 e 10 anos ($0,21 \text{ L.dia}^{-1}$); Dose de referência MC = $0,05 \mu\text{g.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$; Dose de referência CYN = $0,1 \mu\text{g.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ (VAN HASSEL et al., 2022; FAWELL et al., 1999).

A avaliação e caracterização do risco de cianotoxinas em relação à saúde humana requerem a identificação de vias de exposição comuns, dentre as quais tem sido reconhecido o consumo de alimentos contaminados. Uma prática agrícola comum é o uso de água de reservatórios de abastecimento público, rios e lagoas para irrigar lavouras. Infelizmente, essas fontes de água de superfície às vezes estão contaminadas com cianobactérias e cianotoxinas, que podem ser absorvidas e bioacumuladas nos tecidos das plantas. Isso torna o consumo de culturas e hortaliças irrigadas com águas superficiais contaminadas uma rota de exposição humana potencialmente perigosa a diferentes cianotoxinas, incluindo microcistinas. Evidências recentes demonstraram que valores acima do limite recomendado de TDI podem ser encontrados em culturas expostas a MCs em diferentes concentrações ambientalmente relevantes (CODD et al., 1999; MOHAMED & AL SHEHRI, 2009; CRUSH et al., 2008; HEREMAN e BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2012).

O uso de água de irrigação contendo florações de cianobactérias tóxicas pode ser perigoso para o setor agrícola, pois vários estudos relataram que as cianotoxinas afetam negativamente o rendimento, a qualidade e a segurança das plantas cultivadas. O mecanismo primário da toxicidade de MC-LR em animais e plantas superiores é bem reconhecido e consiste na inibição irreversível das fosfatases de proteínas serina/treonina 1 e 2A (PP, PP1 e PP2A) por ligação covalente (MACKINTOSH et al., 1990).

Estudos sobre contaminação por cianobactérias de reservatórios de abastecimento público têm registrado densidades celulares e concentrações de microcistinas significativamente maiores. A partir de um estudo em 10 reservatórios do nordeste brasileiro utilizados tanto para abastecimento público quanto para irrigação, com amostragem nas estações chuvosa e seca, Bittencourt-Oliveira et al. (2014) registraram valores de densidade de até 3.10^9 células. mL^{-1} . Os autores também observaram que a concentração intracelular de cianotoxinas nem sempre é proporcional à densidade celular das cianobactérias. Portanto, a irrigação com água desses reservatórios, mesmo com baixa biomassa de cianobactérias, não garante que as hortaliças não sejam contaminadas por cianotoxinas.

Em condições naturais, a água utilizada para irrigação pode conter vários congêneres de MCs, além de outras cianotoxinas. Até o momento, mais de 80 variantes de MCs foram identificadas, no entanto, a bioacumulação desses congêneres em plantas tem sido pouco investigada. Além disso, as florações de cianobactérias podem ser aplicadas diretamente no solo como fertilizante orgânico após serem colhidas intencionalmente em lagos (ROMERO-OLIVA et al., 2014; CHEN et al., 2012).

Embora tenha sido proposto um limite superior provisório na água potável de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ para MC pela OMS e $3 \mu\text{g.L}^{-1}$ para CYN pela US-EPA, em geral, existem muito poucos países com legislação sobre os níveis de cianotoxina nos alimentos. A legislação dirige-se principalmente aos produtos de peixe e marisco, mas não abrange os produtos hortícolas ou outros produtos alimentares e suplementos (TESTAI et al., 2016).

A falta de legislação é provavelmente consequência do desconhecimento sobre a contaminação e o impacto das cianotoxinas na qualidade e segurança dos vegetais. Por exemplo, mais de um tipo de cianotoxina é frequentemente detectado no ambiente, no entanto, a bioatividade e toxicologia de tais combinações em plantas têm sido negligenciada. Além disso, a genética pode desempenhar um papel crítico na sensibilidade das plantas às cianotoxinas. Este fator também tem sido pouco considerado nas pesquisas e há uma falta

geral de compreensão da suscetibilidade das culturas de plantas às cianotoxinas e os fatores genéticos que determinam o fenótipo suscetível (LLANA-RUIZ-CABELLO et al., 2019).

Evidências ligando intoxicações humanas às cianobactérias são criticáveis, devido as deficiências no detalhamento dos casos registrados. Tais registros são escassos e a literatura científica registra poucos casos epidemiológicos relacionando as cianobactérias/cianotoxinas às causas etiológicas de reações adversas na saúde humana (CODD et al., 2000; SVIRCEV et al., 2017). Segundo Ruibal-Conti et al. (2019), essa dificuldade relacionada à pesquisa epidemiológica advém da não ocorrência de sintomas específicos ou biomarcadores de rotina para diagnosticar intoxicação por cianotoxinas, em particular aos casos associados à exposição crônica.

Comumente a avaliação dos impactos ambientais em ecossistemas aquáticos ocorre através de análises físico-químicas da coluna d'água, contudo, tais análises podem apenas detectar e quantificar os poluentes na água, sem avaliar os seus efeitos sobre a biota. Em casos de poluentes tóxicos, por exemplo, somente os sistemas biológicos (organismos ou partes deles) poderiam ser utilizados para detectar e quantificar a toxicidade promovida por determinados tipos de substâncias (FRACÁCIO et al., 2009; PAIVA-MAGUALHÃES e FILHO-FERRÃO, 2008). A toxicidade das cianotoxinas pode ser facilmente identificada e quantificada, medindo as respostas biológicas adequadas em organismos no ambiente ou expondo organismos em laboratório (ensaios ecotoxicológicos).

Os testes ecotoxicológicos são ferramentas que medem os efeitos de diferentes concentrações de substâncias em organismos e seus possíveis efeitos sobre humanos. É uma metodologia amplamente aplicada em estudos de monitoramento ambiental e muito utilizada na avaliação de impactos em ecossistemas aquáticos. Os ensaios podem ser classificados em agudos e crônicos. Nos testes agudos, o efeito observado é a letalidade ou algum outro tipo de comportamento que a anteceda (por exemplo, perda da capacidade natatória e alimentar), objetivando determinar a Concentração Letal Média (CL50) ou a Concentração Efetiva Média (CE50), isto é, a concentração que causa a morte ou outro tipo de comportamento em 50% dos organismos em uma determinada faixa de tempo. Os testes crônicos têm efeitos subletais, nesses experimentos os organismos são expostos às concentrações do agente tóxico que permitam sua sobrevivência, mas afetam uma ou várias funções biológicas interferindo, por exemplo, no crescimento (MARTINEZ-HARO et al., 2015; CESAR et al., 2010).

Testes em que se utilizam plantas superiores são considerados eficientes para a avaliação e monitoramento da toxicidade de poluentes e têm sido utilizados em estudos sobre a fitotoxicidade de águas e sedimentos contaminados. A fase germinativa de uma planta é determinada por uma série de eventos fisiológicos através de funções metabólicas onde a água é a principal via. Portanto, a água contaminada compromete a germinação, fazendo com que a influência de contaminantes tóxicos seja empregada como precursor de toxicidade (CZERNIAWSKA-KUSZA e KUSZA, 2011; ASAHIDE et al., 2012).

A necessidade de entendimento e levantamento de informações relevantes sobre as cianobactérias e as cianotoxinas parece ser, até o presente momento, uma proposta relevante de pesquisas envolvendo ecologia, toxicologia e ecotoxicologia aquática, bem como saúde pública e saneamento de água para fins múltiplos. Essa problemática atinge a maior parte das regiões do Brasil, que além da água contaminada com cianotoxinas, enfrentam o desafio para o abastecimento seguro devido à escassez deste recurso (WALTER, et al. 2018; RODRIGUES et al., 2021).

3 METODOLOGIA

Neste estudo, a revisão bibliográfica foi utilizada como estratégia metodológica. Inicialmente foi feito um levantamento bibliográfico preliminar, com o objetivo de facilitar a formulação do problema. Após esse primeiro passo, realizou-se uma investigação de soluções, na qual foi feita a coleta e a seleção das informações contidas em artigos de periódicos nacionais e internacionais.

Para selecionar os artigos foram utilizados os bancos de dados on-line: Scielo (Scientific Electronic Library Online), Portal de Periódicos da CAPES e Science Direct, usando termos de busca relacionados ao tema “efeitos da água contaminada com cianotoxinas em hortaliças”. Nessa seleção, foram priorizados artigos escritos em inglês e português publicados nos últimos dez anos, entre 2012 e 2022. A análise dos efeitos das cianotoxinas foi realizada em relação às culturas de hortaliças expostas em variados tipos de cianotoxinas, priorizou-se aqueles presentes nos padrões de potabilidade de água da OMS e do Brasil. Foram observados os efeitos sobre a germinação das sementes, bioacumulação da toxina, efeitos nos tecidos vegetais e crescimento das raízes (radículas) e folhas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A partir do levantamento bibliográfico realizado em 94 artigos de periódicos nacionais e internacionais, pode-se observar que ao longo dos anos vários estudos foram realizados para avaliar os problemas humanos referentes às cianotoxinas, foi possível relacionar as intoxicações com a exposição crônica de baixas concentrações da toxina através do consumo de água e alimentos contaminados.

Alguns dos estudos atuais encontrados avaliam os efeitos das cianotoxinas diretamente sobre humanos e camundongos, especialmente em países do continente asiático. Para investigar se a MC-LR influencia a função cognitiva e a capacidade de memória das crianças, Zeng et al. (2021) mediram os níveis séricos de MC-LR no sangue total em 697 alunos do ensino fundamental e coletaram seus testes escolares e neurocomportamentais. Os participantes do estudo moravam numa área rural localizada no distrito de Fuling situado nas proximidades do rio Yangtze e do rio Wu, na China, onde foi detectada contaminação extensa e persistente de MC-LR em sua água potável e produtos aquáticos (peixe e pato). Percebe-se que populações ribeirinhas e famílias que praticam agricultura de subsistência e pesca, são as mais vulneráveis em casos de contaminação, pois muitas vezes utilizam águas sem nenhum tipo de tratamento para irrigação de culturas de hortaliças.

Apesar dos avanços conquistados por meio dos trabalhos envolvendo ecotoxicologia, nos últimos anos, pesquisas com animais em experimentos científicos sofreram com a pressão de grupos da sociedade preocupados com o bem-estar animal e condições de sobrevivência dos organismos após os testes. Assim, a pressão fez com que muitos experimentos sofressem alterações e adotassem novas metodologias de análise, envolvendo a substituição de animais por outros organismos, por exemplo, plantas (RODRIGUES et al., 2021).

Nota-se que, em comparação com outras plantas, a alface foi relativamente resistente à exposição em cianotoxinas. A alface é comumente indicada para o teste de germinação de sementes e teste de alongamento da parte aérea (folhas) e raiz, conforme recomendado pela US-EPA e a OECD (1984) por ser uma cultura comum internacionalmente, além de ser uma hortaliça amplamente utilizada na alimentação humana devido a sua praticidade e valor nutricional, sendo uma importante fonte de minerais para a dieta humana. O Quadro 4 apresenta diversos estudos realizados nos últimos dez anos sobre os efeitos tóxicos das cianotoxinas em variados tipos de hortaliças.

Quadro 4 - Estudos que investigam os efeitos das cianotoxinas em hortaliças

Espécies	Cianotoxina investigada	Concentrações de exposição ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Duração de exposição	Efeitos observados	Referência
Espinafre (<i>Spinacia oleracea</i>) e Alface (<i>Lactuca sativa</i> L.)	MC, CYN e MC/CYN	10,0 – 50,0	21 dias	Inibição do crescimento das folhas em ambas as espécies quando tratadas com $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ de MC, CYN e MC/CYN. A MC mostrou-se mais prejudicial as plantas, especialmente à espinafre, causando morte e necrose.	Llana-Ruiz-Cabello et al. (2019)
Pepino (<i>Cucumis sativus</i> L.)	MC	0,0 – 1.000,0	7 dias	A exposição a $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ causou uma ligeira diminuição no crescimento do pepino em diferentes estágios de crescimento. A exposição a 100 e $1000 \mu\text{g.L}^{-1}$ causou traços visíveis de toxicidade, como declínio no tamanho da raiz, clorose e necrose nas folhas.	Zhu et al. (2018)
Alface (<i>Lactuca sativa</i> L.)	MC-LR	0,0 – 5.000,0	14 dias	O teste de germinação não apresentou nenhuma inibição significativa em baixas concentrações de MC-LR. A maior concentração de MC-LR inibiu a germinação de alface em 9,64% em comparação com o grupo controle.	Cao et al. (2018)
Alface (<i>Lactuca sativa</i> L. e var. <i>Parris Island Cos</i>)	MC dissolvidos em água	1,81 – 3,30	2 meses	As sementes apresentaram maior capacidade fotossintética. Apesar disso, ocorreu um acúmulo considerável de MC em vários tecidos vegetais. Os valores de Ingestão Diária Estimada (EDI) excederam a TDI por um fator de 6.	Levizou et al. (2017)
Alface (<i>Lactuca sativa</i> L.) e cenoura (<i>Daucus carota</i>)	MC-LR	0,0 – 10,0	28 dias	Observou-se acúmulo significativo de MC-LR nas duas espécies regadas com a maior concentração de MC-LR, esse acúmulo foi maior nas raízes das plantas do que nas folhas. Nos tecidos vegetais a alface acumulou a menor quantidade administrada; a cenoura uma quantidade intermediária.	Lee et al. (2017)
Alface (<i>Lactuca sativa</i>)	Extrato bruto MC	0,0 – 10,0	15 dias	A exposição alterou a atividade de importantes enzimas antioxidantes e taxas fotossintéticas das plantas. Houve correlação entre essas alterações e a concentração de exposição e quantidade de toxinas acumuladas.	Bittencourt-Oliveira et al. (2016)
Mostarda branca (<i>Sinapis alba</i>)	MC-LR dissolvidos em água de osmose reversa	1,0 – 200,0	5 dias	Nas concentrações iniciais observou-se estímulo do crescimento, já na concentração $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ não foi observado nenhum efeito significativo. Entretanto, em $200 \mu\text{g.L}^{-1}$ observou-se a inibição do crescimento. Apesar disso, em todas as amostras o índice germinação chegou a aproximadamente 100%.	Micheletto (2016)
Alface (<i>Lactuca sativa</i> L.)	MC-LR, CYN e MC-LR/CYN	1,0 – 100,0	5 dias	Não foi observado inibição da planta nas menores concentrações ($1,0$ e $10,0 \mu\text{g.L}^{-1}$). Houve aumento conteúdo mineral nas plantas expostas as CYN. Todavia, a exposição a $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ resultou em uma diminuição significativa na massa fresca das folhas e seu conteúdo mineral, especialmente para MC-LR e a mistura MC-LR/CYN.	Freitas et al. (2015)
Tomate (<i>Solanum lycopersicum</i>) e alface (<i>Lactuca sativa</i>)	Extrato bruto MC	0,0 – 20.000	7 dias	Em concentrações mais baixas os comprimentos da radícula das duas espécies aumentaram significativamente em comparação com o controle. Na faixa de concentração de $100,0$ – $5.000,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ o comprimento das radículas das plantas diminuiu. No entanto, a maior concentração reduziu significativamente apenas as radículas de tomate.	Corbel et al. (2015)
Tomate (<i>Lycopersicon esculentum</i>)	Extrato bruto de MC	2,22 – 22,24	30 dias	A exposição durante 8 dias das sementes ao extrato bruto com a maior concentração causou uma redução da germinação em até 85%. A exposição da planta causou inibição do crescimento, produtividade e necrose nas folhas.	El Khaloufi et al. (2012)

Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

Em grande parte dos estudos encontrados sobre os efeitos das cianotoxinas em plantas, as concentrações das cianotoxinas utilizadas não levaram em conta sua relevância ecológica, por exemplo, $20.000,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ em Corbel et al. (2015). Não obstante, elevadas concentrações

já foram relatadas em diversos países (NAGATA et al., 1997; BUI et al., 2018; WOOD et al., 2006), logo, os possíveis riscos entre essas concentrações acima dos padrões indicados como seguros para humanos, os efeitos deletérios causados nas plantas e a transferência das toxinas através da alimentação não podem ser dispensados.

Quase todas as hortaliças foram testadas em estágios iniciais de desenvolvimento e expostas a exclusivamente um tipo de cianotoxina, não levando em consideração a possibilidade de ocorrência simultânea de diferentes cianotoxinas no ambiente aquático. Contudo, isso pode ser correlacionado com as restrições impostas aos ensaios laboratoriais com cianobactérias e extração de cianotoxinas, que necessitam de condições ambientalmente adequadas e longo tempo para análise.

Na pesquisa realizada por Freitas et al. (2015), os resultados sugeriram que as plantas de alface são capazes de lidar com menores concentrações de MC-LR, CYN e da mistura MC-LR/CYN, garantindo a manutenção e até mesmo aumentando a massa fresca e o conteúdo mineral e controlando o estresse oxidativo. Além disso, o aumento do conteúdo mineral nas folhas de plantas expostas a CYN pode fornecer uma indicação da tolerância das plantas de alface a esta cianotoxina. De acordo com Kinnear et al. (2008), vários benefícios podem resultar do aumento da produção de raízes, como a potencial produção de exsudatos, aleloquímicos ou fitoquelatinas, que podem eliminar o CYN, impedindo sua absorção pelas células vegetais. No entanto, a exposição de plantas de alface a $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ de cianotoxinas resultou em uma diminuição significativa na massa fresca das folhas e seu conteúdo mineral, especialmente para MC-LR e a mistura MC-LR/CYN, destacando potenciais implicações dessas toxinas para a produtividade e qualidade nutricional da alface.

Em estudos de laboratório, um aumento significativo na atividade de enzimas do mecanismo antioxidante nas raízes e folhas foram sugeridos na resposta ao estresse oxidativo de plantas de arroz expostas a extratos de cianobactérias contendo mistura de CYN ($0,13 \mu\text{g.L}^{-1}$) e MC-LR ($50 \mu\text{g.L}^{-1}$) em comparação às exposições únicas de cada cianotoxina. Assim, o estudo dos efeitos da mistura dessas duas cianotoxinas predominantes em concentrações ambientalmente relevantes é de grande importância para prever o impacto potencial de sua interação nas plantas cultivadas (PRIETO et al., 2011).

O estudo de longo prazo realizado por Levizou et al. (2017) mostrou que a biomassa de alface medida na colheita final não foi significativamente afetada por aplicação de MCs. Este resultado foi consistente com o de Wang et al. (2011), que descobriram não haver diferença significativa nas taxas de germinação de alface quando expostas a uma faixa de MC-LR de $0-3.000 \mu\text{g.L}^{-1}$, como também, não houve diferenças significativas no comprimento da raiz, comprimento da parte aérea e peso da alface. Por outro lado, os testes realizados com a mistura de MC-LR e Cobre (Cu), apresentaram aumento significativo de bioacumulação na alface em relação às exposições únicas, especialmente em altas concentrações. Para além das indagações sobre os efeitos tóxicos das cianotoxinas, esse estudo indica uma alerta sobre os possíveis efeitos causados pela combinação de cianotoxinas e outros poluentes presentes nos ambientes aquáticos, naturalmente ou a partir de atividades antrópicas, como a aplicação de algicidas à base de cobre em áreas com florações de cianobactérias.

Por fim, também foi observado que a maioria dos estudos relacionados aos efeitos das cianotoxinas em hortaliças nos últimos 10 anos foram publicados até o ano de 2019, esse fato pode estar relacionado à pandemia da COVID-19. Em 11 de março de 2020, a COVID-19 foi caracterizada pela OMS como uma pandemia, este termo refere-se à distribuição geográfica de uma doença e não à sua gravidade. Todavia, devido ao crescente número de casos graves, a maioria dos países optou por decretar medidas de isolamento e restrições das atividades não essenciais. Essas medidas acarretaram o fechamento das universidades e, conseqüentemente, adiamento de pesquisas científicas laboratoriais que até o momento não eram vistas como

emergenciais. Atualmente, após 2 anos do início da pandemia e uma situação epidemiológica mais controlada, espera-se que mais dados sejam publicados sobre os efeitos das cianotoxinas em hortaliças e outras culturas, contribuindo para elucidar as lacunas sobre o tema.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pode-se concluir que os estudos relacionados aos efeitos das cianotoxinas em hortaliças são capazes de comprovar o potencial tóxico da microcistina e cilindrospermopsina, tendo em vista que a toxicidade é o potencial de uma substância de gerar danos preocupantes tanto para a saúde humana, quanto para o desenvolvimento de plantas e a biodiversidade de microrganismos. Também foi possível verificar que o efeito tóxico no alongamento de raízes e o percentual de germinação das sementes é dependente da concentração da microcistina-LR no meio. Dessa forma, é essencial o uso de ensaios ecotoxicológicos no controle das águas nas estações de tratamento de água, não apenas dados físico-químicos como comumente se realiza. Esses estudos colaboram para proteção dos recursos hídricos, já que apresentam possíveis impactos sobre a biota.

É de extrema necessidade o controle do crescimento de cianobactérias em reservatórios brasileiros, visto que, a partir disso também é possível controlar os efeitos tóxicos potenciais da presença de cianotoxinas. Alterações na qualidade da água como cor, gosto e odor desagradáveis devem ser levadas à sério, pois além de comprometerem a saúde pública e promover impactos econômicos para famílias que vivem da agricultura, tornam o tratamento de água potável mais complexo e caro financeiramente.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, M. V. C. et al. Fotocatálise homogênea (UV/H₂O₂) na degradação de microcistina – LR presentes em água de abastecimento público. **Anais I CONIMAS e III CONIDIS**. Campina Grande: Realize Editora, 2019.

ALVES, F.G.; CAMPOS, R. **Propensão ao assoreamento de reservatórios do semi-árido brasileiro**. In: X Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Fortaleza, CE, Brasil. 1 CD-ROM. 2009.

ANTUNES, J. T.; LEÃO, P. N.; VASCONCELOS, V. M. *Cylindrospermopsis raciborskii*: Review of the distribution, phylogeography, and ecophysiology of a global invasive species. **Frontiers in Microbiology**. v. 6, n. MAY, p. 1–13, 2015

ARANHA, T. R. B. T. et al. Remote Analysis of the Chlorophyll-a Concentration Using Sentinel-2 MSI Images in a Semiarid Environment in Northeastern Brazil. **Water**, v. 14, n. 3, p. 451, 2022.

ASAHIDE, C.A. et al. **Utilização de sementes de alface na avaliação da toxicidade de sais de metais potencialmente tóxicos**. Química ambiental 52º Congresso Brasileiro de Química. Recife. 2012.

Australian Government National Health and Medical Research Council. **Guidelines for Managing Risk in Recreational Water**. Sydney, Austrália, 2008.

ATROCH, R. F. S. **Cianobactérias e poluição da água: uma sequência didática para o ensino de ciências ambientais**. 2018. Tese de Doutorado. Instituto De Geociências.

AZEVEDO, S. M. F. O. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil. **Toxicology**, v. 181, p. 441-446, dez. 2002.

BARBOSA, J. E. et al. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management/Ecossistemas aquáticos do semi-árido brasileiro: aspectos limnológicos e manejo. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 103, 2012.

BARBOSA, V. V. et al. Eutrofização em mananciais de abastecimento público no estado da Paraíba. In: ONE, G. M. C.; ALBUQUERQUE, H. N.; **Meio Ambiente: uma visão interativa**. 2 ed. João Pessoa: IMEA, 2019. p. 184-200.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. 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.

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

BOOPATHI, T.; KI, J. Impact of environmental factors on the regulation of cyanotoxin production. **Toxins**, v. 6, n. 7, p. 1951-1978, 2014.

BORTOLI, S.; PINTO, E. Cianotoxinas: características gerais, histórico, legislação e métodos de análises. **Ecologia de reservatórios e interfaces**, p. 321-339, 2015.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n.º 1.469, de 29 dez. 2000. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 22 fev. 2001. Seção 1, p. 39.

BRASIL. Ministério da Saúde/Gabinete do Ministro. Portaria GM/MS N.º 888, de 4 de maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 07 de maio de 2021. Edição 85, Seção 1, p. 127.

BRASIL, J. et al. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 770, n. 1, p. 145-164, 2016.

BUCCI, M. H. S.; OLIVEIRA, L. F. C. de. Índices de qualidade da água e de estado trófico na represa Dr. João Penido (Juiz de Fora, MG). **Revista Ambiente & Água**, v. 9, p. 130-148, 2014.

BUI, T. et al. Cyanobacterial Blooms and Microcystins in Southern Vietnam. **Toxins**, v. 10, n. 11, p. 471, nov. 2018.

BURATTI, F. M. et al. Cyanotoxins: Producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. **Archives of toxicology**, v. 91, n. 3, p. 1049-1130, 2017.

CÂMARA NETO, H. F. da. **A tragédia da hemodiálise 12 anos depois: poderia ela ser evitada?**. 2011. 171 f. Tese (Saúde pública) - Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães, Recife, 2011.

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

CARDOSO-SILVA, S. et al. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. **Bioikos - Títulos não-correntes**, v. 28, n. 1, 2014.

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.

CAO, Q. et al. Combined toxicity of microcystin-LR and copper on lettuce (*Lactuca sativa* L.). **Chemosphere**, v. 206, p. 474-482, set. 2018.

CETESB. **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais**. São Paulo: CETESB, 2013.

CESAR, R. et al. Biodisponibilidade de contaminantes em solos brasileiros tratados com lodo de esgoto: uma abordagem ecotoxicológica utilizando bioensaios com organismos aquáticos e edáficos. **Geochimica Brasiliensis**, v. 24, n. 1, p. 41-41, 2010.

CHEN, L. et al. A review of reproductive toxicity of microcystins. **Journal of hazardous materials**, v. 301, p. 381-399, 2016.

CHEN, J. et al. Accumulation and phytotoxicity of microcystin-LR in rice (*Oryza sativa*). **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 76, p. 193-199, 2012.

CODD, G. A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological engineering**, v. 16, n. 1, p. 51-60, 2000.

CODD, G. A.; METCALF, J. S.; BEATTIE, K. A. Retention of *Microcystis aeruginosa* and microcystin by salad lettuce (*Lactuca sativa*) after spray irrigation with water containing cyanobacteria. **Toxicon**, v. 37, n. 8, p. 1181-1185, 1999.

CORBEL, S. et al. Evaluation of phytotoxicity and ecotoxicity potentials of a cyanobacterial extract containing microcystins under realistic environmental concentrations and in a soil–plant system. **Chemosphere**, v. 128, p. 332-340, 2015.

- CRUSH, J. R. et al. Effect of irrigation with lake water containing microcystins on microcystin content and growth of ryegrass, clover, rape, and lettuce. **Environmental Toxicology: An International Journal**, v. 23, n. 2, p. 246-252, 2008.
- CRUZ, P. S. et al. Cianobactérias e cianotoxinas em mananciais de abastecimento: implicações no tratamento da água. **Tratamento de Água**, p. 37-46, 2017.
- CZERNIAWSKA-KUSZA, I.; KUSZA, G. The potential of the phytotoxkit microbiotest for hazard evaluation of sediments in eutrophic freshwater ecosystems. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.179, p.113-121, 2011.
- DALU, T.; WASSERMAN, R. 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.
- DÍEZ-QUIJADA, L. et al. New method for simultaneous determination of microcystins and cylindrospermopsin in vegetable matrices by SPE-UPLC-MS/MS. **Toxins**, v. 10, n. 10, p. 406, 2018.
- DIETRICH, Daniel R. et al. Toxin mixture in cyanobacterial blooms—a critical comparison of reality with current procedures employed in human health risk assessment. *In: Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. Springer, New York, NY, 2008. p. 885-912.
- DOKULIL, M. T. Vegetative survival of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) at low temperature and low light. **Hydrobiologia**, v. 764, n. 1, p. 241–247 , 2015.
- DUPAS, R. et al. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 396-407, 2015.
- EL KHALLOUFI, F. et al. Phytotoxic effects of a natural bloom extract containing microcystins on *Lycopersicon esculentum*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 79, p. 199-205, mai. 2012.
- FAWELL, J. K. et al. The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse: I microcystin-LR. **Human & experimental toxicology**, v. 18, n. 3, p. 162-167, 1999.
- FONSECA, J. R. 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.
- FRACÁCIO, R. et al. Avaliação in situ e laboratorial da toxicidade com *Danio rerio* Buchanan (1822) e *Poecilia reticulata* Peters (1859). **Acta Limnol. Brás** , v. 21, n. 1, pág. 111-122, 2009.
- FREITAS, M. et al. Effects of microcystin-LR, cylindrospermopsin and a microcystin-LR/cylindrospermopsin mixture on growth, oxidative stress and mineral content in lettuce plants (*Lactuca sativa* L.). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 116, p. 59-67, 2015.

GRADÍSSIMO, D. G.; MOURÃO, M. M.; SANTOS, A. V. Importância do Monitoramento de Cianobactérias e Suas Toxinas em Águas Para Consumo Humano. **J. Crim**, v. 9, p. 15-21, 2020.

HEALTH CANADA. **Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Cyanobacterial Toxins**. Health Canada, Ottawa, Ontario, Canada. 2021.

HEREMAN, T. C. **Efeitos do extrato bruto e da microcistina-LR em Lactuca sativa L. (Asteraceae)**. 2010. 59 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2010.

HEREMAN, T. C.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. Bioaccumulation of microcystins in lettuce. **Journal of phycology**, v. 48, n. 6, p. 1535-1537, 2012.

JOCHIMSEN, E. M. et al. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. **New England Journal of Medicine**, v. 338, n. 13, p. 873-878, 1998.

KINNEAR, S. Cyndrospermopsin: a decade of progress on bioaccumulation research. **Marine Drugs**, v. 8, n. 3, p. 542-564, 2010.

LLANA-RUIZ-CABELLO, M. et al. Analysis of the Use of Cyndrospermopsin and/or Microcystin-Contaminated Water in the Growth, Mineral Content, and Contamination of Spinacia oleracea and Lactuca sativa. **Toxins**, v. 11, n. 11, p. 624, out. 2019.

LEVIZOU, E. et al. Lettuce facing microcystins-rich irrigation water at different developmental stages: Effects on plant performance and microcystins bioaccumulation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 143, p. 193-200, set. 2017.

LEE, S. et al. Fresh produce and their soils accumulate cyanotoxins from irrigation water: Implications for public health and food security. **Food Research International**, v. 102, p. 234-245, dez. 2017.

MACHADO, J.; CAMPOS, A; VASCONCELOS, V; FREITAS, M. Effects of microcystin-LR and cyndrospermopsin on plant-soil systems: A review of their relevance for agricultural plant quality and public health. **Environmental Research**, v. 153, p. 191-204, fev. 2017.

MACKINTOSH, C. et al. Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. **FEBS letters**, v. 264, n. 2, p. 187-192, 1990.

MARENGO, J. A., et al. **Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region**. Anais Da Academia Brasileira de Ciências, 90(2 suppl 1), p. 1973–1985. 2017.

MARTINEZ-HARO, M. et al. A review on the ecological quality status assessment in aquatic systems using community based indicators and ecotoxicological tools: what might be the added value of their combination?. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 8-16, 2015.

MENDES, C. F. et al. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado da Paraíba: Implicações para a qualidade de água e saúde pública. *In*: ONE, G. M. C.; ALBUQUERQUE, H. N.; **Meio Ambiente: uma visão interativa**. 2 ed. João Pessoa: IMEA, 2019. p. 43-60.

MICHELETTO, Joicy et al. **Avaliação da degradação de microcistina-LR por processo foto-fenton solar**. 2016. 104 f. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

MOURA, A. N. 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.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. M. F. O. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecol. Bras.**, v. 13, n. 2, p. 229-246, 2009.

MOHAMED, Z. A.; AL SHEHRI, A. M. Microcystins in groundwater wells and their accumulation in vegetable plants irrigated with contaminated waters in Saudi Arabia. **Journal of hazardous materials**, v. 172, n. 1, p. 310-315, 2009.

MUTOTI, M.; GUMBO, J.; JIDEANI, A. I. O. Occurrence of cyanobacteria in water used for food production: A review. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 125, p. 103101, fev. 2022.

NAGATA, S. et al. Enzyme Immunoassay for Direct Determination of Microcystins. **Environmental Water**, v. 80, n.2, p. 408-417, mar./abr. 1997.

OYAMA, M. D. E.; NOBRE, C. A. A simple potential vegetation model for coupling with the Simple Biosphere Model. **Brazilian Journal of Meteorology**, v. 19, p. 204-216, 2004.

PAIVA MAGALHÃES, D.; FERRAO FILHO, A. S. Ecotoxicology as a tool to monitoring aquatic ecosystems. **Oecologia Australis**, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.

PANOSSO, R. F. et al. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte eo potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 433-449, 2007.

PADIAL, P. R.; POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Heterogeneidade espacial e temporal da qualidade da água no reservatório Rio das Pedras (Complexo Billings, São Paulo). **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 3, p. 35-53, 2009.

PÉREZ, D. S.; SORACI, A. L.; TAPIA, M. O. Cianobacterias y cianotoxinas: Rol de las microcistinas en la salud humana y animal y su detección en muestras de agua. **Analecta Veterinaria**, v. 28, n. 1, p. 5-13, dez. 2008.

PIMENTA, A. M.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Characterization of water quality in a small hydropower plant reservoir in southern Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 17, n. 4, p. 243-251, 2012.

PRIETO, A. et al. Effects on growth and oxidative stress status of rice plants (*Oryza sativa*) exposed to two extracts of toxin-producing cyanobacteria (*Aphanizomenon ovalisporum* and

Microcystis aeruginosa). **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 74, n. 7, p. 1973-1980, 2011.

PUERTO, M. et al. Mutagenic and genotoxic potential of pure Cylindrospermopsin by a battery of in vitro tests. **Food and chemical toxicology**, v. 121, p. 413-422, 2018.

RAMOS, C. P. S. da et al. Cianobactérias e microcistina em águas de rio destinadas ao abastecimento de centro industrial de Caruaru, PE, Brasil. **Vigilância Sanitaria em Debate**, v. 4, n. 1, p. 27-35, 2016.

RAMOS, C. P. S. Estudo da presença da toxina microcistina na água de reservatório de Mundaú (Garanhuns-PE) pelas metodologias ELISA e CLAE. **Rev. Inst. Adolfo Lutz**, São Paulo, v. 73, n. 2, p. 169-177, 2014.

RASTOGI, R. P.; SINHA, R. P.; INCHAROENSAKDI, A. The cyanotoxin-microcystins: current overview. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 13, n. 2, p. 215-249, 2014.

RIGOSI, A. 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.

ROMERO-OLIVA, C. S. et al. Accumulation of microcystin congeners in different aquatic plants and crops—A case study from lake Amatitlán, Guatemala. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 102, p. 121-128, 2014.

RODRIGUES, E. H. C. et al. Cianobactérias e cianotoxinas em ambientes aquáticos: uma breve revisão sobre os principais métodos detecção, remoção e impactos sobre a saúde humana. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 31, n. 1, 2021.

RUIBAL-CONTI, Ana L. et al. Assessment of specific antibodies as biological indicators of human chronic exposure to microcystins. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 175, p. 236-242, 2019.

SANT'ANNA, C. L. et al. Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras. 1ª edição. Rio de Janeiro: Interciência, 2006. 58 p.

SILVA, S. C. da. **Heterogeneidade espacial e a qualidade das águas superficiais do Reservatório Guarapiranga (São Paulo-SP-Brasil)**. 2008. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

SOARES, M. C. S. et al. Cyanobacterial dominance in Brazil: Distribution and environmental preferences. **Hydrobiologia**, v. 717, n. 1, p. 1–12, 2013.1

SONOBE, H. G.; LAMPARELLI, M. C.; CUNHA, D. G. F. Avaliação espacial e temporal de aspectos sanitários de reservatórios com captação de água para abastecimento em SP com ênfase em cianobactérias e cianotoxinas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, p. 909-918, 2019.

SHI, L. et al. Update on the adverse effects of microcystins on the liver. **Environmental Research**, v. 195, p. 110890, abr. 2021.

SPOOF, L.; CATHERINE, A. Appendix 3: Tables of microcystins and nodularins. **Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis**, p. 526-537, 2016.

SVIRČEV, Z. et al. Toxicopathology induced by microcystins and nodularin: A histopathological review. **Journal of Environmental Science and Health, Part C**, v. 33, n. 2, p. 125-167, 2015.

SVIRČEV, Z. et al. Toxicology of microcystins with reference to cases of human intoxications and epidemiological investigations of exposures to cyanobacteria and cyanotoxins. **Archives of toxicology**, v. 91, n. 2, p. 621-650, 2017.

TEIXEIRA, M. G. L. M. da. et al. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. **Bulletin of the Pan American Health Organization (PAHO)**; 27 (3), 1993, 1993.

TESTAI, E. et al. Review and analysis of occurrence, exposure and toxicity of cyanobacteria toxins in food. **EFSA Supporting Publications**, v. 13, n. 2, p. 998, 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Recommended Human Health Recreational Ambient Water Quality Criteria or Swimming Advisories for Microcystins and Cylindrospermopsin. Health and Ecological Criteria Division. Washington, DC, USA, 2019; p. 249.

VAN HASSEL, W. H. R. et al. A Summer of Cyanobacterial Blooms in Belgian Waterbodies: Microcystin Quantification and Molecular Characterizations. **Toxins**, v. 14, n. 1, p. 61, 2022.

VASCONCELOS, V. Cianobactérias como fontes de compostos naturais de interesse biotecnológico. **Boletim de Biotecnologia**, v. 2, n. 5, p. 24-26, jun. 2014.

VASCONCELOS, J. F. 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.

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

WANG, Z. et al. Effects of microcystin-LR, linear alkylbenzene sulfonate and their mixture on lettuce (*Lactuca sativa* L.) seeds and seedlings. **Ecotoxicology**, v. 20, n. 4, p. 803-814, 2011.

WESTRICK, J. A. et al. A review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/inactivation in drinking water treatment. **Analytical and bioanalytical chemistry**, v. 397, n. 5, p. 1705-1714, 2010.

WETZEL, R. G. Opening remarks. *In*: Wetzel, R.G. (Ed.). **Periphyton offreshwater ecosystems**. The Hague, Dr. W. Junk, p. 3-4. 1983.

WOOD, S. A. et al. Survey of cyanotoxins in New Zealand water bodies between 2001 and 2004. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 40, n. 4, p. 585-597, 2006.

YEMA, L.; LITCHMAN, E.; DE TEZANOS PINTO, P. The role of heterocytes in the physiology and ecology of bloom-forming harmful cyanobacteria. **Harmful Algae**, v. 60, p. 131–138, 2016.

YUAN, M.; CARMICHAEL, W. W.; HILBORN, E. D. Microcystin analysis in human sera and liver from human fatalities in Caruaru, Brazil 1996. **Toxicon**, n. 48, p. 627- 640, 2006.

ZASTEPA, Arthur et al. Analysis of intracellular and extracellular microcystin variants in sediments and pore waters by accelerated solvent extraction and high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Analytica chimica acta**, v. 872, p. 26-34, 2015.

ŽEGURA, B.; ŠTRASER, A.; FILIPIČ, M. Genotoxicity and potential carcinogenicity of cyanobacterial toxins—a review. **Mutation Research/Reviews in Mutation Research**, v. 727, n. 1-2, p. 16-41, 2011.

ZENG, H. et al. Association of serum microcystin levels with neurobehavior of school-age children in rural area of Southwest China: A cross-sectional study. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 2012, p. 111990, abr. 2021.

ZHAO, Yanyan et al. First identification of the toxicity of microcystins on pancreatic islet function in humans and the involved potential biomarkers. **Environmental science & technology**, v. 50, n. 6, p. 3137-3144, 2016.

ZHU, J. et al. Effect of irrigation with microcystins-contaminated water on growth and fruit quality of *Cucumis sativus* L. and the health risk. **Agricultural Water Management**, v. 204, p. 91-99, mai. 2018.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. Toxinas Cianobacterianas: Microcistinas: Documento de Base para o Desenvolvimento das Diretrizes da OMS para a Qualidade da Água Potável e Diretrizes para Ambientes de Água Recreativa Seguros. OMS: Geneva, Suíça, 2020.

OECD. The Organisation for Economic Co-operation and Development. **Guidelines for testing of chemicals n° 208**, Terrestrial Plants, Growth Test. 1984. Paris.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, à minha família que me desde a infância a oportunidade de ter acesso a uma educação de qualidade, mesmo diante das dificuldades. Agradeço especialmente, aos meus pais, Ayslana e César, que sempre me deram muito amor e me mostraram a importância da educação escolar e da universidade pública. Agradeço também aos meus avós, Edvaldo (in memoriam) e Rosália, que sempre se fizeram presentes na minha vida, com carinho e boas orientações. Agradeço enormemente, à minha avó Ayran, que sempre se esforçou para me oferecer melhores condições de vida, ajudando a superar os momentos mais difíceis. Agradeço à minha irmã e melhor amiga, Yona, que me mostra todos os dias a força da nossa união.

Ao meu companheiro, Luiz Henrique, por todo amor e companheirismo. Seu incentivo nos últimos anos foi essencial para minha chegada até aqui e para me ajudar superar as dificuldades, principalmente nos momentos em que dispensou os seus afazeres para me ajudar nos trabalhos acadêmicos madrugada adentro.

À minha orientadora, Neyliane, por desde o início da graduação ser uma forte inspiração para mim e ter contribuído de forma significativa para a minha formação, através do seu incentivo e compreensão, apoiando e orientando da melhor maneira possível.

Aos meus colegas da turma 2016.1 de Engenharia Sanitária e Ambiental da UEPB, que tornaram o processo de graduação uma ótima experiência, sempre com alegria, risadas, troca de conhecimento e, sobretudo, muito respeito. Em especial, aos meus fiéis companheiros, Lucas Alves, Ayrton Natthan, Ivila Nunes, Hebert Jonathan, Daniel Bezerra e Diego Pontes, desde o primeiro dia de aula estiveram comigo e me mostraram o verdadeiro valor da amizade. Agradeço também, aos amigos Petra Rucielle, Maria Gabriella, Natália Ferreira, Emanuel Junior, Amanda Letícia e Marizabel Ramos, que fizeram a graduação ser mais leve e generosa. Sem vocês a ajuda de vocês eu não teria conseguido!

Aos meus professores e minhas professoras que constituem o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UEPB, especialmente, Profa. Lígia e Prof. Fernando, por aceitarem participar da banca examinadora e terem um papel fundamental para minha formação acadêmica, me fazendo enxergar novos horizontes. Por fim, mas não menos importante, agradeço a todos os profissionais que compõem a UEPB, que batalham por reconhecimento e uma educação de qualidade. Dias melhores virão!