UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de Sorocaba

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em
Ciências Ambientais

BRUNA APARECIDA OLIVEIRA DE CAMARGO

Uso de ultrassom para controle de florações de cianobactérias

Sorocaba
2026

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de Sorocaba

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em
Ciências Ambientais

BRUNA APARECIDA OLIVEIRA DE CAMARGO

Uso de ultrassom para controle de florações de cianobactérias

Dissertação para mestrado apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental.
Orientador: Prof. Dra. Viviane Moschini Carlos
Coorientador: Prof. Dr. Leandro Cardoso de Morais

Sorocaba
2026

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em
ciências ambientais
unesp Sorocaba

C172u

Camargo, Bruna Aparecida Oliveira de
Uso de ultrassom para controle de florações de cianobactérias / Bruna Aparecida Oliveira de Camargo. -- Sorocaba, 2026
74 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba
Orientadora: Viviane Moschini Carlos
Coorientador: Leandro Cardoso de Morais

1. Cianobacteria. 2. Água Qualidade. 3. Abastecimento de água. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Dados fornecidos pelo autor(a).

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Sorocaba

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Uso de ultrassom para controle de florações de cianobactérias

AUTORA: BRUNA APARECIDA OLIVEIRA DE CAMARGO
ORIENTADORA: VIVIANE MOSCHINI CARLOS
COORIENTADOR: LEANDRO CARDOSO DE MORAIS

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Ciências Ambientais, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

gov.br Documento assinado digitalmente
VIVIANE MOSCHINI CARLOS
Data: 30/07/2026 11:48:24-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Profa. Dra. VIVIANE MOSCHINI CARLOS (Participaçao Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / UNESP / Câmpus de Sorocaba - ICTS

gov.br Documento assinado digitalmente
DANILA SOARES CAIXETA
Data: 30/07/2026 22:01:45-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Profa. Dra. DANILA SOARES CAIXETA (Participaçao Virtual)
Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT

gov.br Documento assinado digitalmente
ANDRE CORDEIRO ALVES DOS SANTOS
Data: 03/08/2026 14:38:44-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. ANDRÉ CORDEIRO ALVES DOS SANTOS (Participaçao Virtual)
Departamento de Biologia / Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) - Sorocaba-SP

Sorocaba, 30 de julho de 2026.

RESUMO

Este estudo avaliou a eficácia do uso do ultrassom de baixa potência como ferramenta para o controle de florações de cianobactérias na represa Ipanema das Pedras, localizada no município de Votorantim, SP. O sistema foi instalado em dois pontos do reservatório, com posterior monitoramento dos parâmetros físico-químicos e biológicos ao longo de 15 meses. Os resultados demonstraram uma redução significativa na densidade de cianobactérias, com diminuição de 821.438,5 céls.mL^{-1}, passando de 821.670 céls.mL^{-1} para uma média de 231,50 céls.mL^{-1}. A concentração de clorofila-a apresentou redução de aproximadamente 90%, indicando diminuição da biomassa fitoplanctônica. Adicionalmente, observou-se a eliminação total dos compostos geosmina e 2-metilisoborneol (MIB), resultando na melhoria das características organolépticas da água tratada. Verificou-se ainda a eliminação do uso, durante o período monitorado, dos insumos químicos empregados no processo de tratamento da água, como carvão ativado e agentes oxidantes. Conclui-se que a aplicação do ultrassom de baixa potência constitui uma alternativa viável, sustentável e economicamente vantajosa para o controle de florações de cianobactérias, desde que seja acompanhada por monitoramento contínuo das condições limnológicas e operacionais do reservatório, permitindo a avaliação permanente da eficiência do sistema e a adoção de medidas complementares de gestão da qualidade da água.

Palavras-chave**:** Cianobactérias, Ultrassom, Qualidade da água, Controle biológico, Tratamento de água.

ABSTRACT

This study evaluated the effectiveness of low-power ultrasound as a tool for controlling cyanobacterial blooms in the Ipanema das Pedras reservoir, located in the municipality of Votorantim, São Paulo, Brazil. The system was installed at two points in the reservoir, followed by monitoring of physicochemical and biological parameters over a 12-month period. The results demonstrated a significant reduction in cyanobacterial density, with a decrease of 821,438.5 cells.mL^{-1}, from 821,670 cells.mL^{-1} to an average of 231.50 cells.mL^{-1}. Chlorophyll-a concentration also showed an approximate 90% reduction, indicating a decrease in phytoplankton biomass. Additionally, complete elimination of geosmin and 2-methylisoborneol (MIB) compounds was observed, resulting in improved organoleptic characteristics of the treated water. Furthermore, the use of chemical inputs employed in the water treatment process, such as activated carbon and oxidizing agents, was eliminated during the monitoring period. It was concluded that the application of low-power ultrasound constitutes a viable, sustainable, and economically advantageous alternative for controlling cyanobacterial blooms, provided that it is accompanied by continuous monitoring of the reservoir's limnological and operational conditions, allowing the ongoing assessment of system efficiency and the implementation of complementary water quality management measures.
Keywords: Cyanobacteria, Ultrasound, Water quality, Biological control, Water treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização Represa Ipaneminha 36
Figura 2 - Rede de Drenagem 37
Figura 3 - Modelo US SUB 37
Figura 4 - BAA 87 boia Solar 38
Figura 5 - Ponto de instalação do sistema 38
Figura 6 - Ponto de instalação do transdutor USB- Subsuperficial 39
Figura 7 - Represa no dia da instalação do sistema de ultrassom 52
Figura 8 - Quatro meses de utilização do sistema 53
Figura 9 - Acompanhamento após 15 meses de utilização do sistema 54
Figura 10 - Densidade de Cianobactérias na água bruta presente no manancial Ipanema das Pedras (céls.mL^{-1}) 54
Figura 11 - Rompimento celular sob microscopia óptica 56
Figura 12 - Concentração de clorofila-a 59
Figura 13 - Análise do comportamento da demanda química de oxigênio com relação ao nível de represamento 61
Figura 14 - Análise do consumo com produto químico no processo de tratamento de água ... 62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - principais gêneros de cianobactérias produtores de toxinas.....21
Tabela 2 - Frequência dos comprimentos de onda do ultrassom usados para controlar a proliferação de algas no contexto de usos de baixa e alta frequência 31
Tabela 3 - Parâmetros, métodos e referências utilizados para análises biológicas e da comunidade fitoplanctônica.....40
Tabela 4 - Parâmetros, métodos e referências utilizados para análises biológicas de cianotoxinas.....40
Tabela 5 - Parâmetros, métodos e referências utilizados para variáveis físicas e químicas da água bruta 43
Tabela 6 - Análises fisico-químicas para controle de qualidade da água potável 47
Tabela 7 - Compostos secundários monitorados 49
Tabela 8 - Gêneros e espécies de cianobactérias, quantificadas durante o período de 15 meses 51
Tabela 9 - Resultados do monitoramento de cianotoxinas no manancial (2022–2023).....58
Tabela 10 - Análise dos parâmetros de pH, OD, DQO e Clorofila-a 60
Tabela 11 - Análise dos parâmetros de Geosmina, MIB, pH, Cor e Turbidez na água tratada 62

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 11

2 OBJETIVOS 13

2.1 OBJETIVO GERAL 13

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 13

3 REVISÃO DA LITERATURA 14

3.1 CIANOBACTÉRIAS 14

3.2 FLORAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS 16

3.3 CIANOTOXINAS 18

3.4 MICROCISTINAS 19

3.5 SAXITOXINAS 20

3.6 CILINDROSPERMOPSINA 20

3.7 IMPACTO NA ÁREA DA SAÚDE PÚBLICA 22

3.8 IMPACTO NO SANEAMENTO BÁSICO 24

3.9 TECNOLOGIAS PARA O CONTROLE DE FLORAÇÕES E REDUÇÃO DA DENSIDADE DE CIANOBACTÉRIAS 27

3.10 MEDIDAS FÍSICAS E DE ENGENHARIA 28

3.11 MEDIDAS BIOLÓGICAS 28

3.12 MEDIDAS QUÍMICAS 29

3.13 TECNOLOGIAS EMERGENTES PARA O CONTROLE DE FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS 29

3.14 SISTEMA DE ULTRASSOM 30

3.15 PORTARIA GM/MS Nº 888/2021 E DIRETRIZES INTERNACIONAIS PARA O CONTROLE DE CIANOBACTÉRIAS 32

4 MATERIAIS E MÉTODOS 35

4.1 ÁREA DE ESTUDO 35

4.2 CLOROFILA-A 41

4.3 DENSIDADE DE CIANOBACTÉRIAS – MÉTODO CETESB L5.303 41

4.4 FITOPLÂNCTON – MÉTODO APHA 10200 F 42

4.5 CIANOTOXINAS – ENSAIOS IMUNOENZIMÁTICOS DO TIPO ELISA 42

4.6 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (PH) 43

4.7 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)-5220 B 44

4.8 OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD) 44

4.9 NITROGÊNIO TOTAL 44

4.10 NITROGÊNIO AMONIACAL 45

4.11 FÓSFORO TOTAL 45

4.12 Análise dos dados da área de controle de qualidade da água potável 47
4.13 Cloro Residual Livre 48
4.14 Fluoretos 48
4.15 Turbidez 48
4.16 Cor Aparente 48
4.17 Coliformes Totais 49
4.18 Escherichia coli (Coliformes Termotolerantes) 49
4.19 Compostos secundários – Geosmina e MIB (2-metilisoborneol) 49
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 50
5.1 Parâmetros Físico-Químicos na Água Bruta 59
5.2 Impacto no Consumo de Produtos Químicos 61
5.3 Parâmetros Físico-Químicos na Água Tratada 62
6 CONCLUSÃO 64

1 INTRODUÇÃO

A existência de florações de cianobactérias e seus subprodutos exercem uma influência direta na qualidade da água, podendo ocasionar efeitos adversos, tanto em termos estéticos quanto em questões de saúde pública. Isso ocorre devido à produção de compostos potencialmente tóxicos e carcinogênicos por algumas espécies de cianobactérias, que têm a capacidade de formar florações e liberar uma variedade de compostos secundários com efeitos biológicos tóxicos, conhecidos como cianotoxinas (SANTANNA *et al.*, 2012).

As regiões tropicais e subtropicais são as mais afetadas pela ocorrência de substâncias potencialmente tóxicas, como o florescimento de cianobactérias. Essas áreas apresentam condições ambientais favoráveis para o desenvolvimento, contribuindo para a proliferação de cianobactérias e a produção de cianotoxinas. Dessa forma, são ambientes propícios para essas ocorrências, pois além do clima favorável, frequentemente contêm elevadas concentrações de nutrientes. Esses nutrientes, nitrogênio e fósforo, são essenciais para o crescimento das cianobactérias e, quando presentes em excesso, podem levar a um aumento significativo nesta floração (MA *et al.*, 2005).

O crescimento de cianobactérias ocorre mais comumente em águas neutroalcalinas (pH de 6,0 a 9,0), em temperaturas entre 15ºC e 30ºC e com elevadas concentrações de nutrientes, particularmente, o nitrogênio e o fósforo (PAERL; PAUL, 2012).

Mesmo com os progressos tecnológicos no sistema de tratamento de água, as cianobactérias continuam sendo um dos principais problemas enfrentados pelas empresas de saneamento no mundo (Chen et al., 2019).

A presença de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas prejudiciais à saúde humana constitui um desafio recorrente em corpos d’água destinados ao abastecimento. No tratamento de água, a utilização da pré-oxidação para o controle de florações envolve a aplicação de agentes oxidantes, como o ozônio, o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e o dióxido de cloro (ClO_2), com o objetivo de reduzir a biomassa algal e melhorar a eficiência das etapas subsequentes de tratamento (LIN *et al.*, 2009).

Entretanto, é importante ressaltar que a escolha do oxidante e a dosagem adequada devem ser cuidadosamente avaliadas, levando em consideração as características específicas da água bruta e a presença de cianobactérias.

Estudos apontam que diferentes espécies de cianobactérias reagem de forma distinta aos estresses químicos e físicos do tratamento de água (LIN *et al.*, 2009).

Segundo Lin, Chou e Wu (2013), os métodos atuais de controle de florações de algas podem ser categorizados em métodos físicos, químicos e biológicos. Os métodos físicos, não são permanentes e incluem dragagem do lodo ou remoção mecânica das algas. Os métodos químicos, como algicidas de cobre, são prejudiciais ao ambiente circundante devido ao efeito adverso que têm sobre organismos de água doce. Como opção de um tratamento biológico seria o plantio de macrófitas aquáticas (por exemplo, *Myriophyllum verticillatum*), pois podem absorver os nutrientes lixiviados e excretar polifenóis com efeitos alelopáticos negativos, resultando em inibição do crescimento de algas. No entanto, a taxa de sobrevivência dessas macrófitas é relativamente baixa e, portanto, este não é um método confiável de controle.

Em busca de novos métodos de controle de floração de cianobactérias, o sistema de ultrassom demonstra, que a aplicação de pressão em uma suspensão de cianobactérias pode colapsar seus vacúolos de gás e afundá-los (LEE; NAKANO; MATSUMARA, 2001).

Espécies de cianobactérias que não têm vacúolos de gás reagem de forma diferente. As vibrações do ultrassom fazem com que a parede celular interna da célula de algas (plasmalema) se desligue da parede celular externa. Dessa forma, a água, os gases e os nutrientes não podem ser absorvidos ou expelidos e, como resultado, as algas morrem (PURCELL, 2009).

O termo 'ultrassom' refere-se a ondas sonoras com frequências superiores ao limite da audição humana (20 kHz). Em determinadas frequências, essas ondas sonoras podem ser empregadas para gerenciar o crescimento de algas. É importante distinguir entre o ultrassom de alta potência, que induz cavitação, e o ultrassom de baixa potência, que será utilizado neste estudo. A cavitação ocorre quando microbolhas se formam e colapsam, gerando calor intenso. Devido ao potencial de causar lise celular, a cavitação não é um método recomendado para o tratamento da água (LEE; NAKANO; MATSUMARA, 2001).

Os dispositivos emitem ondas de ultrassom de baixa potência na superfície da água, criando um ciclo constante de pressão ao redor das células das algas. Esse processo interfere na regulação da flutuabilidade celular, impedindo que as algas alcancem a luz solar e os nutrientes essenciais (PARK *et al.*, 2017).

De acordo com Lee, Nakano e Matsumara (2001) as clorofíceas e as cianobactérias são incapazes de realizar a fotossíntese e acabam afundando, decompondo-se de maneira natural.

Por tanto a represa Ipanema das Pedras, localizada no município de Votorantim interior de São Paulo, apresenta característica de ambiente lêntico, propiciando a floração de cianobactérias.

Este presente trabalho tem por objetivo avaliar o funcionamento do sistema de ultrassom de baixa potência no controle de floração de cianobactéria.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a eficácia do uso do ultrassom de baixa potência no controle das florações de cianobactérias na represa Ipanema das Pedras (Votorantim, SP).

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar as variáveis físicas, químicas e biológicas da água bruta antes e após a instalação do sistema de ultrassom;
- Avaliar quantitativamente as cianobactérias antes e após a instalação do sistema de ultrassom;

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Cianobactérias

As cianobactérias realizam fotossíntese oxigênica, utilizando a água (H_2O) como doadora de elétrons e liberando oxigênio, processo semelhante ao observado em plantas e algas. Além do metabolismo fotossintético, algumas espécies apresentam elevada plasticidade metabólica, sendo capazes de sintetizar matéria orgânica em condições anaeróbias e, em determinadas situações, crescer na ausência de luz por meio da utilização de substratos orgânicos, apresentando metabolismo heterotrófico ou mixotrófico. Essa versatilidade contribui para sua adaptação a diferentes condições ambientais e favorece sua permanência em diversos ecossistemas aquáticos. (STAL; MOEZELAAR, 1997; STEUNOU *et al.*, 2023).

Realizam fotossíntese como principal forma de obtenção de energia para seu metabolismo e estão entre os organismos mais antigos presentes na Terra, são microrganismos procariontes que não possuem núcleo verdadeiro nem compartimentos celulares delimitados por membranas. Apesar disso, atuam como produtores primários e integram o fitoplâncton, apresentando um sistema fotossintético semelhante ao das algas eucariontes. Estudos em microscopia eletrônica e análises bioquímicas mostram que esses organismos, pertencentes ao grupo Monera, possuem forte relação com as bactérias, o que justifica a denominação Cianobactérias (GEWANDSZNAJDER; LINHARES; PACCA, 2018).

As cianobactérias diferenciam-se das bactérias heterotróficas por apresentarem clorofila-a, pigmento típico das algas eucarióticas e das plantas vasculares. Adicionalmente, possuem pigmentos acessórios do grupo das ficobilinas, como ficocianina, ficoeritrina e aloficocianina, os quais ampliam a capacidade de absorção de luz sob distintas condições ambientais, conferindo ao grupo sua coloração verde-azulada característica (PAERL; OTTEN, 2013).

As paredes celulares das cianobactérias são formadas por peptidoglicano (glicopeptídeos), conferindo rigidez e proteção, características típicas de bactérias. Esses organismos são procariontes e, portanto, não possuem mitocôndrias, complexo golgiense ou retículo endoplasmático, uma vez que carecem de organelas membranosas .Apesar disso, as cianobactérias se assemelham às algas por realizarem fotossíntese, apresentando pigmentos organizados em tilacóides no citoplasma.

Elas contêm principalmente clorofila a (com raros casos de clorofila b), além de pigmentos acessórios hidrossolúveis, como as ficobilinas, e lipossolúveis, como carotenos e xantofilas (TODA BIOLOGIA, 2026; MICROBIOLOGY NOTES, 2020).

Os demais componentes celulares encontram-se dispersos no protoplasma, incluindo grânulos de cianoficina — utilizados como substância de reserva —, aerótopos (vacúlos gasosos), carboxissomos e ribossomos. A principal substância de reserva é conhecida como “amido das cianofíceas”, o qual é metabolizado pela respiração celular na presença de oxigênio (WILCOX; GRAHAM, 2000).

Uma das características mais marcantes das cianobactérias é sua capacidade de se desenvolver em ambientes extremamente adversos (BROCK, 1973). Essa aptidão está relacionada à sua morfologia e fisiologia, que incorporam diversos mecanismos de adaptação (COSTA *et al.*, 2006). Como resultado, tornam-se excelentes colonizadoras ambientais, apresentando inúmeras vantagens evolutivas em comparação aos demais organismos fitoplanctônicos (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006).

Segundo Calijuri, Alves e Santos (2006), as cianobactérias apresentam ampla distribuição ecológica, sendo encontradas em ambientes terrestres, como solos e rochas, nos quais desempenham funções relevantes nos processos ecossistêmicos e na ciclagem de nutrientes. Entretanto, os ambientes de água doce constituem os ecossistemas mais favoráveis ao seu desenvolvimento, uma vez que a maioria das espécies apresenta crescimento favorecido em águas neutro-alcalinas, com pH entre 6,0 e 9,0, temperaturas entre 15 °C e 30 °C e elevadas concentrações de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo.

Em condições ambientais desfavoráveis, como variações bruscas de temperatura, algumas cianobactérias são capazes de formar esporos adaptativos denominados acinetos, que permitem a permanência em estado inerte até que as condições se tornem favoráveis à sobrevivência (MACEDO e MOLINA, 2008). Esses acinetos podem originar novos filamentos, constituindo também uma forma alternativa de reprodução para esses microrganismos (PANOSSO *et al.*, 2007).

O estudo desses microrganismos fotossintetizantes torna-se essencial para o desenvolvimento e implementação de estratégias de controle, especialmente frente aos desafios ambientais emergentes deste século, associados à crescente ocorrência de florações tóxicas em diversos ecossistemas brasileiros e mundiais. Essas florações comprometem a qualidade da água destinada ao abastecimento e consumo humano, além de ocasionarem impactos estéticos, ecológicos e operacionais nos sistemas aquáticos (ALMEIDA; AMÉRICO-PINHEIRO, 2018; MOREIRA; MACEDO, 2022).

3.2 Floração de cianobactérias

As atividades humanas vêm causando um crescente enriquecimento artificial dos ecossistemas aquáticos (eutrofização) por nutrientes como nitrogênio e fósforo, advindos da utilização de fertilizantes na agricultura, por essa via, são introduzidas nas águas cargas significativas de nutrientes nitrogenados e fosfatados. As formas N-nitrato, N-amônio e P-ortofosfato — amplamente utilizadas na agricultura em áreas próximas aos mananciais — constituem os principais elementos que influenciam o desenvolvimento das cianobactérias (YUNES, 2000).

A taxa de urbanização que cresce rápida e desordenadamente promove um incremento significativo de esgotos difusos sem tratamento adequado, o que leva um aporte substancial de matéria orgânica aos ecossistemas aquáticos, com reflexos negativos no balanço de oxigênio dissolvido além da destruição da mata ciliar dos mananciais. Esse processo produz mudanças na qualidade da água, como a redução do oxigênio dissolvido, morte de peixes, decréscimo na diversidade de espécies da comunidade fitoplanctônica e aumento da incidência de florações de algas e cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas (CARVALHO *et al.*, 2013).

Segundo Jardim (2011), um maior tempo de residência da água, períodos prolongados de seca associados a dias ensolarados e a elevada disponibilidade de nutrientes são fatores que podem desencadear florações de cianobactérias. Jardim (2011) também destacaram que as condições climatológicas exerceram papel fundamental nas florações registradas em ecossistemas aquáticos tropicais.

Paerl e Huisman (2008) reforçam que altas cargas de nutrientes, elevação da temperatura, estratificação térmica e longos tempos de residência da água favorecem a dominância das cianobactérias nos ecossistemas aquáticos.

Como principal consequência da eutrofização, destaca-se a proliferação excessiva de cianobactérias, fenômeno conhecido como floração. Calijuri, Alves e Santos (2006) definem florações como sendo resultado da interação de fatores físicos, químicos e bióticos, caracterizadas por crescimento explosivo, autolimitante e de curta duração dos microorganismos de uma ou de poucas espécies, frequentemente produzindo visíveis colorações nos corpos de água naturais.

Diversos estudos têm evidenciado a relevância ecofisiológica das cianobactérias no sedimento, o que pode explicar seu surgimento repentino na coluna d’água a partir da remobilização de acinetos e filamentos vegetativos (KAPLAN-LEVY et al., 2010; HANSEN et al., 2012).

O aumento descontrolado de cianobactérias pode levar à formação de grandes massas de algas na superfície da água, causando mudanças significativas na composição e na qualidade do ecossistema aquático (CHORUS; FASTNER; WELKER, 2021).

As cianobactérias destacam-se por sua capacidade de produzir metabólitos secundários, conhecidos como cianotoxinas. Essas substâncias são classificadas com base em suas características químicas e propriedades toxicológicas, incluindo *microcistinas, saxitoxinas, nodularinas, cilindrospermopsina* e *anatoxinas* (Melo, Santos et al.,2022).

As cianotoxinas são predominantemente produzidas durante eventos de florações de cianobactérias, que podem gerar desequilíbrios ecológicos e acumular-se nos organismos da comunidade aquática, com potencial transferência para níveis tróficos (TURNER *et al.*, 2018). Além disso, essas florações podem causar hipóxia e interromper as cadeias alimentares no ecossistema aquático.

Algumas espécies de algas são conhecidas por produzir substâncias que conferem gosto e odor desagradáveis à água. Entre elas, as cianobactérias destacam-se por gerar odores característicos de terra ou mofo, como ocorre em espécies dos gêneros *Dolichospermum, Aphanizomenon, Microcystis e Planktothrix*. Muitos desses gêneros incluem espécies potencialmente produtoras de toxinas. Contudo, a ausência de gosto e odor não indica, necessariamente, a ausência de cianobactérias, nem pode ser associada à inexistência de cianotoxinas (FALCONER; HUMPAGE, 2006).

Entre os compostos responsáveis pelo gosto e odor indesejáveis, os mais notáveis são a *geosmina* e o *metilisoborneol (MIB)*. Essas substâncias conferem à água um sabor de terra ou mofo e podem ser produzidas tanto por cianobactérias quanto por *actinomicetos* (POVINELLI et al., 2006).

Com o aumento da ocorrência de florações de cianobactérias no Brasil, principalmente em reservatórios de abastecimento público e o potencial risco a saúde humana, faz–se necessário o desenvolvimento de técnicas e tecnologias que facilitem o monitoramento e o estudo da dinâmica das florações (CYBIS *et al.*, 2006).

É importante ressaltar que o controle de cianobactérias frequentemente requer uma abordagem integrada e adaptativa, uma vez que as condições ambientais podem variar ao longo do tempo e as populações de cianobactérias podem responder de maneira distinta às diferentes estratégias de controle adotadas (PAERL; OTTEN, 2013; CHORUS; WELKER, 2021)

3.3 Cianotoxinas

Este grupo de microrganismos fotossintetizantes ganhou destaque devido à sua capacidade de formar florações superficiais (“blooms”) e de produzir substâncias tóxicas (REYNOLDS; WALSBY, 1975).

Entre as toxinas produzidas pelas cianobactérias destacam-se as *microcistinas*, *anatoxina-A, saxitoxinas, cilindrospermopsina, β-metilamino-L-alanina* (BMAA) e aplysiatoxinas. Os gêneros *Microcystis* e *Raphidiopsis* (anteriormente classificado como *Cylindrospermopsis*) figuram entre os mais comuns e relevantes em lagos e reservatórios de água doce, sendo reconhecidos pela produção de microcistinas e cilindrospermopsina, respectivamente (CHORUS; BARTRAM, 1999; CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006)..

Além deles, diversos outros gêneros também são considerados potenciais produtores de cianotoxinas, como *Anabaena, Anabaenopsis, Aphanocapsa, Aphanizomenon (A. flos-aquae), Aspergillus niger var. cordigera, Nostoc, Oscillatoria*, *Planktothrix, Raphidiopsis curvata* e *Umezakia natans* (CHIU *et al.*, 2017).

As cianotoxinas são produzidas por diversos gêneros e espécies de cianobactérias. Constituem um grupo de substâncias químicas de grande diversidade estrutural, são endotoxinas (intracelulares) e somente são liberadas para o ambiente quando ocorre alteração na permeabilidade da parede celular ou durante a morte (lise) das células, seja por senescência ou por ação de agentes utilizados para controlar seu crescimento, como os algicidas. Uma vez liberadas na água, essas toxinas podem ser transferidas ao longo da cadeia biológica, podendo causar a mortalidade de diversos organismos (AZEVEDO; SOUZA; MENEZES, 1999).

É importante destacar que espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas podem apresentar, simultaneamente, cepas produtoras e não produtoras de cianotoxinas, sendo essa diferenciação impossível de ser realizada apenas por análise morfológica ou visual. A proporção relativa entre essas cepas pode variar temporalmente, e os fatores que influenciam tais variações ainda não são completamente compreendidos (CHORUS; BARTRAM, 1999; O’NEIL et al., 2012).

As toxinas são metabólitos secundários que podem permanecer acumulados no citoplasma das cianobactérias após sua produção. As causas que antecedem a formação dessas toxinas ainda não estão completamente esclarecidas. Entretanto, existem evidências de correlação com diversos fatores ambientais, tais como sazonalidade, radiação solar, temperatura da superfície da água, pH, porcentagem de saturação de oxigênio (Haider et al., 2003) e disponibilidade de nutrientes.

Atualmente, são reconhecidos cerca de 150 gêneros e 2.000 espécies de cianobactérias, dos quais aproximadamente 40 gêneros são descritos como potenciais produtores de cianotoxinas (PLAAS; PAERL, 2020).

De acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser classificadas em diferentes grupos, destacando-se os peptídeos cíclicos, alcaloides, lipopolissacarídeos e policetídeos. Quanto aos seus efeitos toxicológicos e mecanismos de ação, essas toxinas podem ser categorizadas como neurotoxinas, hepatotoxinas, dermatotoxinas e citotoxinas (BURATTI et al., 2017).

As toxinas correspondem a substâncias venenosas produzidas por organismos vivos, capazes de provocar efeitos adversos à saúde humana e animal, sobretudo quando associadas à exposição ambiental e ao consumo de água contaminada (CHORUS; WELKER, 2021). Entre as principais cianotoxinas de interesse para o abastecimento público de água destacam-se as *microcistinas*, as *saxitoxinas* e a *cilindrospermopsina*, cujos mecanismos de ação, toxicidade e implicações para o tratamento de águas (PAERL; OTTEN, 2013).

3.4 Microcistinas

As microcistinas constituem o grupo de cianotoxinas mais amplamente estudado e frequentemente detectado em corpos d'água utilizados para abastecimento público. Trata-se de hepatotoxinas produzidas principalmente por espécies dos gêneros *Microcystis*, *Planktothrix*, *Dolichospermum* e *Nostoc*. Quimicamente, as microcistinas são peptídeos cíclicos heptapeptídicos, caracterizados pela presença do aminoácido incomum ADDA (ácido 3-amino-9-metoxi-2,6,8-trimetil-10-fenildeca-4,6-dienoico), responsável por sua elevada toxicidade e estabilidade ambiental (BURATTI et al., 2017; CHORUS; WELKER, 2021).

O principal mecanismo de ação das microcistinas está associado à inibição das proteínas fosfatases do tipo 1 e 2A, resultando em alterações no citoesqueleto celular, necrose hepática e possível promoção tumoral. Em razão desses efeitos, a exposição crônica, mesmo a baixas concentrações, representa risco significativo à saúde humana. A Organização Mundial da Saúde estabelece valor guia de 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ para microcistina-LR em água destinada ao consumo humano (CHORUS; WELKER, 2021).

Do ponto de vista do tratamento de água, as microcistinas apresentam desafios adicionais, uma vez que podem estar presentes tanto na forma intracelular quanto dissolvidas na água. Processos que promovem a lise celular, como a pré-oxidação inadequada, podem

resultar na liberação dessas toxinas para o meio aquoso, exigindo controle rigoroso das etapas de tratamento e monitoramento contínuo (CHORUS; WELKER, 2021; HOEGER et al., 2004).

3.5 Saxitoxinas

As saxitoxinas compreendem um grupo de neurotoxinas altamente potentes, originalmente associadas a florações de microalgas marinhas, mas atualmente reconhecidas também como metabólitos produzidos por cianobactérias de água doce, como *Raphidiopsi*s (anteriormente *Cylindrospermopsis*), *Dolichospermum e Aphanizomenon* (CHORUS; WELKER, 2021).

Esse grupo é constituído por mais de 50 análogos estruturais, os quais apresentam diferentes níveis de toxicidade (BURATTI et al., 2017). O mecanismo de ação das saxitoxinas baseia-se no bloqueio dos canais de sódio dependentes de voltagem presentes nas membranas neuronais, impedindo a propagação do impulso nervoso (TESTAI et al., 2016).

A intoxicação por essas substâncias pode provocar sintomas neurológicos agudos, incluindo parestesia, paralisia muscular e, em casos mais severos, insuficiência respiratória (TESTAI et al., 2016). Embora sejam menos frequentemente detectadas em mananciais de abastecimento quando comparadas às microcistinas, as saxitoxinas representam elevado risco à saúde pública devido à sua alta toxicidade, mesmo em baixas concentrações (CHORUS; WELKER, 2021).

Além disso, apresentam relativa estabilidade química, o que pode dificultar sua remoção por processos convencionais de tratamento de água (MEREL et al., 2013).

3.6 Cilindrospermopsina

A *cilindrospermopsina* é uma cianotoxina de natureza alcaloídica e hidrossolúvel, produzida principalmente por espécies dos gêneros *Raphidiopsis, Chrysosporum* e *Aphanizomenon* (CHORUS; WELKER, 2021). Diferentemente de outras cianotoxinas, a cilindrospermopsina apresenta ação sistêmica, afetando múltiplos órgãos, como fígado, rins e trato gastrointestinal (BURATTI et al., 2017). Seu mecanismo de toxicidade está relacionado à inibição da síntese proteica e à indução de estresse oxidativo, podendo provocar efeitos citotóxicos e genotóxicos (MOREIRA et al., 2013). A exposição prolongada tem sido associada a danos hepáticos e renais, além de potenciais efeitos carcinogênicos, aumentando a preocupação quanto à sua ocorrência em sistemas de abastecimento de água (BURATTI et al., 2017).

As cianotoxinas apresentam mecanismos tóxicos específicos em vertebrados e podem ser classificadas, de acordo com o seu modo de ação, em neurotoxinas — como anatoxina-a, anatoxina-a(S) e saxitoxinas, estas últimas associadas ao *Paralytic Shellfish Poisoning* (PSP) —, hepatotoxinas — como microcistinas e nodularina —, citotoxinas — como a cilindrospermopsina — e endotoxinas ou dermatotoxinas, incluindo lipopolissacarídeos, lingbiatoxinas e aplisiatoxinas (CHORUS; WELKER, 2021; BURATTI et al., 2017).

Na Tabela 1 são apresentados os principais gêneros de cianobactérias produtores de toxinas, bem como os tecidos e órgãos afetados por essas substâncias em seres humanos.

Tabela 1 - principais gêneros de cianobactérias produtores de toxinas

Gêneros	Toxinas	Estrutura Química	Tecido/Órgão Alvo
Anabaena	microcistina, anatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxina, neosaxitoxina	Peptídeo, Alcaloide	Fígado, SNC
Microcystis	microcistina	Peptídeo	Fígado
Oscillatoria	microcistina, anatoxina-a, debromoaplysiatoxina	Peptídeo, Alcaloide	Fígado, tumores epiteliais
Planktothrix	microcistina, anatoxina-a, aplisiatoxina, lingbiatoxina	Peptídeo, Alcaloide	Fígado, SNC, tumores epiteliais
Nostocales	microcistina	Peptídeo	Fígado
Nodularia	nodularina	Peptídeo	Fígado
Cylindrospermopsis	cilindrospermopsina, saxitoxina, neosaxitoxina	Alcaloide	Fígado, rins, SNC
Umezakia	cilindrospermopsina	Alcaloide	Fígado, rins
Aphanizomenon	cilindrospermopsina, anatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxina, neosaxitoxina	Alcaloide	Fígado, rins, SNC
Lyngbya	saxitoxina, neosaxitoxina, aplisiatoxina	Alcaloide	SNC, tumores epiteliais
Schizothrix	aplisiatoxina, lingbiatoxina, debromoaplysiatoxina	Alcaloide	Tumores epiteliais
Todos	lipopolissacarídeo	LPS	Pele/febre

*LPS – lipolissacarídeo; SNC – sistema nervoso central

Fonte: Modificado de Chorus e Bartram (1999)

Azevedo *et al.* (2002) relatam que o primeiro registro confirmado de mortes associadas à presença de hepatotoxinas de cianobactérias ocorreu em 1996, em Caruaru, Pernambuco, quando pacientes de uma clínica de hemodiálise foram expostos às toxinas diretamente pela via intravenosa durante o tratamento.

Considerando esse contexto, embora grande parte dos reservatórios brasileiros seja destinada ao abastecimento público, muitos foram originalmente projetados para atender a usos múltiplos. Assim, episódios de florações potencialmente tóxicas representam riscos adicionais (BOUVY *et al.*, 2000). Tais riscos incluem tanto a exposição direta da população à água contaminada quanto a necessidade de intensificar os processos de tratamento, a fim de impedir que substâncias tóxicas cheguem à água destinada ao consumo humano.

Além da produção de cianotoxinas, as cianobactérias podem produzir compostos responsáveis por sabor e odor, como geosmina e 2-metilisoborneol (MIB), bem como formar florações e escumas superficiais com coloração verde-azulada, comprometendo a qualidade da água destinada ao abastecimento e consumo humano (CHORUS; WELKER, 2021).

Nesse contexto, a remoção das células sem promover lise celular e consequente liberação de metabólitos intracelulares torna-se fundamental para minimizar a concentração desses compostos na água tratada. Dessa forma, a adoção de processos adequados de tratamento é essencial para garantir a eficiência na remoção de células e metabólitos, reduzindo os riscos associados à presença desses compostos na água potável (HOEGER et al., 2005)

3.7 Impacto na área da saúde pública

O Brasil, além dos efeitos ambientais causados pelas florações de cianobactérias, há registros de episódios graves de intoxicação humana associados à exposição a cianotoxinas. O caso mais emblemático ocorreu em 1996, na cidade de Caruaru (PE), quando pacientes de uma clínica de hemodiálise foram expostos, por via intravenosa, à água contaminada por microcistinas utilizada no processo de diálise. O surto, posteriormente denominado Síndrome de Caruaru, resultou em insuficiência hepática aguda em grande parte dos indivíduos expostos e levou a 76 óbitos, tornando-se o evento de intoxicação por cianotoxinas mais grave documentado no mundo (AZEVEDO *et al*., 2002).

Além desse episódio fatal, outros estudos realizados em reservatórios brasileiros usados para abastecimento público revelaram a presença de *microcistinas*, saxitoxinas e *cilindrospermopsina*, indicando risco potencial de intoxicação crônica em populações expostas. Em reservatórios do Nordeste, concentrações de *microcistinas* já foram registradas em níveis superiores a 8 $\mu g \cdot L^{-1}$, e *saxitoxinas* acima de 3 $\mu g \cdot L^{-1}$, valores que ultrapassam limites seguros estabelecidos para água destinada ao consumo humano (BOUVY *et al.*, 2000). Adicionalmente, análises moleculares identificaram a presença do gene *mcyB*, associado à produção de *microcistinas*, em florações ocorridas em diferentes mananciais brasileiros, reforçando o

potencial toxigênico dessas espécies mesmo quando não há manifestação visível de floração (BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2003).

Após o episódio ocorrido em Caruaru, observou-se um aumento expressivo no desenvolvimento de estudos ecotoxicológicos in vivo utilizando organismos-modelo para avaliação dos efeitos das cianotoxinas (AZEVEDO et al., 2002). Trabalhos empregando organismos *como Danio rerio* e *Daphnia magna* contribuíram significativamente para a compreensão dos mecanismos bioquímicos e fisiológicos associados à toxicidade dessas substâncias, incluindo alterações comportamentais, hepatotoxicidade e indução de estresse oxidativo (MALBROUCK et al. 2011). Esses estudos possibilitaram inferências relevantes sobre os efeitos sistêmicos das cianotoxinas em organismos aquáticos e terrestres (BURATTI et al., 2017)..

Rastogi *et al.* (2014) destacam que os estudos vêm se expandindo continuamente, com a crescente recomendação de ensaios in vivo que reproduzam condições ambientais reais, dada a rapidez de crescimento das cianobactérias e o elevado risco toxicológico. A necessidade de aprimorar métodos de detecção, avaliação de riscos e compreensão da fisiologia dessas microalgas reforça a importância da continuidade dessas pesquisas.

Ferreira e Oliveira (2017) já apontavam a necessidade de otimizar as técnicas de identificação e quantificação das cianotoxinas, além de expandir ensaios biológicos para compreender seus efeitos sistemáticos. Essas observações permanecem extremamente pertinentes e têm sido reafirmadas em estudos recentes sobre biomarcadores e novos métodos analíticos (MOSCHINI-CARLOS *et al.*, 2024).

Investigações recentes têm indicado concentrações expressivas de microcistinas em reservatórios de abastecimento público, especialmente em regiões altamente eutrofizadas. Em São Paulo, estudos conduzidos entre 2021 e 2023 relataram valores superiores aos limites de segurança definidos pela legislação brasileira (PANOSSO et al., 2007). No Nordeste, análises moleculares confirmaram a presença de genes como *mcyE* e *cyrA*, além da detecção de *cilindrospermopsina* por meio de LC-MS/MS (MENESCAL *et al.*, 2023).

As evidências científicas mais recentes indicam que, embora os episódios de intoxicação aguda por cianotoxinas sejam menos frequentemente reportados, o risco associado às florações tóxicas permanece elevado. A persistência de cianotoxinas em reservatórios, associada às mudanças climáticas e ao avanço dos processos de eutrofização, favorece a ocorrência, intensidade e duração das florações de cianobactérias em ecossistemas aquáticos (PAERL; PAUL, 2012; HUISMAN et al., 2018). Nesse contexto, reforça-se a necessidade de monitoramento contínuo dos mananciais, aprimoramento das tecnologias empregadas no

tratamento de água e fortalecimento das políticas públicas voltadas à segurança hídrica e à proteção da saúde pública (PAERL; OTTEN, 2013; CHORUS; WELKER, 2021).

3.8 Impacto no Saneamento Básico

O planejamento e o estudo detalhado dos usos da água para abastecimento público exigem que sua qualidade, definida com base em parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, mantenha-se dentro dos limites estabelecidos pela legislação vigente, de modo a assegurar a viabilidade dos usos múltiplos do recurso hídrico (BRASIL, 2021; CONAMA, 2005).

O manejo de reservatórios e demais corpos d'água constitui uma etapa fundamental na prevenção e no controle de florações de cianobactérias, especialmente em sistemas destinados ao abastecimento público (PAERL; OTTEN, 2013). A adoção de estratégias adequadas de manejo deve considerar a necessidade de preservar as condições hidrofísicas naturais, evitando alterações que possam potencializar o crescimento desses microrganismos. Nesse contexto, práticas como o monitoramento contínuo dos parâmetros limnológicos, a gestão das cargas de nutrientes, o controle de aportes externos e a manutenção da circulação da água assumem papel central no equilíbrio ecológico do reservatório (HUISMAN et al., 2018). Tais ações são essenciais para mitigar processos de eutrofização que, quando intensificados, favorecem diretamente a proliferação de cianobactérias (PAERL; PAUL, 2012).

Embora intervenções no ambiente aquático sejam importantes, somente o manejo do reservatório não é suficiente para garantir a segurança do abastecimento quando há presença de florações. As cianobactérias produzem uma variedade de compostos bioativos, incluindo toxinas de interesse sanitário, que representam um dos principais desafios enfrentados pelas estações de tratamento de água (CHORUS; WELKER, 2021). Esses metabólitos podem estar presentes na água bruta tanto na forma dissolvida quanto retidos no interior das células, exigindo tecnologias de tratamento capazes de atuar sobre ambas as frações (HOEGER et al., 2005). Enquanto compostos intracelulares podem ser removidos por processos convencionais, como coagulação, floculação, sedimentação e filtração, a remoção das frações dissolvidas requer abordagens complementares, incluindo adsorção em carvão ativado, oxidação controlada e processos avançados de tratamento (NEWCOMBE; NICHOLSON, 2004).

A complexidade do tratamento aumenta diante do risco de lise celular durante etapas de pré-oxidação, uma vez que a ruptura das células pode promover a liberação de maiores concentrações de toxinas para a água, dificultando sua remoção e aumentando os riscos associados ao abastecimento (HOEGER et al., 2005). Dessa forma, a integração entre o manejo

do corpo hídrico e os processos de tratamento torna-se indispensável para a garantia da qualidade e segurança da água destinada ao consumo humano (CHORUS; WELKER, 2021).

No Brasil, a presença de microalgas e cianobactérias nos mananciais representa um dos principais desafios enfrentados pelas Estações de Tratamento de Água (ETAs) que operam com tecnologia de tratamento convencional ou com Filtração Direta. Dependendo da espécie presente e de sua densidade populacional, pode ocorrer significativa redução da duração das carreiras de filtração, comprometendo de forma expressiva a qualidade da água produzida, sobretudo em razão da liberação de metabólitos (CUNHA *et al.*, 2003).

Uma das alternativas empregadas para minimizar os impactos decorrentes das florações de cianobactérias consiste na aplicação de pré-oxidação na água bruta antes da etapa de coagulação. Diversos estudos indicam que o uso de agentes oxidantes pode exercer efeitos positivos sobre os processos convencionais de tratamento, contribuindo para a redução da dose de coagulante necessária e para a melhoria da qualidade da água tratada (SUKENIK *et al.*, 1999).

A oxidação é definida como o processo em que ocorre aumento do estado de oxidação de uma substância. Em uma reação oxidativa, que sempre ocorre de forma simultânea à redução, compostos orgânicos tendem a doar elétrons, ganhar oxigênio e perder hidrogênio. No contexto do tratamento de água, o objetivo da oxidação é converter substâncias indesejáveis em compostos que não apresentem características prejudiciais ou obstrutivas ao processo (WEBER, 197). Entre os oxidantes mais utilizados no tratamento de água destacam-se o cloro, o dióxido de cloro, os hipocloritos de sódio e de cálcio, o permanganato de potássio, o oxigênio e o ozônio.

No entanto, como a pré-oxidação promove a degradação da matéria orgânica de alto peso molecular, convertendo-a em compostos menores, esse processo pode aumentar o risco de formação de precursores dos subprodutos da desinfecção (SPD). Além disso, observa-se a possibilidade de danos às membranas celulares de algas e cianobactérias, resultando na liberação de matéria orgânica intracelular (MOI), frequentemente composta por metabólitos potencialmente indesejáveis (CAPELO NETO; NEYCOMBE, 2017).

Mesmo quando não ocorre a ruptura completa das células, a exposição a agentes oxidantes pode comprometer a integridade celular e favorecer o extravasamento parcial de compostos intracelulares, contribuindo para o aumento da matéria orgânica dissolvida e, consequentemente, para a maior formação de subprodutos de desinfecção ao longo do tratamento da água (NEWCOMBE; NICHOLSON, 2004; HOEGER et al., 2005;). Além disso, processos oxidativos inadequadamente controlados podem promover alterações na

permeabilidade celular, favorecendo a liberação gradual de metabólitos intracelulares para a fase dissolvida (CHORUS; WELKER, 2021).

O cloro é um oxidante de elevada reatividade e, por esse motivo, pode promover rapidamente a ruptura celular das cianobactérias. Estudos demonstraram que, após 30 minutos de contato com uma dose de 3 mg L^{-1} de cloro, aproximadamente 97% das células de *Microcystis aeruginosa* sofreram lise celular (MA et al., 2005). Resultados semelhantes foram observados por Broekman et al. (2010) ao avaliarem *Anabaena circinalis* — atualmente classificada como *Dolichospermum circinalis* —, verificando alterações significativas na integridade celular após a exposição ao agente oxidante. De forma complementar, Ma et al. (2005) observaram que a cloração, utilizando doses entre 1 e 4 mg L^{-1} e valores de concentração-tempo (CT) variando entre 20 e 80 mg·min L^{-1}, promoveu a liberação de K^+, utilizado como indicador da perda da integridade da membrana celular.

O permanganato de potássio ($KMnO_4$) tem sido amplamente utilizado como pré-oxidante em estações de tratamento de água, particularmente para a remoção de gosto e odor, bem como para a oxidação de ferro e manganês, além do controle biológico (MA *et al.*, 2005). Quando aplicado como pré-tratamento, o $KMnO_4$ combinado com a pós-cloração pode reduzir a formação de subprodutos da desinfecção (SPD) em comparação ao uso exclusivo da pós-cloração (YILMAZ; KOÇ, 2016).

Fan *et al.* (2013) investigaram os efeitos do permanganato de potássio ($KMnO_4$) sobre a integridade celular de cianobactérias, bem como sua influência na liberação e degradação de metabólitos intra e extracelulares. Os autores observaram que, para doses entre 1 e 3 mg L^{-1}, aproximadamente 98% das células de *Microcystis aeruginosa* permaneceram intactas. Contudo, quando aplicadas doses superiores a 3 mg L^{-1}, verificou-se um aumento significativo no número de células danificadas, resultando consequentemente em maior liberação de metabólitos intracelulares para a fase líquida.

Brookes *et al.* (2014) avaliaram os efeitos da aplicação de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e de outros agentes oxidantes sobre a integridade da membrana celular, a densidade populacional, além da liberação e degradação de metabólitos em águas contendo $7{,}0 \times 10^5$ células mL^{-1} de *Microcystis aeruginosa*. De acordo com os autores, a aplicação de doses entre 10 e 51 mg L^{-1} de H_2O_2 provocaram danos progressivos às membranas celulares ao longo de 48 horas, reduzindo a proporção de células intactas para 6% e 4%, respectivamente.

Apesar da significativa perda de integridade celular, não foi observado aumento nas concentrações extracelulares de microcistinas após dois dias de exposição ao oxidante. Pelo

contrário, verificou-se uma redução de 80% e 90% na concentração total de microcistinas, a partir de um valor inicial de 52 μg L^{-1}. (MA *et al*., 2005).

O sulfato de cobre é o algicida tradicionalmente mais empregado no controle de florações de algas e cianobactérias em ambientes aquáticos (JANČULA; MARŠÁLEK, 2011). Apesar de sua eficácia imediata, seu uso tem sido progressivamente questionado em função dos impactos ambientais associados. O composto apresenta toxicidade não apenas para os organismos-alvo, mas também para peixes, macroinvertebrados, zooplâncton e outros organismos aquáticos, além de apresentar potencial de acúmulo nos sedimentos, alterando a dinâmica ecológica dos ecossistemas aquáticos (TSIHRINTZIS et al., 2008; JANČULA; MARŠÁLEK, 2011).

O crescente interesse ambiental tem ampliado as discussões sobre o uso de algicidas, especialmente o sulfato de cobre, amplamente utilizado em escala mundial e frequentemente associado a efeitos ecológicos adversos (MATTHIJS et al., 2016). Embora seja eficiente no controle de florações de algas e cianobactérias, sua aplicação em reservatórios destinados ao abastecimento público deve ocorrer apenas em situações excepcionais e não de forma contínua, devido aos riscos de contaminação ambiental, bioacumulação e toxicidade para organismos aquáticos (JANČULA; MARŠÁLEK, 2011).

Em diversos países, o emprego de algicidas em mananciais destinados ao abastecimento é restrito devido aos riscos ambientais e sanitários associados (CHORUS; WELKER, 2021). No Brasil, a legislação estabelece que intervenções capazes de provocar lise celular de cianobactérias e consequente liberação de cianotoxinas devem ser evitadas em mananciais utilizados para abastecimento público. Tal orientação, anteriormente prevista na Portaria MS nº 1.469/2000, foi consolidada e reforçada pela Portaria GM/MS nº 888/2021, atualmente vigente, a qual estabelece os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano (BRASIL, 2021). Dessa forma, a aplicação de algicidas deve ser cuidadosamente avaliada, especialmente diante do risco de liberação de metabólitos intracelulares decorrentes da lise celular (CHORUS; WELKER, 2021).

3.9 Tecnologias para o Controle de Florações e Redução da Densidade de Cianobactérias

O controle de florações de cianobactérias em corpos d’água utilizados para abastecimento público constitui um desafio complexo, envolvendo fatores ambientais, hidrológicos e operacionais (PAERL; OTTEN, 2013). Diversas tecnologias têm sido empregadas com o objetivo de reduzir a densidade celular, minimizar a liberação de

cianotoxinas e melhorar a qualidade da água bruta, podendo ser agrupadas em medidas físicas e de engenharia, biológicas e químicas (JANČULA; MARŠÁLEK, 2011; CHORUS; WELKER, 2021). A escolha da estratégia mais adequada depende das características do manancial, da intensidade da floração, das condições limnológicas e dos riscos associados à saúde pública e ao abastecimento (HUISMAN et al., 2018).

3.10 Medidas físicas e de engenharia

As medidas físicas e de engenharia visam modificar as condições ambientais que favorecem o crescimento das cianobactérias ou promover sua remoção direta da coluna d'água (PAERL; OTTEN, 2013). Entre as principais estratégias destacam-se a mistura artificial e a destratificação térmica, que reduzem a estabilidade da coluna d'água e limitam a vantagem competitiva das cianobactérias em ambientes estratificados, alterando as condições físicas que favorecem sua dominância (HUISMAN et al., 2018; VISSER et al., 2016).

Outras técnicas incluem a remoção física da biomassa por meio de dragagem, barreiras de contenção e sistemas de flotação ou filtração na captação, visando reduzir a carga interna de nutrientes e a concentração celular no reservatório (COOKE et al., 2005). Adicionalmente, tecnologias emergentes, como o uso de ultrassom, têm sido estudadas como alternativa para o controle de florações, atuando na desagregação de colônias e na redução da capacidade de flutuação das cianobactérias, com potencial redução da densidade celular sem a adição de produtos químicos (LÜRLING; TOLMAN, 2012; RAJASEKHAR et al., 2012).

Apesar de apresentarem vantagens ambientais, as medidas físicas demandam avaliação criteriosa, uma vez que intervenções inadequadas podem provocar ressuspensão de nutrientes ou lise celular, favorecendo a liberação de cianotoxinas e outros metabólitos intracelulares para a água (CHORUS; WELKER, 2021)..

3.11 Medidas biológicas

As medidas biológicas baseiam-se na utilização de organismos vivos para o controle indireto das florações de cianobactérias (PAERL; OTTEN, 2013). O uso de macrófitas aquáticas constitui uma das principais estratégias, uma vez que essas plantas competem por nutrientes, promovem o sombreamento da coluna d'água e contribuem para a redução das concentrações de nitrogênio e fósforo disponíveis ao fitoplâncton (HILT et al., 2017; CHORUS; WELKER, 2021).

Além disso, as macrófitas podem favorecer o desenvolvimento de comunidades microbianas associadas, capazes de degradar matéria orgânica e contribuir para a melhoria da qualidade da água e remoção de compostos dissolvidos (WANG et al., 2021). No entanto, a

eficácia dessas medidas depende do manejo adequado da biomassa vegetal, uma vez que a decomposição descontrolada pode promover a liberação adicional de nutrientes para o meio aquático, favorecendo processos de eutrofização e comprometendo a qualidade da água (HUISMAN et al., 2018).

3.12 Medidas químicas

As medidas químicas envolvem a aplicação de substâncias com ação algicida ou oxidante, com o objetivo de promover a rápida redução da biomassa de cianobactérias (JANČULA; MARŠÁLEK, 2011). Entre os compostos mais empregados destacam-se o sulfato de cobre, o peróxido de hidrogênio, o dióxido de cloro e outros agentes oxidantes utilizados no controle de florações e no manejo da qualidade da água (MATTHIJS et al., 2016; CHORUS; WELKER, 2021).

Embora apresentem elevada eficiência em curto prazo, os algicidas químicos requerem aplicação criteriosa, uma vez que podem provocar lise celular e consequente liberação de cianotoxinas para a água, além de potenciais impactos ecotoxicológicos sobre organismos não alvo (BURATTI et al., 2017; CHORUS; WELKER, 2021). Dessa forma, seu uso deve ser preferencialmente associado a medidas preventivas, especialmente aquelas voltadas ao controle das cargas de nutrientes na bacia hidrográfica, visando reduzir os processos de eutrofização e a recorrência das florações (PAERL; PAUL, 2012; HUISMAN et al., 2018).

3.13 Tecnologias emergentes para o controle de florações de cianobactérias

Nos últimos anos, o desenvolvimento de pesquisas voltadas ao tratamento de água e ao gerenciamento de mananciais tem favorecido a incorporação de tecnologias alternativas para o controle de florações de cianobactérias. Essas abordagens buscam reduzir os impactos ambientais associados aos métodos convencionais, priorizando estratégias mais sustentáveis e com menor dependência da aplicação de produtos químicos. De modo geral, essas tecnologias têm como objetivo diminuir a biomassa fitoplanctônica, controlar a liberação de cianotoxinas e preservar o equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos (CHORUS; WELKER, 2021; HUISMAN et al., 2018).

Entre as alternativas emergentes, destaca-se a aplicação do ultrassom de baixa potência, tecnologia baseada na emissão de ondas acústicas capazes de interferir nos mecanismos fisiológicos e na capacidade de flutuação das cianobactérias. A ação do ultrassom pode promover a desagregação de colônias, alterar a migração vertical e limitar o desenvolvimento populacional desses organismos, especialmente em reservatórios sujeitos à estratificação térmica (LÜRLING; TOLMAN, 2012; RAJASEKHAR et al., 2012). Entretanto, a eficiência

do processo está diretamente relacionada ao ajuste dos parâmetros operacionais, uma vez que aplicações inadequadas podem ocasionar danos celulares excessivos e favorecer a liberação de metabólitos intracelulares para a água (CHORUS; WELKER, 2021).

Outra linha tecnológica em expansão corresponde aos Processos Oxidativos Avançados (POA), incluindo sistemas baseados em UV/H_2O_2, ozônio e combinações híbridas. Essas técnicas têm sido investigadas devido à capacidade de degradar compostos dissolvidos, incluindo cianotoxinas, além de auxiliar na inativação celular (MEREL et al., 2013). Apesar da elevada eficiência observada em estudos experimentais, a aplicação operacional desses processos ainda encontra limitações relacionadas ao consumo energético e à necessidade de monitoramento contínuo das condições de operação (ROSARIO-ORTIZ; WERT; SNYDER, 2010).

A biorremediação também vem sendo apontada como alternativa promissora para mitigação dos impactos associados às florações. Essa abordagem utiliza microrganismos e comunidades bacterianas com capacidade de degradar toxinas e atuar sobre os ciclos biogeoquímicos do nitrogênio e fósforo, reduzindo a disponibilidade desses nutrientes no ambiente aquático (DZIGA et al., 2013). Estudos demonstram que determinadas bactérias heterotróficas apresentam potencial para degradar microcistinas e outros metabólitos produzidos por cianobactérias, contribuindo para a diminuição do risco toxicológico associado aos eventos de floração (BOURNE et al., 2001).

Além da degradação direta de toxinas, a atuação desses organismos pode favorecer o controle indireto das florações por meio da redução das cargas nutricionais e da mitigação dos processos de eutrofização, limitando a dominância das cianobactérias (PAERL; PAUL, 2012). Entretanto, a aplicação em escala real ainda depende do avanço de estudos relacionados à estabilidade das comunidades microbianas, adaptação às condições ambientais e desempenho operacional em sistemas naturais (WANG et al., 2021).

3.14 Sistema de ultrassom

O sistema de ultrassom é uma alternativa promissora, que tem se tornado mais acessível, tem mostrado eficácia quando aplicada corretamente. A radiação ultrassônica oferece uma solução confiável para inibir o crescimento das algas e destruir suas células, sem os efeitos colaterais de poluição associados aos métodos químicos (LIN; CHOU; WU, 2013).

Dispositivos ultrassônicos eficazes no controle de algas operam em frequências baixas. Por outro lado, ondas acústicas de ultrassom de alta frequência têm a capacidade de causar danos significativos às células. Em frequências de 580 kHz, foi constatado que a exposição à

intensidade máxima reduz a biomassa de algas em quase 50% em apenas 30 minutos, conforme demonstrado na Tabela 2 (JOYCE *et al.*, 2015).

Tabela 2 - Frequência dos comprimentos de onda do ultrassom usados para controlar a proliferação de algas no contexto de usos de baixa e alta frequência

Frequência do ultrassom	Intensidade do Uso
20-100kHz	Baixo
580 kHz	Médio
<20MHz	Alto

Fonte: JOYCE *et al.*, 2015 e LIN; CHOU; WU, 2013

Acredita-se que a radiação ultrassônica possa causar a morte das células de algas por dois mecanismos principais: a ruptura dos vacúolos gasosos e a produção de radicais livres. Os vacúolos gasosos são essenciais para a função dos microrganismos planctônicos, pois fornecem flutuabilidade, permitindo sua migração vertical através da coluna d'água (WALSBY, 1981). Essa flutuabilidade é crucial, pois possibilita que os microrganismos planctônicos, incluindo cianobactérias, aproveitem a energia luminosa proveniente do topo da coluna d'água, necessária para a fotossíntese. A ruptura desses vacúolos comprometeria a flutuabilidade, restringindo a luz disponível para a fotossíntese e resultando em uma redução na função celular, podendo levar à morte das células. Os radicais livres, por sua vez, atuam como moléculas mensageiras que iniciam a morte celular programada e interrompem as atividades fotossintéticas (AHN *et al.*, 2003).

O ultrassom também pode ser eficaz no controle de cianobactérias que não possuem vacúolos gasosos, desde que se trate de espécies filamentosas, como a clorofícea do gênero *Spirogyra* (PURCELL, 2009). Embora haja uma quantidade significativamente menor de estudos sobre o efeito do ultrassom nessas espécies, foi demonstrado que a presença de sílica nas células facilita a formação de bolhas de gás cavitantes, que comprometem diretamente a estrutura dos filamentos, resultando em danos nas articulações e lise celular (PURCELL, 2009). Embora os mecanismos exatos que interrompem a fotossíntese ainda sejam pouco compreendidos, estudos indicam que, além do colapso dos vacúolos gasosos, também ocorre a inibição dos sistemas fotossintéticos nas proliferações de cianobactérias. De fato, foi observado que o ultrassom pode reduzir a atividade fotossintética em até 40,5% (LEE; NAKANO; MATSUMARA, 2001).

Estudos subsequentes indicaram que quando utilizado em frequências mais baixas (ainda que perigosas, como 20 kHz), os danos causados pelo ultrassom são em grande parte de

natureza física, com a destruição dos vacúolos, sendo a principal causa da morte celular. Em frequências mais altas (580 kHz), observa-se uma produção significativamente maior de radicais livres, gerados pela cavitação da água, resultando em uma morte celular mais rápida e em um controle mais eficaz do crescimento das proliferações algais (JOYCE *et al.*, 2015). Dessa forma, o objetivo dos sistemas de ultrassom é operar na frequência mínima necessária para gerar radicais livres suficientes que iniciem a morte celular programada dentro da floração, proporcionando uma solução de longo prazo para o controle do crescimento das algas. A maioria dos dispositivos desenvolvidos para controlar a proliferação de algas, portanto, opera em frequências de pelo menos 40 kHz, embora seja mais comum o uso de 580 kHz (MASON *et al.*, 2015).

3.15 Portaria GM/MS nº 888/2021 e Diretrizes Internacionais para o Controle de Cianobactérias

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece os critérios de qualidade para diferentes classes de rios, lagos e reservatórios no Brasil, orientando seu uso e o nível de proteção ambiental necessário (BRASIL, 2005). Para ambientes de Classe 2, categoria que inclui grande parte dos mananciais utilizados para abastecimento público após tratamento convencional, são definidos limites específicos para parâmetros físico-químicos, biológicos e microbiológicos. Tais limites buscam assegurar que a água apresente condições adequadas tanto para o tratamento quanto para a proteção da biota aquática.

No que se refere ao controle de cianobactérias, a Resolução CONAMA nº 357/2005 passa a estabelecer limites explícitos para a variável clorofila-a, utilizada como proxy de biomassa fitoplanctônica, incluindo cianobactérias. Para corpos hídricos de Classe 2, recomenda-se concentrações inferiores a 30 µg/L de clorofila-a, valor que funciona como um indicativo do risco de florações e possível comprometimento do uso da água para abastecimento (BRASIL, 2005).

Essa abordagem contrasta com a Portaria GM/MS nº 888/2021, que adota critérios baseados diretamente na densidade de cianobactérias e na presença de cianotoxinas, estabelecendo gatilhos operacionais específicos para intensificação do monitoramento e para avaliação toxicológica (BRASIL, 2021). Assim, enquanto a Portaria 888 (2021) foca na água destinada ao consumo humano, a Resolução CONAMA 357 (2005) aborda de forma mais abrangente, evidenciando o caráter complementar entre essas normativas (BRASIL, 2005; 2021).

A Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, estabelece os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água destinada ao consumo humano no Brasil, com destaque para o monitoramento de organismos potencialmente tóxicos, como as cianobactérias (BRASIL, 2021, Portaria nº888). Essa normativa determina que, quando a densidade de cianobactérias atingir 10% ou mais do fitoplâncton, deve-se iniciar o monitoramento semanal no manancial e no ponto de captação. Caso a contagem ultrapasse 10.000 células por mililitro, a frequência de monitoramento também deve ser semanal. Quando os valores excedem 20.000 células por mililitro, torna-se obrigatória a análise das principais cianotoxinas (*microcistinas*, *saxitoxinas* e *cilindrospermopsinas*) com frequência mínima semanal (SANTOS, 2024).

No contexto internacional, a gestão do risco associado às cianotoxinas tem sido amplamente orientada pelas recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS), que estabelece valores-guia para compostos de relevância sanitária, com destaque para a microcistina-LR, cujo limite recomendado para água destinada ao consumo humano é de 1 $\mu g.L^{-1}$ (CHORUS; WELKER, 2021). Além dos valores de referência, a OMS propõe uma abordagem preventiva baseada em níveis graduais de alerta, utilizando indicadores como concentração de clorofila-a, densidade de células de cianobactérias e ocorrência de escumas superficiais, com o objetivo de subsidiar ações de monitoramento, gerenciamento e comunicação do risco em sistemas de abastecimento (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2020; CHORUS; WELKER, 2021).

A União Europeia, por meio da Recast Drinking Water Directive (EU 2020/2184), incorporou parâmetros específicos para cianotoxinas em sua legislação, estabelecendo que os Estados-Membros devem monitorar microcistina-LR e adotar medidas corretivas sempre que seu valor ultrapassar 1 $\mu g.L^{-1}$. Assim como a OMS, a União Europeia adota uma abordagem baseada na avaliação de risco, incentivando o uso de Planos de Segurança da Água.

Na Austrália, as *Australian Drinking Water Guidelines* estabelecem valor-guia de 1,3 $\mu g.L^{-1}$ para microcistinas totais expressas como equivalentes de microcistina-LR (NHMRC; NRMMC, 2022). Além dos limites de concentração, o país adota uma estrutura de níveis de alerta (*alert level framework*) para o gerenciamento de florações de cianobactérias, na qual medidas de controle e monitoramento são implementadas progressivamente conforme o aumento da biomassa algal e da ocorrência de toxinas. Essa abordagem integra o monitoramento da água bruta, a avaliação toxicológica e a adoção de respostas operacionais nas estações de tratamento, visando minimizar riscos à saúde pública e garantir a segurança do abastecimento (NEWCOMBE *et al*., 2010; NHMRC; NRMMC, 2022).

Nos Estados Unidos, não há atualmente um padrão federal compulsório para cianotoxinas em água destinada ao consumo humano. Entretanto, a *United States Environmental Protection Agency* (EPA) disponibiliza valores de referência (*health advisories*) para microcistinas e cilindrospermopsina, utilizados como subsídio para ações de monitoramento e gerenciamento do risco (USEPA, 2015). Adicionalmente, diversos estados norte-americanos adotam critérios próprios para águas recreacionais e programas específicos de vigilância voltados ao abastecimento público, incorporando níveis de alerta e planos de resposta operacional (USEPA, 2019).

Ao comparar os diferentes modelos regulatórios, observa-se que a abordagem brasileira apresenta maior ênfase em indicadores indiretos associados à biomassa fitoplanctônica, especialmente a contagem celular de cianobactérias, utilizada como critério para definição da frequência de monitoramento e intensificação das ações de controle (BRASIL, 2021). Em contrapartida, diretrizes internacionais tendem a priorizar a concentração de cianotoxinas como elemento central para avaliação do risco sanitário, associando parâmetros biológicos, químicos e operacionais em sistemas integrados de gestão (CHORUS; WHO, 2020; WELKER, 2021;).

Sob a perspectiva da segurança hídrica, a integração entre monitoramento da densidade celular e determinação analítica de cianotoxinas apresenta-se como estratégia essencial para ampliar a proteção à saúde pública. Nesse contexto, o valor-guia de 1 $\mu g.L^{-1}$ para microcistina-LR, adotado pela Organização Mundial da Saúde e incorporado em diferentes referenciais internacionais, constitui importante parâmetro para subsidiar estudos nacionais e aperfeiçoar os programas de monitoramento e vigilância da qualidade da água no Brasil (WHO, 2020; CHORUS; WELKER, 2021).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

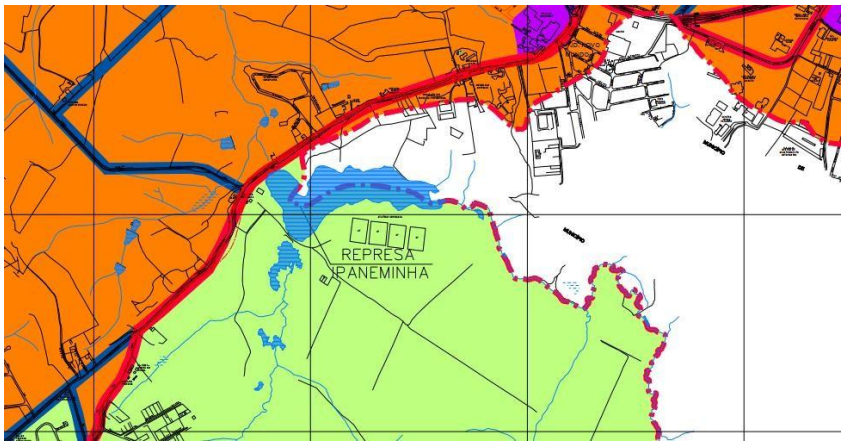
O município de Sorocaba encontra-se inserido na unidade hidrográfica de gerenciamento de recursos hídricos UGRHI 10 - Sorocaba e Médio Tietê.

A área da Bacia Hidrográfica Sorocaba-Médio Tietê está dividida em 6 Sub-Bacias sendo três delas compostas por drenagens de pequeno e médio porte, que drenam para o rio Tietê, e outras três que compõem a bacia do rio Sorocaba, quais sejam: Baixo Médio Tietê, Médio Tietê Médio, Alto Médio Tietê, Baixo Sorocaba, Médio Sorocaba e Alto Sorocaba. (Fabh-smt, 2020).

O reservatório Ipanema das Pedras. está localizado entre as coordenadas geográficas 23º22’ S / 47º26’ W e 23º29’ S / 47º38’ W. A porção superior da bacia, situada no setor sudeste, encontra-se na Serra de São Francisco, abrangendo áreas dos municípios de Salto de Pirapora e Votorantim. Nos setores leste e norte, a bacia drena áreas urbanizadas de Sorocaba e Iperó, enquanto, ao noroeste, estende-se sobre áreas urbanas de Araçoiaba da Serra. A região inclui também parte da Floresta Nacional de Ipanema (FLONA), unidade de preservação ambiental, até sua confluência com o rio Sorocaba, o qual deságua posteriormente no rio Tietê.

O acesso à área da bacia ocorre por meio de diversas estradas vicinais não pavimentadas, localizadas predominantemente nos municípios de Salto de Pirapora, Araçoiaba da Serra e Iperó, além de importantes rodovias, como a Raposo Tavares (SP-270) e a João Leme dos Santos (SP-264). O reservatório Ipanema é formado por um barramento de pequena carga implantado no rio Ipaneminha, na divisa entre os municípios de Votorantim e Sorocaba. A represa resultante situa-se integralmente no município de Votorantim. O ponto de captação está localizado nas proximidades das coordenadas 23º32’31’’ de latitude sul e 47º31’08’’ de longitude oeste, conforme ilustrado na Figura 1 (Proesplan Engenharia – CTR-445/22).

Figura 1 - Localização Represa Ipaneminha



Fonte: Plano Diretor SAAE Sorocaba – Março/2015

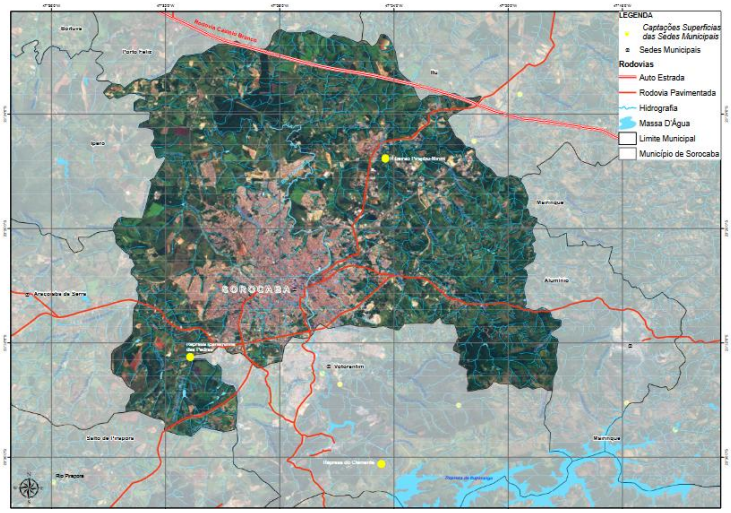
De acordo com o Plano Diretor de Sorocaba de maio/2020, o Rio Ipaneminha, possui: área: ~ 66 km^2, vazão mínima: 0,21 $m^3.s^{-1}$, disponibilidade efetiva - 180 $L.s^{-1}$. Represa de Ipaneminha a captação é efetuada junto a uma barragem de terra de elevação do nível do Rio Ipaneminha; no local forma-se um pequeno reservatório, havendo a tomada d'água, gradeamento e desarenação (SAEE SOROCABA, 2022).

O Rio Ipanema se configura como sendo um importante afluente da margem esquerda do Rio Sorocaba, estando uma parte da sua bacia inserida no município de Sorocaba, mas fora da área urbana. Ele é formado após a junção do Ribeirão Ipaneminha e do córrego Ipaneminha de Baixo, próximo da divisa dos municípios de Votorantim e Sorocaba e desaguá no corpo principal (Rio Sorocaba) somente no município de Iperó. (Proesplan Engenharia -CTR-445/22).

Sua bacia abrange uma área relativamente pequena do município de Sorocaba, vindo desde Votorantim e Salto de Pirapora, atravessando Sorocaba em sua porção sudeste, Araçoiaba da Serra e desaguando no Rio Sorocaba em Iperó, após passagem pela Floresta de Ipanema (SAEE SOROCABA, 2022).

O Rio Ipaneminha funciona como um limite geográfico em Sorocaba entre Sorocaba e Votorantim e não possui rede de drenagem muito densa, conforme apresentado na Figura 2, sendo formada basicamente por um conjunto de córregos que apresentam extensões de ordem de grandeza de metade da extensão do curso principal (SILVA *et al.*, 2017).

Figura 2 - Rede de Drenagem



Fonte: Plano Diretor SAAE Sorocaba

Portanto este estudo foi realizado na Represa Ipanema das Pedras, que possui uma área de 66 km², vazão mínima de 0,21 $m^3.s^{-1}$ e disponibilidade efetiva de 180 $L.s^{-1}$. Além de contar com um fornecimento de eletricidade necessário para o funcionamento do ultrassom, o rio se destaca por ser a fonte de captação para o abastecimento de água potável para a população.

O rio Ipanema das Pedras (Votorantim, São Paulo) está enquadrada na Classe 2. Esse enquadramento destina as águas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional. Para a Classe 2, o limite superior para a presença de cianobactérias é de 50.000 $células.ml^{-1}$. A instalação do sistema de ultrassom foi realizada no dia 8 de outubro de 2022, no primeiro ponto, localizado no vertedouro, com configuração submersa no modelo US SUB, conforme demonstrado na Figura 3.

Figura 3 - Modelo US SUB



Fonte: Autoria própria, 2022

Nove dias depois, o segundo ponto foi instalado no meio da represa, com configuração superficial no modelo BAA 87 boia Solar, conforme demonstrado na Figura 4.

Figura 4 - BAA 87 boia Solar



Fonte: Autoria própria, 2022

A instalação consistiu em dois modelos e alocados conforme apresentado na Figura 5.

Figura 5 - Ponto de instalação do sistema



Fonte: Google Earh,2022

O transdutor do modelo USB foi instalado no reservatório em posição subsuperficial, orientado horizontalmente em relação ao espelho d'água, de modo a maximizar a propagação das ondas ultrassônicas no plano da coluna d'água. O equipamento foi fixado no ponto geográfico correspondente às coordenadas 23°32'32.26"S e 47°31'9.21"O, conforme a Figura 6.

Figura 6 - Ponto de instalação do transdutor USB- Subsuperficial



Fonte: Autoria própria, 2022

A definição do ponto de instalação dos modelos subsuperficiais ocorreu no barramento do reservatório, por constituir a seção imediatamente anterior ao poço de sucção das bombas de captação, responsáveis pelo aduzimento da água bruta até a Estação de Tratamento de Água (ETA), assegurando maior representatividade das condições hidráulicas e da qualidade da água afluente ao sistema de tratamento.

Por sua vez, o equipamento BAA 87 – Boia Solar, dotado de sistema autônomo de alimentação e emissão ultrassônica, foi instalado de forma superficial, permitindo atuação contínua sobre a camada fótica. Este modelo possui raio de abrangência de aproximadamente 450 m, cobrindo área. O equipamento foi fixado no ponto geográfico correspondente às coordenadas 23°32'36.04"S e 47°31'0.74"O.

Quando esses pulsos de baixa frequência atingem as células, elas começam a oscilar, chega um ponto em que o vacúolo se torna instável e entra em colapso.

As cianobactérias que não possuem vacúolos de gás, quando submetidas as ondas ultrassom fazem com que a parede celular interna da célula de algas (*plasmalema*) se desligue da parede celular externa.

Após a instalação do sistema, foi realizado o monitoramento dos seguintes parâmetros: clorofila-a, cianobactérias e fitoplâncton. A frequência de coleta foi inicialmente semanal e após a redução de cianobactérias, passou a ser mensal. Os procedimentos estão descritos na Tabela 3.

Tabela 3 - Parâmetros, métodos e referências utilizados para análises biológicas e da comunidade fitoplanctônica

Parâmetro	Método	Referência
Clorofila-a	APHA. Methods for the Examination of Water and Wastewater, 5520B	APHA. Methods for the Examination of Water and Wastewater, 5520B, 23ª edição, 2017.
Densidade de cianobactérias	Método L5.303 – Fitoplâncton de água doce: Métodos qualitativo e quantitativo	Método L5.303 – Fitoplâncton de água doce: Métodos qualitativo e quantitativo – 4ª edição revisada, outubro/2012 (CETESB).
Fitoplâncton	APHA. Methods for the Examination of Water and Wastewater, 10200F	APHA. Methods for the Examination of Water and Wastewater, 10200F, 23ª edição, 2017.

Fonte: Autoria própria, 2025

Além dos parâmetros descritos na Tabela 3, foram monitoradas as cianotoxinas *microcistina*, *cilindrospermopsina* e *saxitoxina*, inicialmente com frequência semanal, a qual foi mantida por um período contínuo de dez meses, sendo posteriormente ajustada para frequência mensal. Essas análises tiveram como objetivo avaliar a eventual presença de toxinas em função da utilização do ultrassom empregado no sistema, para esse monitoramento, foram utilizados os métodos descritos na Tabela 4.

Tabela 4 - Parâmetros, métodos e referências utilizados para análises biológicas de cianotoxinas

Parâmetro	Método	Referência
Microcistina	Ensaio imunoenzimático do tipo ELISA, utilizando placas comerciais	BEACON ANALYTICAL SYSTEMS INC. *Microcystins Plate Kit – Instructions for Use*
Cilindrospermopsina	Ensaio imunoenzimático do tipo ELISA, utilizando placas comerciais	BEACON ANALYTICAL SYSTEMS INC. *Cylindrospermopsin Plate Kit – Instructions for Use*
Saxitoxina	Ensaio imunoenzimático do tipo ELISA, utilizando placas comerciais	BEACON ANALYTICAL SYSTEMS INC. *Saxitoxin (PSP) Plate Kit – Instructions for Use*

Fonte: Autoria própria, 2025

4.2 Clorofila-a

A clorofila-a é o principal pigmento fotossintético presente em organismos fitoplanctônicos e constitui um dos indicadores mais utilizados para estimar a biomassa algal e avaliar o estado trófico de ecossistemas aquáticos. Sua determinação laboratorial permite inferir a intensidade da produção primária e monitorar potenciais processos de eutrofização.

De acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017), a quantificação de clorofila-a é realizada por meio da extração do pigmento geralmente com acetona a 90%, seguida da leitura espectrofotométrica. O procedimento envolve a filtragem de um volume conhecido de amostra em membranas de fibra de vidro (do tipo GF/C ou GF/F), a extração do pigmento em solvente orgânico sob refrigeração e posterior determinação das absorbâncias em diferentes comprimentos de onda, corrigidas para interferência de *feofitina*.

4.3 Densidade de cianobactérias – Método CETESB L5.303

A determinação da densidade de cianobactérias em amostras de água é um parâmetro essencial para avaliação da qualidade hídrica, especialmente em ambientes sujeitos à eutrofização. No Estado de São Paulo, a CETESB padroniza essa análise por meio do Método L5.303 – “Contagem de cianobactérias por microscopia ótica”, amplamente utilizado em programas de monitoramento ambiental.

Este método baseia-se na contagem direta das células, colônias ou tricomas de cianobactérias utilizando câmaras de sedimentação (como a câmara de Utermöhl) e microscopia óptica de contraste. O procedimento segue princípios clássicos de quantificação de microalgas, garantindo representatividade e precisão na estimativa da densidade.

Inicialmente, a amostra é preservada com solução de lugol acético e submetida à sedimentação estática, permitindo que os organismos se depositem uniformemente no fundo da câmara. Após o período de sedimentação determinado pelo método, realiza-se a leitura microscópica, contabilizando-se os indivíduos por campos de visão, colônias inteiras ou número de células por colônia, conforme orientação da CETESB.

A densidade final é expressa em células por mililitro (cels. mL^{-1}), calculada a partir da área analisada, do volume sedimentado e dos fatores de conversão estabelecidos na metodologia.

4.4 Fitoplâncton – Método APHA 10200 F

A análise qualitativa e quantitativa da comunidade fitoplanctônica é fundamental para a compreensão dos processos ecológicos e da qualidade da água em ambientes aquáticos. O método 10200 F, descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA & WEF), padroniza os procedimentos de coleta, preservação, identificação e contagem de organismos fitoplanctônicos.

4.5 Cianotoxinas – ensaios imunoenzimáticos do tipo ELISA

As concentrações das toxinas de cianobactérias *cilindrospermopsina*, *microcistina* e *saxitoxina* foram determinadas por meio de ensaios imunoenzimáticos do tipo ELISA (Enzyme-Linked Immunosorbent Assay), utilizando kits comerciais fornecidos pela Beacon Analytical Systems Inc. As análises foram realizadas de acordo com os protocolos estabelecidos pelo fabricante, incluindo as etapas de preparo das amostras, incubação, lavagem, adição de reagentes cromogênicos e leitura espectrofotométrica em comprimento de onda específico.

Além dos parâmetros supracitados, foi iniciado o acompanhamento de parâmetros físico-químicos na água bruta, conforme demonstrado na Tabela 5.

Tabela 5 - Parâmetros, métodos e referências utilizados para variáveis físicas e químicas da água bruta

Parâmetro	Método	Referência
pH	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Método 4500 B	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22ª edição, 2012, Método 4500 B.
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Método 5220 B	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22ª edição, 2012, Método 5220 B.
Oxigênio Dissolvido (OD)	Eletrodo com membrana – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Método 4500 G	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22ª edição, 2012, Método 4500 G.
Nitrogênio Amoniacal	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Métodos 4500 B e 4500 C	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22ª edição, 2012, Métodos 4500 B e 4500 C.
Nitrogênio Total	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Método 4500 C – Semi-Micro-Kjeldahl Method	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22ª edição, 2012, Método 4500 C – Semi-Micro-Kjeldahl Method.
Fósforo Total	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Métodos 4500 B.5 e 4500 E	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22ª edição, 2012, Métodos 4500 B.5 e 4500 E.

Fonte: Autoria própria, 2025

Os parâmetros listados acima são indicadores de controle operacional em tratamentos de água convencionais, sendo fundamentais para avaliar a eficácia do sistema de ultrassom na redução das florações de cianobactérias e no controle da qualidade da água ao longo do tempo.

4.6 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH expressa a intensidade da condição ácida ou básica da água e constitui um dos indicadores mais importantes para a caracterização dos processos químicos e biológicos nos ecossistemas aquáticos. É determinado por meio de medidor eletrométrico modelo Star A221-Thermo Scientific, equipado com eletrodo de vidro, conforme o método 4500-H^+ B (LIPPS; BRAUN-HOWLAND; BAXTER, 2023). Alterações no pH podem modificar a biodisponibilidade de nutrientes e metais, influenciar a toxicidade de substâncias químicas e afetar a fisiologia de organismos aquáticos, além de interferir na eficiência de processos de tratamento de água.

4.7 Demanda Química de Oxigênio (DQO)-5220 B

A demanda química de oxigênio (DQO) representa a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação química da matéria orgânica presente na água, sem a participação de microrganismos, sendo expressa como o equivalente em oxigênio da fração oxidável da amostra.

A determinação da DQO foi realizada pelo método colorimétrico com digestão em meio ácido. Em tubos de reação devidamente identificados, foram adicionados, nesta ordem, 3,5 mL do reagente composto por ácido sulfúrico e sulfato de prata, 1,5 mL da solução de digestão e 2,5 mL da amostra. Os tubos foram hermeticamente fechados, homogeneizados e submetidos à digestão em termorreator por 2 horas, à temperatura de 150 °C.

Para o branco analítico, o mesmo procedimento foi adotado, substituindo-se a amostra por 2,5 mL de água destilada. Após a digestão, os tubos foram resfriados à temperatura ambiente e as leituras realizadas em espectrofotômetro, conforme o método SM 5220 D (LIPPS; BRAUN-HOWLAND; BAXTER, 2023). Os resultados foram expressos em $mg \cdot L^{-1}$ de O_2.

4.8 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido (OD) é um dos principais parâmetros para avaliação das condições aeróbias em corpos d’água, estando diretamente relacionado à qualidade ambiental, à atividade biológica e aos processos de autodepuração.

A determinação do oxigênio dissolvido foi realizada in situ, utilizando-se garrafa específica para OD e medidor portátil de oxigênio dissolvido (oxímetro), devidamente calibrado conforme as recomendações do fabricante. As medições foram efetuadas com auxílio de agitador magnético, garantindo a homogeneização da amostra durante a leitura.

A solubilidade do oxigênio foi considerada em função da temperatura, pressão atmosférica e altitude do local de amostragem. Os resultados foram expressos em $mg \cdot L^{-1}$ de O_2, de acordo com o método SM 4500-O (LIPPS; BRAUN-HOWLAND; BAXTER, 2023).

4.9 Nitrogênio Total

O nitrogênio total compreende a soma das diferentes formas de nitrogênio presentes na água, incluindo nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato, sendo um parâmetro fundamental na avaliação do processo de eutrofização e do potencial de desenvolvimento de cianobactérias.

A determinação do nitrogênio total foi realizada pelo método colorimétrico, com digestão por persulfato, visando à conversão de todas as formas de nitrogênio em nitrato. Inicialmente, o termorreator foi aquecido até a temperatura de 105 °C. Em tubos de digestão apropriados, foi adicionado o reagente Total Nitrogen Persulfate à solução de digestão, seguido da adição de 0,5 mL da amostra. Para o branco analítico, a amostra foi substituída por água destilada.

Os tubos foram fechados, agitados vigorosamente por 30 segundos e submetidos à digestão por 30 minutos no termorreator. Após o resfriamento à temperatura ambiente, procedeu-se à etapa colorimétrica, com a adição sequencial dos reagentes A, B e C, respeitando-se rigorosamente os tempos de reação estabelecidos.

As leituras foram realizadas em fotômetro previamente calibrado, utilizando o programa armazenado nº 394. Os resultados foram obtidos por comparação com curva de calibração e expressos em $mg \cdot L^{-1}$ de N.

4.10 Nitrogênio Amoniacal

O nitrogênio amoniacal é uma forma reduzida de nitrogênio, frequentemente associada à decomposição de matéria orgânica e a lançamentos de efluentes, sendo um parâmetro relevante na avaliação da qualidade da água.

A determinação do nitrogênio amoniacal, foi realizada pelo método colorimétrico, no qual o íon amônio reage com os reagentes apropriados, formando um composto colorido cuja intensidade é proporcional à concentração presente na amostra. O procedimento seguiu metodologia padronizada, com controle rigoroso dos tempos de reação.

As leituras foram realizadas em espectrofotômetro e as concentrações determinadas por meio de curva de calibração. Os resultados foram expressos em $mg \cdot L^{-1}$ de $N\text{-}NH_4^+$.

4.11 Fósforo Total

O fósforo total representa a soma das diferentes formas de fósforo presentes na amostra, incluindo fósforo orgânico e inorgânico, sendo um dos principais indicadores do potencial de eutrofização de corpos d’água.

A determinação do fósforo total foi realizada pelo método colorimétrico após digestão ácida, com o objetivo de converter todas as formas de fósforo em ortofosfato. Inicialmente, as amostras foram submetidas à digestão em meio ácido oxidante, em tubos apropriados, sob aquecimento controlado em termorreator, conforme o método padronizado.

Após a digestão e resfriamento à temperatura ambiente, o ortofosfato formado reagiu com os reagentes específicos, resultando na formação de um complexo colorido de coloração azul, cuja intensidade é proporcional à concentração de fósforo presente na amostra. As leituras foram realizadas em espectrofotômetro, em comprimento de onda adequado ao método empregado, e os resultados expressos em $mg \cdot L^{-1}$ de P.

As cianobactérias apresentam vantagens competitivas em ambientes enriquecidos com fósforo, uma vez que são capazes de obtê-lo não apenas da coluna d'água, mas também do sedimento. Esse mecanismo permite o acúmulo intracelular do nutriente, possibilitando que mantenham seu desenvolvimento mesmo quando as concentrações de fósforo no meio se tornam limitantes, característica que não é observada em outros grupos fitoplanctônicos (CARVALHO *et al.*, 2013).

Com o plano amostral definido, iniciou-se o monitoramento sistemático do manancial, tendo como ponto de coleta a calha Parshall. Esse local possibilitou a realização de amostragens em intervalos de 2 horas, totalizando monitoramento contínuo ao longo de 24 horas por dia, durante um período de quinze meses. Essa estratégia permitiu a obtenção de uma base de dados robusta, capaz de capturar variações diurnas, sazonais e operacionais relevantes para a análise dos resultados apresentados neste estudo.

A avaliação do sistema de tratamento de água contemplou, adicionalmente, a análise do impacto da implantação do sistema de ultrassom sobre a redução do consumo de insumos diretamente associados à ocorrência de florações de cianobactérias, com destaque para os produtos químicos utilizados na etapa de pré-oxidação. O período analisado compreendeu o final de 2022 e o ano de 2023, intervalo caracterizado por condições ambientais críticas no manancial, decorrentes da escassez hídrica associada ao aumento da poluição difusa, proveniente principalmente do aporte de carga orgânica de esgoto doméstico oriundo de áreas irregulares no entorno.

Para permitir a comparação dos resultados e a avaliação da efetividade do sistema de ultrassom, os dados foram organizados em três períodos distintos, utilizados de forma sistemática na seção de Resultados e Discussão: (i) o período anterior à implantação do sistema de ultrassom, correspondente ao mês de maior intensidade de florações de cianobactérias no manancial; (ii) o período imediatamente posterior à implantação, caracterizado pela fase inicial de operação do sistema; e (iii) o período de estabilização operacional, adotado para a análise consolidada da eficiência do sistema na redução da densidade de cianobactérias, das concentrações de cianotoxinas e do consumo de produtos químicos na pré-oxidação.

Essa abordagem comparativa possibilitou a avaliação integrada dos efeitos do ultrassom sobre a qualidade da água bruta, o desempenho do tratamento e a mitigação das condições favoráveis à ocorrência de florações, conforme discutido nos capítulos subsequentes.

4.12 Análise dos dados da área de controle de qualidade da água potável

Para a análise dos dados referentes ao controle de qualidade da água potável fornecida pelo sistema de abastecimento estudado, foram considerados os resultados das coletas realizadas em toda a rede de distribuição, até o ponto de entrega no cavalete do cliente. O monitoramento foi feito mensalmente, com um total de quatorze amostras por mês. Os parâmetros físico-químicos analisados estão demonstrados na Tabela 6.

Tabela 6 - Análises fisico-químicas para controle de qualidade da água potável

Parâmetro	Método	Referência no Standard Methods (22ª Edição, 2012)
pH	Determinação por medidor de pH com eletrodo de vidro	4500-H+ B
Cloro Residual Livre	Titulação com N,N-diethyl-p-phenylenediamine (dPD)	4500-Cl G
Fluoretos	Espectrofotometria com reagente, SPANDS.	4500-F-C
Turbidez	Medição com turbidímetro	2130 B
Cor Aparente	Espectrofotometria	2120 B
Coliformes Totais	Filtração em membrana e cultivo seletivo	9222 B
Coliformes Fecais	Filtração em membrana para Escherichia coli (E. coli)	9222 D

Fonte: Autoria própria, 2025

A avaliação da qualidade da água envolve a determinação de um conjunto de parâmetros físico-químicos e microbiológicos, que permitem identificar processos naturais e antrópicos que influenciam a integridade ambiental e a potabilidade. As análises descritas a seguir foram conduzidas de acordo com os procedimentos estabelecidos pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (LIPPS; BRAUN-HOWLAND; BAXTER, 2023), referência internacionalmente reconhecida para laboratórios de controle de água.

4.13 Cloro Residual Livre

A concentração de cloro residual livre é fundamental para garantir a desinfecção e prevenir o crescimento microbiano na rede de distribuição. A análise é realizada pelo método colorimétrico com reagente DPD (N,N-dietil-p-fenilenodiamina), descrito em 4500-Cl G. Esse método permite quantificar o cloro livre presente na amostra por leitura espectrofotométrica, sendo especialmente útil para assegurar que a água distribuída mantenha residual desinfetante suficiente, sem ultrapassar limites que possam comprometer a qualidade organoléptica.

4.14 Fluoretos

Os fluoretos desempenham papel importante na saúde pública, devido à sua aplicação no controle da cárie dentária. Sua determinação ocorre pelo método colorimétrico com SPANDS, conforme o procedimento 4500-F C (LIPPS; BRAUN-HOWLAND; BAXTER, 2023). A concentração de fluoretos deve ser monitorada para garantir que se mantenha dentro dos limites recomendados, evitando tanto a deficiência quanto a exposição excessiva, que pode ocasionar fluorose.

4.15 Turbidez

A turbidez é uma medida da dispersão da luz causada por partículas em suspensão presentes na água e constitui indicador indireto de sólidos totais, eficiência de filtração e risco microbiológico. É determinada em turbidímetro calibrado, seguindo o método 2130 B. A turbidez elevada pode proteger microrganismos patogênicos da ação do cloro e comprometer a eficácia do tratamento, além de alterar características estéticas da água.

4.16 Cor Aparente

A cor aparente representa a coloração resultante da presença de substâncias dissolvidas e particuladas. Sua quantificação é realizada por espectrofotometria (método 2120 B). Esse parâmetro está associado à presença de matéria orgânica natural, compostos húmicos, íons metálicos e resíduos industriais. A cor elevada pode indicar processos de decomposição orgânica ou falhas no tratamento, além de afetar a aceitação da água pelo consumidor.

4.17 Coliformes Totais

Os coliformes totais constituem um grupo indicador da qualidade sanitária da água, representando a possível entrada de matéria orgânica ou contaminação ambiental recente. Sua quantificação é realizada pelo método de filtração em membrana descrito em 9222 B, que permite a contagem de colônias após incubação em meio seletivo. Embora não indiquem necessariamente contaminação fecal, sua presença aponta para vulnerabilidades no sistema de distribuição ou processos de tratamento.

4.18 Escherichia coli (Coliformes Termotolerantes)

A presença de *Escherichia coli* é o indicador microbiológico mais específico de contaminação fecal e risco sanitário. O método utilizado segue o procedimento 9222 D, que inclui filtração em membrana e cultivo em meio seletivo para termotolerantes, permitindo identificar colônias características. A detecção de *E. coli* implica falhas na proteção da fonte, contaminação no sistema de distribuição ou insuficiência da etapa de desinfecção, demandando ações imediatas de controle.

4.19 Compostos secundários – Geosmina e MIB (2-metilisoborneol)

O monitoramento avaliou os compostos secundários, *geosmina* e o MIB (*2-metilisoborneol*) produzidos por algumas espécies de cianobactérias e algas. Esses compostos são responsáveis por odores indesejáveis em fontes de água, frequentemente associados a sabores de "terra" ou "mofo", conforme demonstrado na Tabela 7.

Tabela 7 - Compostos secundários monitorados

Parâmetro	Método	Referência
Geosmina e MIB	Cromatografia Gasosa acoplada a Espectrometria de Massas (GC-MS)	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22ª edição, 2012, método 6230 B (GC-MS)

Fonte: Autoria própria, 2025

A *geosmina* e o *2-metilisoborneol* (MIB) são metabólitos orgânicos voláteis produzidos principalmente por cianobactérias e actinobactérias. Ambos apresentam baixo limiar de detecção sensorial em água (<10 $ng.L^{-1}$), sendo responsáveis por odores terrosos e de mofo,

frequentemente associados a eventos de florações. Embora não representem risco toxicológico direto, sua presença compromete significativamente a aceitabilidade da água distribuída e indica alterações ecológicas no manancial.

A quantificação desses compostos é comumente realizada por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (GC-MS), uma técnica altamente sensível e específica para compostos voláteis hidrofóbicos. O procedimento analítico geralmente envolve uma etapa prévia de extração e concentração, frequentemente por microextração em fase sólida (SPME) ou extração líquido-líquido (LLE), seguida pela injeção no sistema cromatográfico.

No GC-MS, os compostos são separados em coluna capilar, tipicamente do tipo fase apolar (por exemplo, 5% fenil-95% dimetilsiloxano), sob programação de temperatura adequada para volatilizar compostos semi-voláteis. A detecção por espectrometria de massas opera, em geral, no modo de monitoramento seletivo de íons (SIM), aumentando a sensibilidade e a seletividade para os íons característicos da *geosmina* e do *MIB*. Esse procedimento permite limites de quantificação frequentemente abaixo de 5 $ng.L^{-1}$, adequados às exigências de monitoramento de água de abastecimento.

A metodologia GC-MS é amplamente utilizada por sua capacidade de discriminar *geosmina* e *MIB* de outros voláteis naturais presentes na matriz aquática, fornecendo resultados robustos para avaliação de episódios de gosto e odor, bem como para apoio na tomada de decisão em operações de tratamento, como ajustes de oxidação, carvão ativado ou manejo do manancial.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a instalação do sistema de ultrassom na Represa Ipanema das Pedras, foi realizado um monitoramento mensal e sistemático dos parâmetros físico-químicos e biológicos da água bruta e água tratada, ao longo de um período de 15 meses. Conforme demonstrado na Figura 8, observou-se uma redução significativa na concentração de cianobactérias a partir do quarto mês de operação do sistema. Esse acompanhamento teve como objetivo avaliar os impactos da tecnologia aplicada sobre a qualidade da água da represa, utilizada para abastecimento público.

Os resultados obtidos corroboram evidências da literatura de que o ultrassom promove a inibição do crescimento de cianobactérias por mecanismos predominantemente físicos e fisiológicos. Neste estudo, observou-se redução de 821.438,5 $céls.mL^{-1}$, na densidade celular e de aproximadamente 90% na concentração de clorofila-a, com efeito mais expressivo a partir do quarto mês de operação, indicando a influência do tempo de exposição contínua no

desempenho da tecnologia. Esses achados são consistentes com estudos experimentais que demonstram redução da densidade celular e inibição da divisão celular em *Microcystis aeruginosa*, associadas à alteração do ciclo celular e aumento do tamanho das células com a aplicação de radiação ultrasônica (AHN et al., 2003).

Além da avaliação quantitativa da densidade celular e da biomassa fitoplanctônica, foi realizado o acompanhamento da composição taxonômica das cianobactérias presentes no reservatório ao longo do período de monitoramento, seguindo a legislação vigente, a portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021.

A identificação das espécies permitiu avaliar possíveis alterações na estrutura da comunidade fitoplanctônica decorrentes da aplicação contínua do ultrassom, bem como verificar a persistência, substituição ou redução de espécies potencialmente produtoras de cianotoxinas. A Tabela 8 apresenta a média de concentração dos principais gêneros e espécies identificados na Represa Ipanema das Pedras durante o período de estudo, contemplando as etapas anteriores e posteriores à instalação do sistema de ultrassom.

Tabela 8 - Gêneros e espécies de cianobactérias, quantificadas durante o período de 15 meses

Data	Gênero / Espécie	Concentração (cél/mL)	Classe	Tipo	Observação
04/10/2022	Cianobactéria filamentosa não identificada	32.670,80	Cyanophyceae	Filamentosa	Antes da instalação do ultrassom.
	Cylindrospermopsis raciborskii	39.204,90	Cyanophyceae	Filamentosa	
	Raphidiopsis spp.	394.499,50	Cyanophyceae	Filamentosa	
	Anabaena spp.	4.900,60	Cyanophyceae	Filamentosa	
	Planktolyngbya contorta	52.273,20	Cyanophyceae	Filamentosa	
04/01/2023	Cianobactéria filamentosa não identificada	20.623,40	Cyanophyceae	Filamentosa	
	Raphidiopsis spp.	7.623,20	Cyanophyceae	Filamentosa	
11/01/2023	Cianobactéria filamentosa não identificada	49.877,40	Cyanophyceae	Filamentosa	2 meses de aplicação do ultrassom.
	Ordem *Chroococcales*	299,5	Cyanophyceae	Colonial / Cocóide	
	Geitlerinema spp.	14.048,40	Cyanophyceae	Filamentosa	
31/01/2023	*Aphanocapsa spp.*	212,3	Cyanophyceae	Colonial	3 meses de aplicação do ultrassom.
	Cianobactéria filamentosa não identificada	5.513,20	Cyanophyceae	Filamentosa	
	Geitlerinema spp.	25.728,20	Cyanophyceae	Filamentosa	
10/05/2023	*Microcystis spp.*	1.289,60	Cyanophyceae	Colonial	7 meses de aplicação do ultrassom.
	Raphidiopsis spp.	10.747,00	Cyanophyceae	Filamentosa	
	Planktolyngbya contorta	573,2	Cyanophyceae	Filamentosa	
05/09/2023	*Spirulina spp.*	884,8	Cyanophyceae	Filamentosa helicoidal	11 meses de aplicação do ultrassom.
23/11/2023	Cianobactéria filamentosa não identificada	7,4	Cyanophyceae	Filamentosa	13 meses de aplicação do ultrassom.
12/12/2023	Ordem *Oscillatoriales*	177	Cyanophyceae	Filamentosa	15 meses de aplicação do ultrassom.
	Pseudoanabaena spp.	54,5	Cyanophyceae	Filamentosa	

Fonte: Autoria própria, 2025

A expressiva redução observada neste trabalho é superior àquela reportada por Joyce et al. (2015), que relataram diminuições de biomassa algal da ordem de 40 a 50% em experimentos laboratoriais, dependendo da frequência aplicada. De forma semelhante, Zhang et al. (2006) demonstraram reduções significativas de *Microcystis aeruginosa* em estudos controlados, porém em períodos de exposição mais curtas e em escalas menores. A maior eficiência observada na presente pesquisa pode estar associada ao longo período de operação contínua (15 meses), à combinação de modelos subsuperficial (submerso) e superficial (boia solar-Superficial) e às características hidrodinâmicas do reservatório estudado.

Os mecanismos envolvidos estão diretamente relacionados à cavitação acústica, responsável pela geração de microjatos, forças de cisalhamento e colapso de vesículas gasosas,

comprometendo a flutuabilidade e a atividade fotossintética das células (Wu et al. 2011). Esse comportamento foi evidenciado neste estudo pela redução e posterior ausência de espécies como *Raphidiopsis raciborskii*, *Raphidiopsis* spp , *Planktolyngbya contorta* e *Anabaena* spp., que representavam 76,76% da densidade inicial, indicando maior suscetibilidade de organismos com vacúolos gasosos.

Antes da instalação do sistema de ultrassom, a densidade de cianobactérias apresentava valores superiores a 821.670 células.mL^{-1}, ultrapassando o limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos hídricos enquadrados como Classe 2. Na Figura 7, observa-se o reservatório com características típicas de eutrofização.

Figura 7 - Represa no dia da instalação do sistema de ultrassom



Fonte: Autoria própria, 2022

Durante o período de análise, observou-se que, a partir do quarto mês de utilização do sistema, houve uma redução significativa na concentração de cianobactérias, acompanhada por alteração na coloração da água, conforme demonstrado na Figura 8.

Figura 8 - Quatro meses de utilização do sistema



Fonte: Autoria própria, 2022

No período descrito anteriormente, registrou-se aumento do nível de reservação em decorrência de evento pluviométrico significativo, que resultou na elevação de aproximadamente 50 cm na coluna d'água do reservatório.

Após quinze meses de monitoramento mensal, observou-se uma redução significativa na densidade de cianobactérias, com os valores atingindo uma média de 231,50 células.mL^{-1}, mantendo-se dentro dos padrões normativos estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, que estabelece que o monitoramento de cianobactérias em mananciais superficiais deve ocorrer trimestralmente quando a densidade for ≤ 10.000 células/mL e semanalmente quando exceder esse valor, sendo obrigatória a análise de cianotoxinas quando a densidade ultrapassar 20.000 células/mL.

A diminuição da concentração de cianobactérias foi acompanhada por melhora na coloração e no aspecto visual do reservatório, conforme demonstrado na Figura 9.

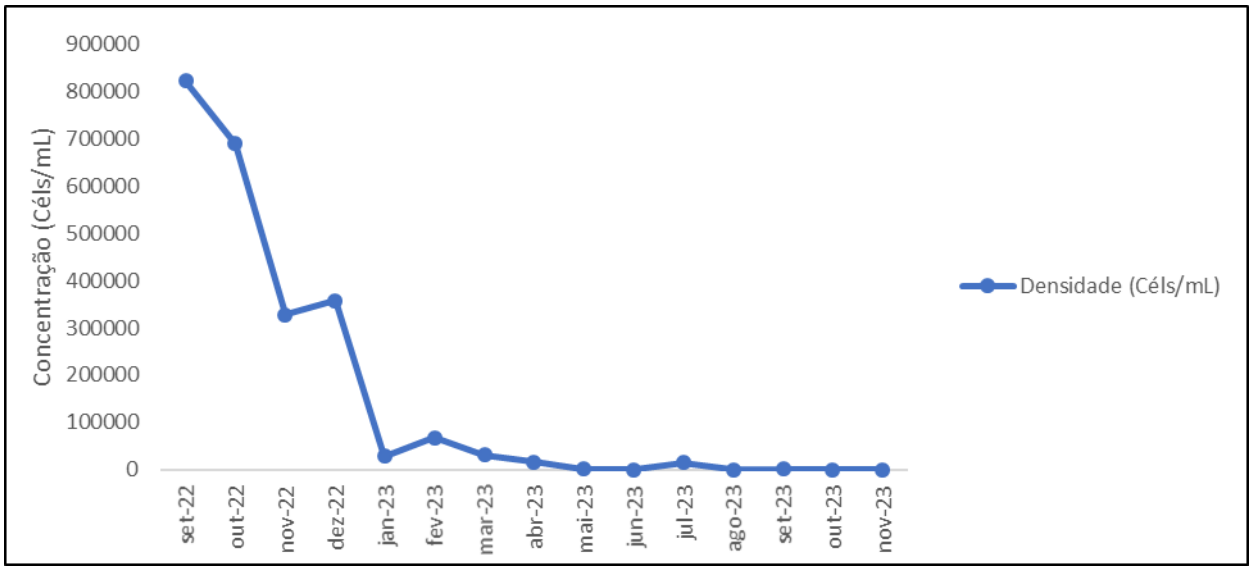
Figura 9 - Acompanhamento após 15 meses de utilização do sistema



Fonte: Autoria própria, 2022

Esse resultado representa uma redução de 99,97% em relação à concentração inicial, conforme demonstrado na Figura 10.

Figura 10 - Densidade de Cianobactérias na água bruta presente no manancial Ipanema das Pedras (céls.mL^{-1})



Fonte: Autoria própria, 2025

Os resultados indicaram que o sistema de ultrassom não exerceu efeito homogêneo sobre a comunidade de cianobactérias, evidenciando sensibilidade diferenciada entre os grupos taxonômicos avaliados. Após aproximadamente quatro meses de aplicação, observou-se a redução progressiva, seguida da ausência no reservatório, das espécies *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Raphidiopsis* spp., *Planktolyngbya contorta (Lemmermann)* e *Anabaena* spp., as

quais não voltaram a ser quantificadas ao longo do período subsequente de monitoramento, conforme demonstrado na tabela 8.

A sensibilidade diferenciada entre espécies também foi observada em estudos anteriores. Lee, Nakano e Matsumara (2001) e Walsby (1981) destacam que espécies filamentosas e dotadas de vacúolos gasosos tendem a ser mais suscetíveis ao ultrassom, em razão do colapso dessas estruturas, comprometendo a flutuabilidade e a fotossíntese. Esse comportamento é coerente com a redução seguida da ausência de *Raphidiopsis raciborskii, Cylindrospermopsis raciborskii, Planktolyngbya contorta e Anabaena* spp., que representavam mais de 76% da densidade inicial no reservatório.

Por outro lado, a persistência de gêneros como *Pseudanabaena* spp. ao longo do monitoramento corrobora observações de Purcell (2009), que destaca que espécies sem vacúolos gasosos ou de menor tamanho celular apresentam menor sensibilidade ao ultrassom, exigindo ajuste fino de frequência e potência ou a utilização de estratégias complementares de controle. Assim, os resultados reforçam a hipótese de que o ultrassom não atua de forma homogênea sobre toda a comunidade fitoplanctônica, devendo ser aplicado considerando a composição taxonômica dominante de cada manancial.

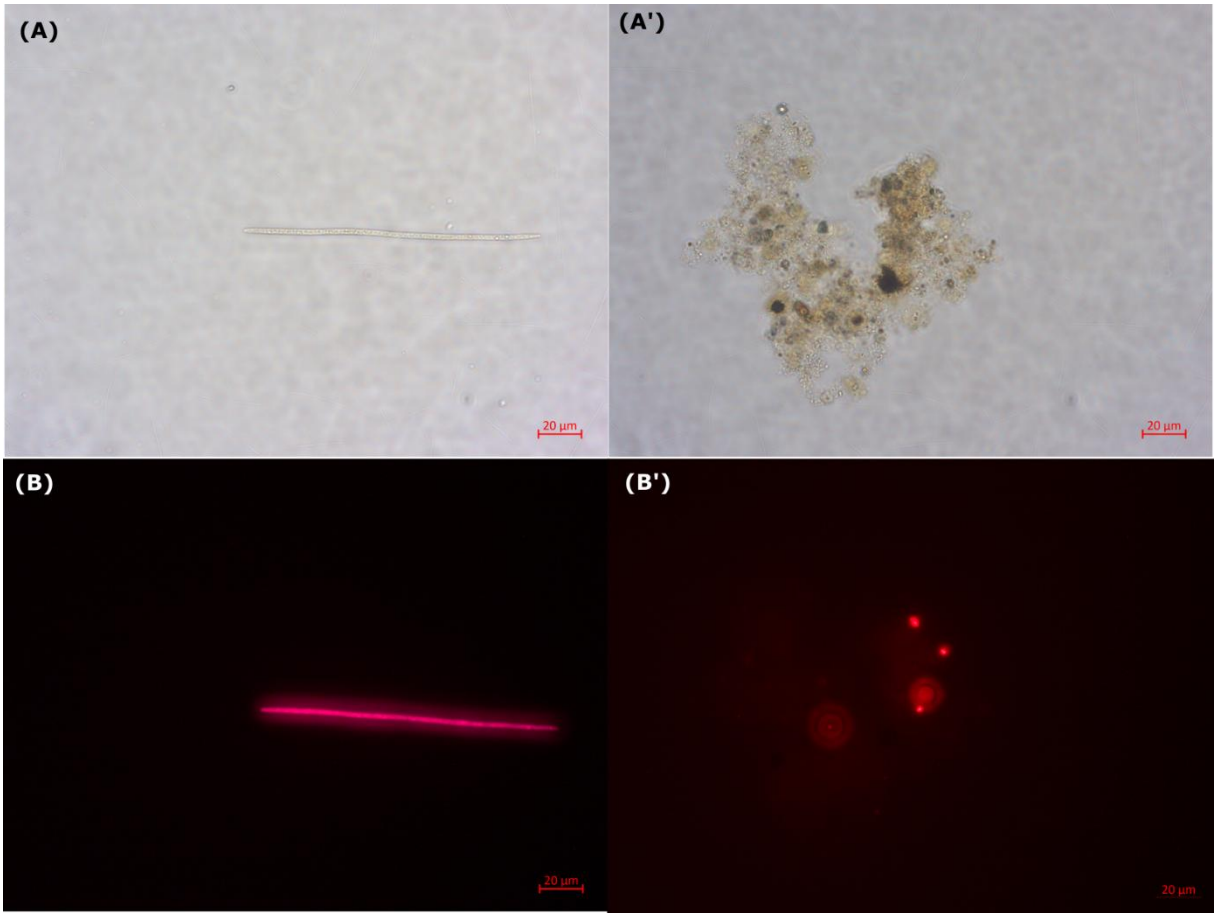
Considerando que essas espécies (citar as espécies) representavam 76,76% do total de células por mililitro (céls.mL^{-1}), a expressiva redução da densidade global de cianobactérias observada sugere uma contribuição relevante do sistema de ultrassom para o controle da biomassa dominante. No entanto, deve-se ponderar que a resposta observada pode resultar da interação entre a aplicação do ultrassom e fatores ambientais concomitantes, como variações hidrológicas, disponibilidade de nutrientes e condições físico-químicas do reservatório, os quais também influenciam a dinâmica fitoplanctônica.

A persistência de *Pseudanabaena* spp ao longo de todo o período de aplicação indica menor sensibilidade ao ultrassom, o que pode estar associado a características morfológicas, como menor tamanho celular, organização colonial distinta ou maior plasticidade fisiológica, reforçando o caráter seletivo da tecnologia. Esse comportamento evidencia que o ultrassom, isoladamente, pode não ser suficiente para o controle integral de todas as espécies, devendo ser compreendido como uma ferramenta complementar dentro de uma estratégia de manejo mais ampla.

Na Figura 11, observa-se, por meio de microscopia óptica, o rompimento da estrutura celular no espécime de *Raphidiopsis raciborskii* submetido ao tratamento por ultrassom, evidenciado pela perda da integridade celular, em comparação às amostras controle, não submetidas ao ultrassom.

Figura 11 – Prancha demonstrando rompimento celular sob microscopia óptica. (A) espécime de *R. raciborskii* visto em campo claro sob microscopia óptica em zona anterior ao tratamento de ultrassom; (A’) célula rompida vista em campo claro sob microscopia óptica em após tratamento de ultrassom; (B) e (B’) demonstram as mesmas fotos que (A) e (A’), porém sob epifluorescência para demonstrar a quebra das células.

Figura 11 - Rompimento celular sob microscopia óptica



Fonte: Autoria própria, 2025

A partir da análise apresentada na Figura 11, verifica-se que, mesmo com a aplicação de ultrassom de baixa potência, ocorre o rompimento da membrana celular de *Raphidiopsis raciborskii*. Esse efeito evidencia a necessidade de monitoramento contínuado as espécies de cianobactérias presentes no manancial, uma vez que a lise celular pode resultar na liberação de metabólitos intracelulares, incluindo cianotoxinas. Do ponto de vista operacional, tal processo representa um fator de risco para os sistemas de abastecimento de água, reforçando a importância do acompanhamento contínuo das concentrações de cianotoxinas e da adoção de estratégias de controle e mitigação que assegurem a qualidade da água distribuída.

Os resultados deste estudo indicaram ausência de microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsina ao longo do período monitorado, demonstrando que a redução da biomassa não foi acompanhada por aumento detectável de toxinas dissolvidas, o que está de acordo com estudos que apontam que esse efeito depende da dinâmica do sistema e da composição da comunidade, conforme demonstrado na Tabela 8. As análises apresentaram limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) compatíveis com metodologias reconhecidas para o monitoramento de água destinada ao abastecimento público, permitindo elevada sensibilidade na identificação dessas substâncias.

A ausência de cianotoxinas detectáveis durante todo o período de estudo está em consonância com os resultados de Brookes et al. (2014) e Fan et al. (2013), que demonstram que nem toda interferência física ou química sobre cianobactérias resulta, necessariamente, em aumento da fração extracelular de toxinas. Ainda assim, Ma et al. (2005) alertam que o ultrassom pode causar lise celular, justificando a recomendação de monitoramento contínuo de cianotoxinas, conforme preconizado pela Portaria GM/MS nº 888/2021 e pelas diretrizes da Organização Mundial da Saúde (Chorus; Welker, 2021).

Para microcistinas e cilindrospermopsina, todas as amostras analisadas apresentaram resultados classificados como não detectados, concentração inferior ao limite de detecção (N.D.). Considerando o limite de quantificação de 0,1 $\mu g.L^{-1}$, no caso das saxitoxinas, observou-se, nos primeiros meses de monitoramento (setembro de 2022 a abril de 2023), a presença de concentrações inferiores ao limite de quantificação (< 0,02 $\mu g.L^{-1}$), sem ultrapassar o limite de detecção estabelecido pelo método. A partir de maio de 2023, todas as amostras passaram a apresentar resultados não detectados para saxitoxinas, indicando redução ainda mais consistente da presença dessas toxinas no manancial.

Tabela 9 - Resultados do monitoramento de *cianotoxinas* no manancial (2022–2023)

Data	Microcistina (µg/L)	Cilindrospermopsina (µg/L)	Saxitoxinas (µg/L)
01/09/2022	N.D.	N.D.	< 0,02
05/10/2022	N.D.	N.D.	< 0,02
09/11/2022	N.D.	N.D.	< 0,02
07/12/2022	N.D.	N.D.	< 0,02
03/01/2023	N.D.	N.D.	< 0,02
07/02/2023	N.D.	N.D.	< 0,02
16/03/2023	N.D.	N.D.	< 0,02
05/04/2023	N.D.	N.D.	< 0,02
10/05/2023	N.D.	N.D.	N.D.
08/06/2023	N.D.	N.D.	N.D.
05/07/2023	N.D.	N.D.	N.D.
10/08/2023	N.D.	N.D.	N.D.
05/09/2023	N.D.	N.D.	N.D.
16/10/2023	N.D.	N.D.	N.D.
01/11/2023	N.D.	N.D.	N.D.
13/12/2023	N.D.	N.D.	N.D.

Fonte: Autoria própria, 2025

Limites analíticos do método:

Microcistina: LD = 0,03 µg.L^{-1}; LQ = 0,10 µg.L^{-1}

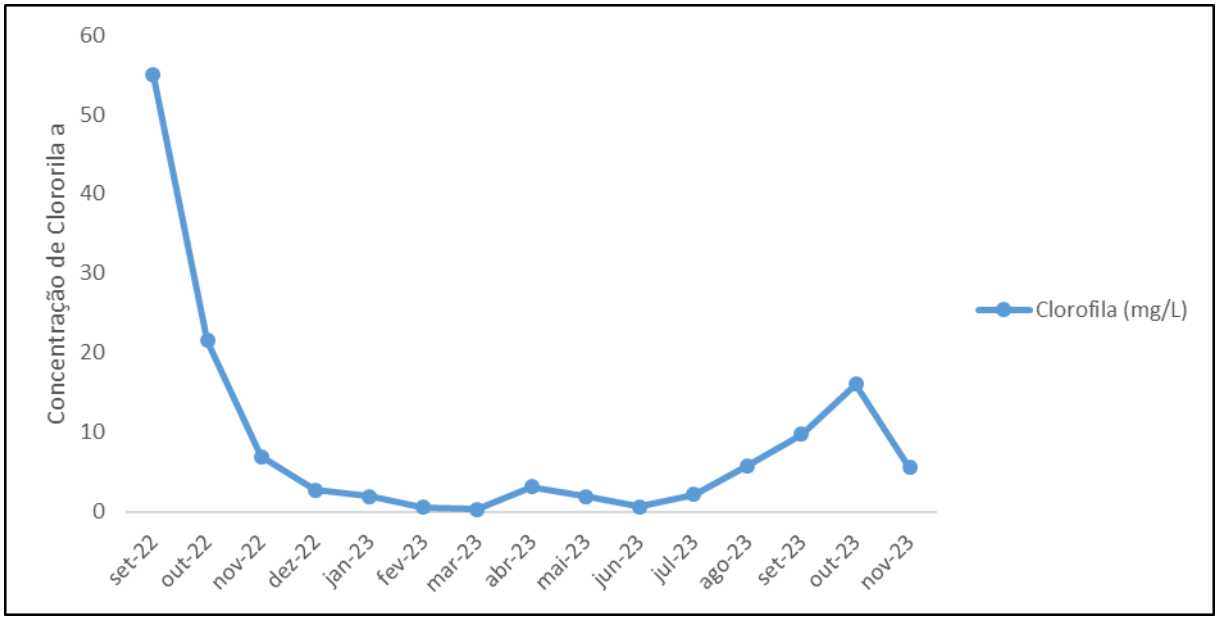
Cilindrospermopsina: LD = 0,03 µg.L^{-1}; LQ = 0,10 µg.L^{-1}

Saxitoxinas: LD = 0,006 µg.L^{-1}; LQ = 0,02 µg.L^{-1}

A ausência de toxinas, mesmo diante da presença residual de cianobactérias, reforça que a produção de metabólitos tóxicos não é uma resposta obrigatória à ocorrência desses organismos, estando condicionada à composição específica da comunidade, à dominância de cepas potencialmente toxigênicas e ao estado fisiológico das células. Nesse contexto, a redução das espécies quantitativamente mais representativas e reconhecidamente relevantes do ponto de vista sanitário pode ter contribuído de forma significativa para a manutenção da qualidade da água.

A redução da clorofila-a observada reforça que o impacto do ultrassom sobre a fotossíntese pode ser mais imediato que a redução da biomassa, resultado da ação mecânica das ondas ultrassônicas associadas à cavitação, que afetam diretamente os sistemas fotossintéticos das células (Huang et al., 2020), conforme demonstrado na Figura 12. A evidência microscópica de lise celular observada neste estudo confirma esse mecanismo, indicando que mesmo em condições de baixa potência o ultrassom pode provocar danos estruturais relevantes.

Figura 12 - Concentração de clorofila-a



Fonte: Autoria própria, 2025

Nos meses de agosto a outubro de 2023, observou-se um pequeno aumento dos valores em decorrência de condições climáticas adversas, especialmente chuvas intensas, que ocasionaram maior aporte de cargas difusas ao corpo hídrico. Esse incremento refletiu-se em um leve aumento dos parâmetros de DQO e clorofila-a (Tab. 9). No mês subsequente, os valores já apresentavam redução, retornando a níveis mais baixos.

5.1 Parâmetros Físico-Químicos na água Bruta

A manutenção dos parâmetros físico-químicos e da carga difusa de nutrientes ao longo do período de estudo indica que a redução das florações não esteve associada à diminuição do aporte de nitrogênio e fósforo, mas sim à ação direta do ultrassom sobre a comunidade fitoplanctônica, conforme demonstrado na tabela 10.

Tabela 10 – Parâmetros monitorados da qualidade da água bruta

Parâmetros de acompanhamento da qualidade da água bruta			
Data da análise	**N Total (mg/L)**	**N Amoniacal (mg/L)**	**P Total (mg/L)**
01/09/2022	2,10	2,00	0,91
01/10/2022	2,20	0,33	0,72
01/11/2022	1,00	0,22	0,88
01/12/2022	1,00	0,10	0,03
01/01/2023	1,00	0,10	0,02
01/02/2023	1,50	0,10	0,03
01/03/2023	2,00	0,10	0,08
01/04/2023	3,00	0,30	0,03
01/05/2023	1,00	0,10	0,07
01/06/2023	1,00	0,10	0,05
01/07/2023	3,00	0,30	0,03
01/08/2023	2,00	0,10	0,03
01/09/2023	2,50	0,10	0,08
01/10/2023	2,00	0,60	0,07
01/11/2023	1,00	0,47	0,06

Fonte: Autoria própria, 2025

Esse resultado está em consonância com os estudos de Paerl e Otten (2013) e Paerl e Paul (2012), os quais destacam que tecnologias de controle direto das florações não substituem as ações de gestão da bacia hidrográfica, sendo mais eficazes quando integradas a estratégias de redução do aporte de nutrientes em longo prazo.

A estabilidade no aporte de nutrientes observada durante o monitoramento favorece a manutenção de condições propícias à ocorrência de florações, considerando as características eutróficas do reservatório. Nos meses de setembro e outubro de 2022, período anterior à instalação do sistema de ultrassom, foram registrados valores elevados para esses parâmetros, corroborando a classificação do ambiente como eutrófico.

Tabela 10 - Análise dos parâmetros de pH, OD, DQO e Clorofila-a

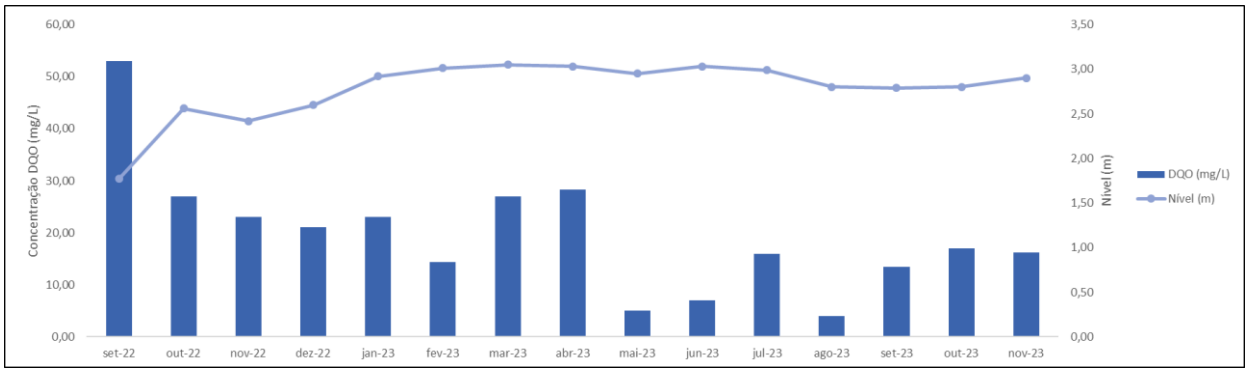
Data	pH (SOR)	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	DQO (mg/L)	Clorofila (mg/L)
set-22	8,60	11,70	53,00	55,00
out-22	7,70	11,20	27,00	21,53
nov-22	7,68	8,23	23,00	6,90
dez-22	7,55	5,54	21,11	2,67
jan-23	7,44	4,43	23,00	1,89
fev-23	7,36	4,37	14,33	0,53
mar-23	7,22	4,22	27,00	0,28
abr-23	7,33	4,33	28,33	3,10
mai-23	7,41	6,31	<5	1,87
jun-23	7,27	7,19	7,00	0,63
jul-23	7,47	6,93	16,00	2,18
ago-23	7,12	6,64	4,00	5,74
set-23	6,99	6,61	13,50	9,74
out-23	7,13	4,06	17,00	16,02
nov-23	6,81	3,83	16,20	5,50

Fonte: Autoria própria, 2025

A análise do nível de represamento, por meio da Demanda Química de Oxigênio (DQO), apresentou resultados estáveis. Mesmo com o nível de reservação elevado (3 metros) de coluna d'água, a concentração da DQO excedeu o Valor Máximo Permitido (VMP) estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de Classe 2. Vale destacar que, para essa classificação, o limite é de 5 $mg.L^{-1}$ de O_2 para a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

A Figura 13 permite analisar a estabilidade do nível de reservação, além de evidenciar a contribuição difusa de efluentes com base nos resultados do parâmetro DQO.

Figura 13 - Análise do comportamento da demanda química de oxigênio com relação ao nível de represamento



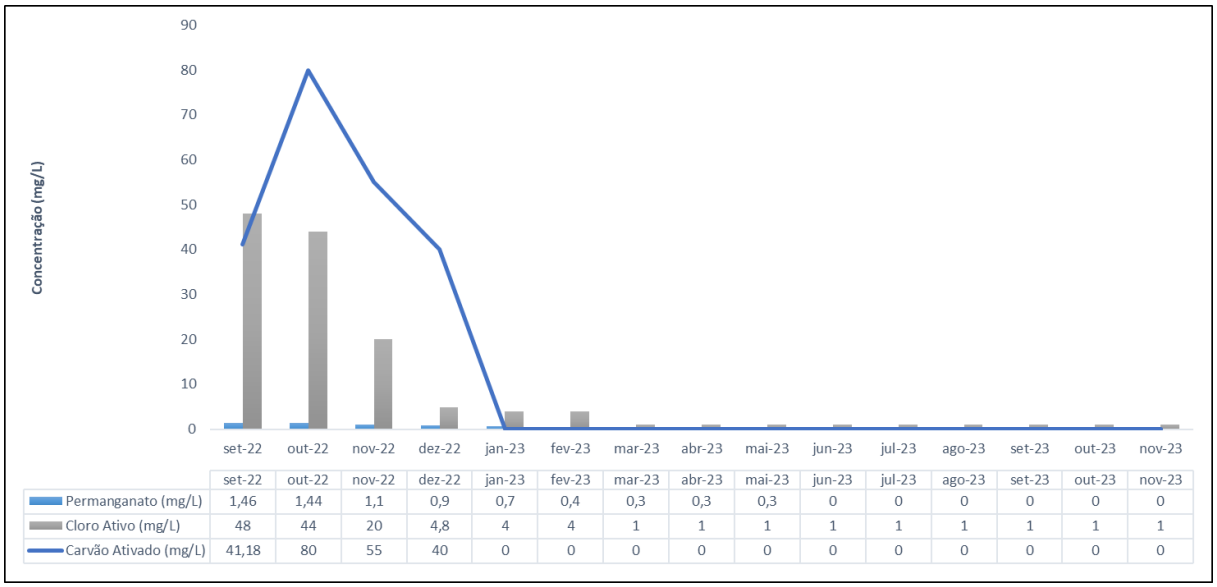
Fonte: Autoria própria, 2025

5.2 Impacto no Consumo de Produtos Químicos

Estudos apontam que a diminuição da biomassa algal na água bruta pode resultar em menor formação de subprodutos da desinfecção e em maior estabilidade operacional das estações de tratamento (Capelo Neto; Neycombe, 2017; Lin et al., 2009). Nesse sentido, os resultados observados neste estudo evidenciam vantagem operacional e econômica do ultrassom quando comparado a métodos químicos tradicionais, como o uso de algicidas à base de cobre, amplamente reconhecidos por seus impactos ecotoxicológicos (Sukenik et al., 1999; Fan et al., 2013).

O monitoramento indicou uma redução de 100% no consumo de produtos químicos utilizados no tratamento da água, como oxidantes e carvão ativado utilizado para a adsorção de odores, sabores e compostos orgânicos da água, economia pode ser atribuída à menor carga de cianobactérias e à melhoria na qualidade da água bruta captada, conforme demonstrado na Figura 14.

Figura 14 - Análise do consumo com produto químico no processo de tratamento de água



Fonte: Autoria própria, 2025

5.3 Parâmetros Físico-Químicos na Água Tratada

Após um mês da instalação do sistema de ultrassom, os parâmetros de geosmina e MIB foram reduzidos em 100%. Esse resultado justificou a eliminação de VQAs (Verificação da Qualidade de Água) relacionadas a reclamações de odor e sabor na água fornecida. Essa diminuição está diretamente associada à redução dos compostos secundários, conforme demonstrado na Tabela 10.

Tabela 11 - Análise dos parâmetros de Geosmina, MIB, pH, Cor e Turbidez na água tratada

	Parâmetros de Água Tratada				
Data	**Geosmina (µg/L)**	**MIB (µg/L)**	**pH (SOR)**	**Cor (uH)**	**Turbidez (Ut)**
01/09/2022	6,21	3,38	8,5	0,00	0,47
01/10/2022	3,13	2,21	7,75	0,00	0,44
01/11/2022	5,33	0,00	7,66	0,00	0,39
01/12/2022	3,95	0,00	7,59	0,00	0,48
01/01/2023	0,00	0,00	7,59	0,00	0,49
01/02/2023	0,00	0,00	7,44	0,00	0,44
01/03/2023	0,00	0,00	7,33	0,00	0,36
01/04/2023	0,00	0,00	7,47	0,00	0,33
01/05/2023	0,00	0,00	7,49	0,00	0,39
01/06/2023	0,00	0,00	7,33	0,00	0,49
01/07/2023	0,00	0,00	7,58	0,00	0,50
01/08/2023	0,00	0,00	7,15	0,00	0,44
01/09/2023	0,00	0,00	7,00	0,00	0,47
01/10/2023	0,00	0,00	7,13	0,00	0,50
01/11/2023	0,00	0,00	6,99	0,00	0,44

Fonte: Autoria própria, 2025

Os resultados obtidos permitiram atender ao objetivo geral deste estudo, que consistiu em avaliar a eficácia do uso do ultrassom de baixa potência no controle das florações de cianobactérias na Represa Ipanema das Pedras (Votorantim, SP).

Em relação ao primeiro objetivo específico, que visou avaliar as variáveis físicas, químicas e biológicas da água bruta antes e após a instalação do sistema de ultrassom, os parâmetros monitorados indicaram estabilidade no aporte de cargas difusas e manutenção das características eutróficas do reservatório, não sendo observadas alterações significativas atribuíveis diretamente à aplicação do ultrassom sobre esses parâmetros.

Quanto ao segundo objetivo específico, que consistiu em avaliar quantitativamente as cianobactérias antes e após a instalação do sistema de ultrassom, verificou-se uma redução expressiva na densidade celular, associada à redução seguida da ausência das espécies *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Raphidiopsis* spp., *Planktolyngbya contorta)* e *Anabaena* spp., as quais não voltaram a ser quantificadas ao longo do período subsequente de monitoramento. Essas espécies representaram 76,76% do total de células, o que justifica a elevada eficiência observada do sistema. Em contrapartida, as espécies *Pseudanabaena* spp permaneceram detectáveis, indicando menor sensibilidade ao tratamento.

Apesar da elevada eficiência observada neste estudo em escala real, investigações realizadas em reservatórios indicam que a aplicação de ultrassom pode não resultar em reduções estatisticamente significativas na densidade de cianobactérias em todos os casos, em função da complexidade dos fatores ambientais envolvidos (Vaughan et al., 2023).

Por fim, no atendimento ao terceiro objetivo específico, que buscou comparar o processo de tratamento da água captada na Represa Ipanema das Pedras com e sem a aplicação do ultrassom, os resultados demonstraram melhora nas condições relacionadas ao controle biológico das florações, refletindo positivamente na qualidade da água bruta afluente ao sistema de tratamento, ainda que o desempenho do ultrassom esteja condicionado à composição específica das espécies presentes no manancial.

Ressalta-se que, durante o desenvolvimento do estudo, não foi realizada a análise do sedimento do reservatório, o que indica a necessidade de estudos complementares. Assim, recomenda-se a continuidade do monitoramento e a ampliação das análises, visando avaliar a sustentabilidade do sistema em longo prazo e seu potencial aplicação em outros corpos d’água com características semelhantes.

6 CONCLUSÃO

Este estudo avaliou a eficácia da aplicação da tecnologia de ultrassom como ferramenta para o controle de cianobactérias e a melhoria da qualidade da água no reservatório Ipanema das Pedras, ao longo de um período de monitoramento de 15 meses, iniciando-se em setembro de 2022 até o mês de novembro de 2023. Os resultados obtidos demonstraram uma redução significativa na densidade de cianobactérias, com valores superiores a 821.670 céls.$mL^{-1,}$ sendo reduzidos para uma média de 231,50 céls.mL^{-1}, o que corresponde a uma eficiência de remoção de 821.438,5 céls.$mL^{-1,}$. Esses resultados confirmam o potencial do ultrassom como estratégia de mitigação de florações em ambientes lênticos eutrofizados.

Adicionalmente, observou-se uma redução de aproximadamente 90% na concentração de clorofila a, indicando diminuição substancial da biomassa fitoplanctônica. A eliminação dos compostos *geosmina* e *2-metilisoborneol (MIB),* comumente associados à ocorrência de odores e sabores indesejáveis na água destinada ao abastecimento público, contribuiu diretamente para a melhoria da qualidade organoléptica da água distribuída, refletindo na eliminação das reclamações relacionadas aos parâmetros de sabor e odor.

O sistema de ultrassom também apresentou impactos positivos no processo de tratamento de água, evidenciados pela redução de 100% no consumo de insumos químicos, como carvão ativado e agentes oxidantes, resultando em benefícios econômicos e ambientais. Esses achados reforçam o potencial do ultrassom como uma tecnologia complementar, sustentável e alinhada aos princípios de gestão eficiente de recursos hídricos em mananciais sujeitos à pressão antrópica.

Entretanto, a eficiência do sistema de ultrassom mostrou-se diretamente dependente da composição específica das espécies de cianobactérias presentes no reservatório. Conforme observado neste estudo, determinadas espécies apresentaram elevada sensibilidade ao tratamento, enquanto outras permaneceram detectáveis ao longo do período de aplicação, indicando respostas diferenciadas ao ultrassom. Dessa forma, a eficiência do sistema pode variar de acordo com a estrutura da comunidade fitoplanctônica dominante em cada manancial.

Além disso, os parâmetros físico-químicos monitorados, tais como demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total e nitrogênio amoniacal, mantiveram-se relativamente estáveis ao longo do período de estudo, indicando que a carga difusa de nutrientes não foi diretamente influenciada pela aplicação do ultrassom. Esse comportamento reforça a necessidade de associar o uso dessa tecnologia a estratégias de gestão integrada da bacia hidrográfica, com foco na mitigação das fontes externas de nutrientes.

7 RECOMENDAÇÕES

Nesse contexto, destaca-se a importância da realização de estudos hidrológicos e de caracterização do solo da bacia de contribuição, visando à compreensão dos processos de escoamento superficial, infiltração e transporte de nutrientes e sedimentos até o reservatório. Adicionalmente, recomenda-se o desenvolvimento de estudos específicos voltados à avaliação da potência do ultrassom, de modo a identificar níveis mais adequados para diferentes grupos de cianobactérias, com o objetivo de maximizar a eficiência do sistema e minimizar possíveis impactos operacionais. Ressalta-se, ainda, a necessidade do monitoramento contínuo de cianotoxinas, uma vez que a aplicação do ultrassom interfere na estrutura celular, podendo ocasionar a liberação de metabólitos intracelulares.

Assim, embora os resultados apontem para a eficiência do sistema de ultrassom na redução da densidade total e na mitigação do risco associado às cianobactérias, destaca-se a necessidade de estudos complementares que avaliem, de forma controlada, a influência de variáveis ambientais, a resposta específica de diferentes grupos taxonômicos e a adequação da potência e frequência do ultrassom, a fim de aprimorar sua aplicação e maximizar sua eficácia em sistemas de abastecimento de água.

8 REFERÊNCIAS

AHN, Chi-Yong *et al*. Growth Inhibition of Cyanobacteria by Ultrasonic Radiation: laboratory and enclosure studies. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 37, n. 13, p. 3031-3037, 31 maio 2003. American Chemical Society (ACS). http://dx.doi.org/10.1021/es034048z.

AHN, C. Y. et al. Growth inhibition of cyanobacteria by ultrasonic radiation: laboratory and enclosure studies. **Environmental Science & Technology**, v. 37, n. 13, p. 3031–3037, 2003.

ALMEIDA, J. M.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. **Efeitos de cianobactérias tóxicas em ambientes aquáticos**. *Fórum Ambiental da Alta Paulista*, Tupã, v. 14, n. 2, p. 112–124, 2018. DOI: 10.17271/1980082714220181926

ARANHA, Cecília Barros *et al*. **Relatório de Situação 2023**: ano base 2022. Sorocaba: Fundação Agência da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê, 2023.

AZEVEDO, Maria Teresa de P.; SOUZA, Catharina A.; MENEZES, Mariângela. Synechococcaceae (Cyanophyceae/Cyanobacteria) from a tropical brackish water lagoon, Brazil. **Algological Studies/Archiv Für Hydrobiologie, Supplement Volumes**, [S.L.], v. 94, p. 45-61, 16 set. 1999. Schweizerbart. http://dx.doi.org/10.1127/algol_stud/94/1999/45

AZEVEDO, Sandra M.F.O *et al*. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil. **Toxicology**, [S.L.], v. 181-182, p. 441-446, dez. 2002. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/s0300-483x(02)00491-2.

BARTRAM, Jamie; CHORUS, Ingrid. **Toxic Cyanobacteria in water**: a guide to their public health consequences,monitoring and management. London: Who, 1999. 400 p.

BELLO, Fábio Henrique; GUANDIQUE, Manuel Enrique Gamero. DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DO MEIO AQUÁTICO DO RIO IPANEMA, SOROCABA/SP. **Holos Environment**, [S.L.], v. 11, n. 2, p. 94, 10 jan. 2011. Lepidus Tecnologia. http://dx.doi.org/10.14295/holos.v11i2.5617.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, Maria do Carmo. Detection of potential microcystin-producing cyanobacteria in Brazilian reservoirs with a mcyB molecular marker. **Harmful Algae**, [S.L.], v. 2, n. 1, p. 51-60, mar. 2003. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/s1568-9883(03)00004-0.

BOUVY, M *et al*. Occurrence of Cylindrospermopsis (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, [S.L.], v. 23, p. 13-27, 2000. Inter-Research Science Center. http://dx.doi.org/10.3354/ame02301.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/GM/MS para dispor sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 2021. Biblioteca Virtual em Saúde MS+2simaecao.sc.gov.br+2.

BROCK, Thomas D.. Lower p H Limit for the Existence of Blue-Green Algae: evolutionary and ecological implications. **Science**, [S.L.], v. 179, n. 4072, p. 480-483, 2 fev. 1973. American Association for the Advancement of Science (AAAS). http://dx.doi.org/10.1126/science.179.4072.480.

BROEKMAN, S. *et al*. Ultrasonic treatment for microbiological control of water systems. **Ultrasonics Sonochemistry**, [S.L.], v. 17, n. 6, p. 1041-1048, ago. 2010. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ultsonch.2009.11.011.

BROOKES, Justin *et al*. The effects of various control and water treatment processes on the membrane integrity and toxin fate of cyanobacteria. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 264, p. 313-322, jan. 2014. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.10.059.

BURATTI, F. M.; MANGANELLI, M.; VICHI, S.; STEFANELLI, M.; SCARDALA, S.; TESTAI, E.; FUNARI, E. **Cyanotoxins: producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. Archives of Toxicology,** Berlin, v. 91, n. 3, p. 1049–1130, 2017. DOI: 10.1007/s00204-016-1913-6

CALIJURI, Maria do Carmo; ALVES, Michela Suely Adriani; SANTOS, André Cordeiro Alves dos. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: Rima, 2006. 108 p.

CAPELO NETO, José; NEYCOMBE, Gayle. Oxidação de cianobactérias e seus metabólitos em sistemas de tratamento de água: o estado da arte. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 22, n. 5, p. 829-840, out. 2017. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017148174.

CARVALHO, Maria do Carmo *et al*. **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais**. São Paulo: Cetesb, 2013.

CHIU, Yi-Ting *et al*. A qPCR-Based Tool to Diagnose the Presence of Harmful Cyanobacteria and Cyanotoxins in Drinking Water Sources. **International Journal Of Environmental Research And Public Health**, [S.L.], v. 14, n. 5, p. 547, 20 maio 2017. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/ijerph14050547.

CHORUS, Ingrid; FASTNER, Jutta; WELKER, Martin. Cyanobacteria and Cyanotoxins in a Changing Environment: concepts, controversies, challenges. **Water**, [S.L.], v. 13, n. 18, p. 2463, 7 set. 2021. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/w13182463.

CHORUS, Ingrid; WELKER, Martin. Toxic Cyanobacteria in Water. **Who**, [S.L.], v. 2, n. 1, p. 1-858, 7 mar. 2021. CRC Press. http://dx.doi.org/10.1201/9781003081449.
COSTA, I. A. S. *et al*. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal Of Biology**, [S.L.], v. 66, n. 1, p. 211-219, fev. 2006. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s1519-69842006000200005.

CRISPINO, Lilian Mos Blois; SANTANNA, Célia Leite. Cianobactérias marinhas bentônicas de ilhas costeiras do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasil de Botânica**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 639-656, nov. 2006.

CUNHA, N. T. *et al*. Cyanobacterial Neurotoxins from Southern Brazilian Freshwaters. **Comments On Toxicology**, [S.L.], v. 9, n. 2, p. 103-115, mar. 2003. Informa UK Limited. http://dx.doi.org/10.1080/08865140302426.

CYBIS, Luiz Fernando *et al*. **Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da represa Lomba do Sabão e lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul**. 4. ed. Porto Alegre: Abes, 2006. 64 p.

FALCONER, Ian R.; HUMPAGE, Andrew R.. Cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water supplies: cylindrospermopsins. **Environmental Toxicology**, [S.L.], v. 21, n. 4, p. 299-304, 13 jul. 2006. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/tox.20194.

FAN, Jiajia *et al*. Evaluating the effectiveness of copper sulphate, chlorine, potassium permanganate, hydrogen peroxide and ozone on cyanobacterial cell integrity. **Water Research**, [S.L.], v. 47, n. 14, p. 5153-5164, set. 2013. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.057.

FERREIRA, Evaldo de Melo; OLIVEIRA, Keila Castro. Cyanotoxins removal from the water: a review. **Revista Monografias Ambientais**, [S.L.], v. 15, n. 2, p. 18, 2 jun. 2017. Universidad Federal de Santa Maria. http://dx.doi.org/10.5902/2236130825786.

FERRÃO-FILHO, A. S.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B. **Cyanotoxins: bioaccumulation and effects on aquatic animals**. *Marine Drugs*, Basel, v. 9, n. 12, p. 2729–2772, 2011.

GEWANDSZNAJDER, Fernando; LINHARES, Sergio; PACCA, Helena. **Biologia - Volume Único**. São José do Rio Preto: Atica Didaticos, 2018. 712 p.

HANSEN, A. M.; CHRISTOFFERSEN, K.; JENSEN, H. S.; SØNDERGAARD, M. **Cyanobacterial blooms and sediment interactions in shallow lakes.** ***Freshwater Biology***, Oxford, v. 57, n. 12, p. 2459–2470, 2012.

HOEGER, S. J.; HITZFELD, B. C.; DIETRICH, D. R. Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in drinking water treatment plants. **Toxicolology and Applied Pharmacology**, San Diego, v. 203, n. 3, p. 231–242, 2005.

HUANG, Y. R. et al. The effect of low-frequency ultrasonic treatment on the release of extracellular organic matter of Microcystis aeruginosa**. Chemical Engineering Journal**, v. 383, p. 123141, 2020.

HUISMAN, J.; CODD, G. A.; PAERL, H. W.; IBELINGS, B. W.; VERSPAGEN, J. M. H.; VISSER, P. M. Cyanobacterial blooms. ***Nature Reviews Microbiology***, London, v. 16, n. 8, p. 471–483, 2018.

JARDIM, Bárbara Fernanda de Melo. **VARIAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA BACIA DO RIO DAS VELHAS-MG E SUA ASSOCIAÇÃO COM AS FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS**. 2011. 127 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

JANČULA, D.; MARŠÁLEK, B**. Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms**. *Chemosphere*, Oxford, v. 85, n. 9, p. 1415–1422, 2011.

JOYCE, Eadaoin M. *et al*. Effect of ultrasonic frequency and power on the disruption of algal cells. **Ultrasonics Sonochemistry**, [S.L.], v. 24, p. 165-171, maio 2015. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ultsonch.2014.11.002.

KAPLAN-LEVY, R. N.; HADAS, O.; SUMMERFIELD, T. C.; RÜCKER, J.; SIVONEN, K. Akinetes: dormant cells of cyanobacteria. In: WHITTON, B. A. (ed.). *Ecology of **Cyanobacteria II: their diversity in space and time***. Dordrecht: Springer, 2010. p. 5–27

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota 1: Chroococcales**. Heidelberg: Elsevier/Spektrum Akademischer Verlag, 1999

LEE, T. J.; NAKANO, K.; MATSUMARA, M. Ultrasonic Irradiation for Blue-Green Algae Bloom Control. **Environmental Technology**, [S.L.], v. 22, n. 4, p. 383-390, abr. 2001. Informa UK Limited. http://dx.doi.org/10.1080/09593332208618270.

LIN, Ching-Su; CHOU, Tsuan-Ling; WU, Jiunn-Tzong. Biodiversity of soil algae in the farmlands of mid-Taiwan. **Botanical Studies**, [S.L.], v. 54, n. 1, p. 1-12, 27 set. 2013. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1186/1999-3110-54-41.

LIN, Tsair-Fuh *et al*. Effect of chlorination on the cell integrity of two noxious cyanobacteria and their releases of odorants. **Journal Of Water Supply**: Research and Technology-Aqua, [S.L.], v. 58, n. 8, p. 539-551, dez. 2009. IWA Publishing. http://dx.doi.org/10.2166/aqua.2009.117.

LIPPS, William C.; BRAUN-HOWLAND, Ellen B.; BAXTER, Terry E.. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 24. ed. America: Apha, 2023. 1624 p.

LÜRLING, M.; TOLMAN, Y. J. Anti-cyanobacterial activity of a ultrasound device in *Microcystis aeruginosa*-infested waters. ***Water Research***, Oxford, v. 46, n. 12, p. 3937–3943, 2012

MA, Bozhi *et al*. Influence of ultrasonic field on microcystins produced by bloom-forming algae. **Colloids And Surfaces B**: Biointerfaces, [S.L.], v. 41, n. 2-3, p. 197-201, mar. 2005. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfb.2004.12.010.

MACEDO, A.; MOLINA, A. J. **Controle da floração de cianobactérias e a redução de incidências de gosto e odor na água tratada do Sistema Produtor Alto Tietê.** Sistema de Abastecimento de Água do Estado de São Paulo – SABESP. Divisão de Recursos Hídricos Metropolitanos Leste – MARL, São Paulo – SP, 2008.

MACEDO, Jorge Antônio Barros de. **Águas e águas**: métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas. Juiz de Fora: Jorge Macedo, 2001.

MACHADO, Leila dos Santos *et al*. Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga, SP, Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [S.L.], v. 11, n. 4, p. 810, 25

out. 2016. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1941.

MACHADO, Leila dos Santos *et al*. Permanent occurrence of Raphidiopsis raciborskii and cyanotoxins in a subtropical reservoir polluted by domestic effluents (Itupararanga reservoir, São Paulo, Brazil). **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 29, n. 13, p. 18653-18664, 25 out. 2021. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-16994-6.

MASON, Timothy J. *et al*. Effect of ultrasonic frequency and power on the disruption of algal cells. **Ultrasonics Sonochemistry**, [S.L.], v. 24, p. 165-171, maio 2015. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ultsonch.2014.11.002.

MATTHIJS, H. C. P. *et al.* **Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide.** ***Water Research***, Oxford, v. 97, p. 102–112, 2016.

MALBROUCK, C.; KESTEMONT, P. **Effects of microcystins on fish**. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Pensacola, v. 25, n. 1, p. 72–86, 2006.

MENESCAL, Maria Teresa Araujo Pinheiro *et al*. Identification of Cyanobacteria and Its Potential Toxins in the Joanes I Reservoir, Bahia, Brazil. **Toxins**, [S.L.], v. 15, n. 1, p. 51, 6 jan. 2023. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/toxins15010051.

MOLICA, Renato; AZEVEDO, Sandra. ECOFISIOLOGIA DE CIANOBACTÉRIAS PRODUTORAS DE CIANOTOXINAS. **Oecologia Australis**, [S.L.], v. 13, n. 02, p. 229-246, jun. 2009. Oecologia Australis. http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2009.1302.02.

MONDARDO, Renata Iza. **INFLUÊNCIA DA PRÉ-OXIDAÇÃO NA TRATABILIDADE DAS ÁGUAS VIA FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE EM MANANCIAL COM ELEVADAS CONCENTRAÇÕES DE MICROALGAS E CIANOBACTÉRIAS**. 2004. 148 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

MOREIRA, Camila *et al*. **REAVALIAÇÃO TOXICOLÓGICA DO INGREDIENTE ATIVO CARBENDAZIM**. Brasília: Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2021. Color.

MOREIRA, M. S. J.; MACEDO, C. F. **Ocorrência de florações de cianobactérias e consequências para a saúde pública no Nordeste do Brasil**. *Revista Baiana de Saúde Pública*, Salvador, v. 46, n. 4, p. 1158–1171, 2022.

MOSCHINI-CARLOS, Viviane *et al*. High concentrations of cyanotoxins in reservoirs in the State of São Paulo (Brazil) may present a risk to public health. **Fundamental And Applied Limnology**, [S.L.], v. 197, n. 3, p. 217-233, 14 nov. 2024. Schweizerbart. http://dx.doi.org/10.1127/fal/2024/1541.

MOSCHINI-CARLOS, Viviane *et al*. **Limnologia de reservatórios**: do clássico às novas abordagens. São Paulo: Instituto de Biociências, 2024. 188 p.

NHMRC – NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL; NRMMC – NATURAL RESOURCE MANAGEMENT MINISTERIAL COUNCIL. *Australian drinking water guidelines: paper 6 – **National Water Quality Management Strategy***. Canberra: Commonwealth of Australia, 2022.

NEWCOMBE, G.; HOUSE, J.; HOEKSTRA, M.; BROOKS, J. Cyanobacteria management and risk assessment in drinking water supplies. ***Water Science and Technology***, London, v. 61, n. 10, p. 2469–2475, 2010.

PAERL, Hans W.; OTTEN, Timothy G.. Harmful Cyanobacterial Blooms: causes, consequences, and controls. **Microbial Ecology**, [S.L.], v. 65, n. 4, p. 995-1010, 13 jan. 2013. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y.
PAERL, Hans W.; PAUL, Valerie J.. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water Research**, [S.L.], v. 46, n. 5, p. 1349-1363, abr. 2012. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002.

PANOSSO, Renata *et al*. CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM RESERVATÓRIOS DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE E O POTENCIAL CONTROLE DAS FLORAÇÕES PELA TILÁPIA DO NILO (Oreochromis niloticus). **Oecologia Brasiliensis**, [S.L.], v. 11, n. 03, p. 433-449, dez. 2007. Oecologia Australis. http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2007.1103.12.

PARK, Jungsu *et al*. Recent advances in ultrasonic treatment: challenges and field applications for controlling harmful algal blooms (habs). **Ultrasonics Sonochemistry**, [S.L.], v. 38, p. 326-334, set. 2017. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ultsonch.2017.03.003.

PLAAS, Haley E.; PAERL, Hans W.. Toxic Cyanobacteria: a growing threat to water and air quality. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 55, n. 1, p. 44-64, 18 dez. 2020. American Chemical Society (ACS). http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c06653.

POMPêO, Marcelo; MOSCHINI-CARLOS, Viviane; LÓPEZ-DOVAL, Julio César. **Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos**. São Paulo: Instituto de Biociências da Usp., 2022.

PURCELL, Diane. **Control of Algal Growth in Reservoirs with Ultrasound**. 2009. 227 f. Tese (Doutorado) - Curso de Sustainable Systems, Cranfield University, Cranfield, 2009.

RAMOS, Catarina Paula; LIRA, Osman Oliveira; LIRA, Giulliari Alan da Silva Tavares. Cianobactérias em mananciais utilizados por sistemas autônomos de abastecimento de água e esgoto (SAAE) de municípios da Zona Mata Sul de Pernambuco. **Vigilância Sanitária em Debate**, [S.L.], v. 4, n. 1, p. 20, 29 fev. 2016. Vigilancia Sanitaria em Debate: Sociedade, Ciencia y Tecnologia. http://dx.doi.org/10.3395/2317-269x.00628.

RASTOGI, Rajesh P. *et al*. The cyanotoxin-microcystins: current overview. **Reviews In Environmental Science And Bio/Technology**, [S.L.], v. 13, n. 2, p. 215-249, 21 fev. 2014. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1007/s11157-014-9334-6.

RAJASEKHAR, P.; FAN, L.; NGUYEN, T.; RENGANATHAN, P. Effect of ultrasonic waves on cyanobacteria and microalgae. ***Environmental Technology***, London, v. 33, n. 13, p. 1457–1467, 2012.

REYNOLDS, C. S.; WALSBY, A. E.. WATER-BLOOMS. **Biological Reviews**, [S.L.], v. 50, n. 4, p. 437-481, nov. 1975. Wiley. http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-185x.1975.tb01060.x.

ROSINI, Edna Ferreira; SANT'ANNA, Célia Leite; TUCCI, Andréa. Cyanobacteria de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo, Brasil. **Rodriguésia**, [S.L.], v. 64, n. 2, p. 399-417, jun. 2013. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s2175-78602013000200015.

SAMPAIO, Ana. Cianobactérias. **Revista de Ciência Elementar**, [S.L.], v. 10, n. 2, p. 17-20, 30 jun. 2022. ICETA. http://dx.doi.org/10.24927/rce2022.022.

SAMPAIO, Gláucia Freitas. **Cianobactérias como parâmetros de Qualidade Ambiental**: um estudo do complexo lagunar de jacarepaguá. 2008. 169 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

SANT'ANNA, Célia Leite *et al*. Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras. **Instituto de Botânica**, [S.L.], p. 1-175, 2012. Instituto de Botânica - Núcleo de Pesquisa em Ficologia. http://dx.doi.org/10.13140/2.1.4417.1208.

SANTOS, Gustavo Laranjeira de Melo. **DETERMINAÇÃO DE EQUAÇÕES RADIOMÉTRICAS PARA CLOROFILA-A ADAPTADAS PARA CORPOS HÍDRICOS BRASILEIROS UTILIZANDO MICROALGAS**. 2024. 159 f. Tese (Doutorado) - Curso de Concentração Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Sorocaba, 2024.

SANTOS, Kleber Renan de Souza. **Biodiversidade de algas e cianobactérias de três lagoas ("salina", "salitrada" e "baía") do Pantanal da Nhecolândia, MS, Brasil**. 2008. 255 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, 2008.

SANTOS, Kleber Renan de Souza; SANT'ANNA, Célia Leite. Cianobactérias de diferentes tipos de lagoas ("salina", "salitrada" e "baía") representativas do Pantanal da Nhecolândia, MS, Brasil. **Revista Brasil de Botânica**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 61-83, dez. 2009.

Serviço Autônomo de Água de Esgoto de Sorocaba (ed.). **Adequação e revisão do plano diretor do sistema de abastecimento de água de Sorocaba**. Sorocaba: Saae, 2022. 204 p.

SILVA, Priscilla Emanoelle Claudino *et al*. Aplicação de parâmetros morfométricos na bacia do rio Ipanema: contribuições à geomorfologia e morfoestrutura regional. **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, [S.L.], p. 6556-6560, 2017. INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS - UNICAMP. http://dx.doi.org/10.20396/sbgfa.v1i2017.2578.

SIQUEIRA, Danilo Barbosa; OLIVEIRA-FILHO, Eduardo Cyrino. Cianobactérias de água doce e saúde pública: uma revisão. **Universitas**: Ciências da Saúde, [S.L.], v. 3, n. 1, p. 109-127, 1 abr. 2008. Centro de Ensino Unificado de Brasilia. http://dx.doi.org/10.5102/ucs.v3i1.549.

SOUZA, Allan Clemente de. **EFEITO EM CIANOBACTÉRIAS FILAMENTOSAS DAS CONDIÇÕES HIDRÁULICAS DA COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO NA**

PRESENÇA OU NÃO DE PRÉ-OXIDAÇÃO. 2019. 124 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019.

SOUZA, Edson Prates de. **A ABORDAGEM GEOSSISTÊMICA NA ANÁLISE DA PAISAGEM NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPANEMA, REGIÃO DE SOROCABA-SP**. 2017. 86 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Sustentabilidade na Gestão Ambiental, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2017.

STAL, L. J.; MOEZELAAR, R. **Fermentation in cyanobacteria.** FEMS Microbiology Reviews, Amsterdam, v. 21, n. 2, p. 179–211, 1997. DOI: 10.1016/S0168-6445(97)00056-9.

STEUNOU, A. S.; BHANDARI, R.; LEÃO, T. F.; et al. **Heterotrophy among cyanobacteria**. ACS Omega, Washington, v. 8, n. 27, p. 24465–24476, 2023. DOI: 10.1021/acsomega.3c02205. Disponível em: https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsomega.3c02205. Acesso em: 21 maio 2026.

SUKENIK, Assaf *et al*. Blooms of the cylindrospermopsin containing cyanobacterium,Aphanizomenon ovalisporum (Forti), in newly constructed lakes, Queensland, Australia. **Environmental Toxicology**, [S.L.], v. 14, n. 1, p. 167-177, fev. 1999. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1522-7278(199902)14:13.0.co;2-o.

TANIWAKI, Ricardo Hideo *et al*. Variação espacial do grau de trofia e da biomassa fitoplanctônica no reservatório de Itupararanga (São Paulo, Brasil). **Holos Environment**, [S.L.], v. 11, n. 2, p. 170-179, nov. 2011.

TODA BIOLOGIA. **Cianobactérias: características e pigmentos**. Disponível em: <https://m.todabiologia.com/microbiologia/cianobacterias.htm>. Acesso em: 21 maio 2026

TUCCI, Andréa *et al*. **Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras**. São Paulo: Instituto de Botânica, São Paulo, 2012. 174 p.

TURNER, Andrew *et al*. Analysis of Microcystins in Cyanobacterial Blooms from Freshwater Bodies in England. **Toxins**, [S.L.], v. 10, n. 1, p. 39, 11 jan. 2018. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/toxins10010039.
WALSBY, Anthony E.. Cyanobacteria: planktonic gas-vacuolate forms. **The Prokaryotes**, [S.L.], p. 224-235, 1981. Springer Berlin Heidelberg. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-662-13187-9_10.

TSIHRINTZIS, V. A. *et al.* **Copper accumulation and toxicity effects in aquatic environments: a review**. *Water Resources Management*, Dordrecht, v. 22, p. 157–170, 2008.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Health advisories and drinking water health advisories for cyanotoxins*. Washington, DC: EPA, 2015.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Recommendations for public water systems to manage cyanotoxins in drinking water*. Washington, DC: EPA, 2019.

VAUGHAN, L. et al. Evaluating ultrasonicator performance for cyanobacteria management at freshwater sources. **Toxins**, v. 15, n. 3, p. 186, 2023.

VISSER, P. M.; IBELINGS, B. W.; MUR, L. R.; WALSBY, A. E. **The ecophysiology of the harmful cyanobacterium *Microcystis*.** In: WHITTON, B. A. (ed.). *Ecology of cyanobacteria II: their diversity in space and time*. Dordrecht: Springer, 2012. p. 109–142

WEBER, Walter J.. **Physicochemical Processes: For Water Quality Control**. 5. ed. Michigan: Wiley, 1972. 640 p.

WHITTON, B. A.; POTTS, M. ***The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space*.** Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2000.

WILCOX, Lee Warren; GRAHAM, Linda E.. **Algae**. Upper Saddler River: Prentice Hall, 2000. 640 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Cyanobacterial toxins: microcystins*. Background document for development of WHO **Guidelines for Drinking-water** Quality and Guidelines for Safe Recreational Water Environments. Geneva: WHO, 2020

WU, X.; JOYCE, E. M.; MASON, T. J. The effects of ultrasound on cyanobacteria. **Harmful Algae**, v. 10, n. 6, p. 738–743, 2011.

YILMAZ, Ebru; KOÇ, Cengiz. A Study about Effects of River Water Quality on Fish Living in Büyük Menderes Basin, Turkey. **Journal Of Water Resource And Protection**, [S.L.], v. 08, n. 12, p. 1175-1190, 2016. Scientific Research Publishing, Inc.. http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2016.812091.

Yunes, J. S., 2000: Ecotoxicologia em lagoas costeiras: florações de cianobactérias tóxicas na Lagu na dos Patos, pp. 231-260. In: **Ecologia de restingas e lagoas costeiras** [Esteves, F.A.e L.D. Lacerda (Eds.)]. Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (Nupem). Macaé, RJ: Nupem.

ZHANG, Guangming *et al*. Ultrasonic frequency effects on the removal of Microcystis aeruginosa. **Ultrasonics Sonochemistry**, [S.L.], v. 13, n. 5, p. 446-450, jul. 2006. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.ultsonch.2005.09.012.