

#6

COMPLETAS

Coletor: Web Link 1 (Link)
Início: Wednesday, March 04, 2026 1:28:16 PM
Última modificação: Tuesday, March 17, 2026 11:39:51 AM
Duração: Mais de uma semana
Endereço IP: 191.242.226.141

Página 2

P1 **Prestador de serviços de saneamento regulado pela ARES-PCJ**
Tipo de proponente

P2
Nome do Município
Votorantim

P3
Nome do prestador de serviço regulado
Águas de Votorantim

P4
Pessoa de contato (nome completo do responsável pela inscrição)
Bruna Aparecida Oliveira de Camargo

P5
Telefone

██████████

P6
E-mail
bruna.camargo@aguasdevotorantim.com.br

Página 3

P7 **Enfrentamento da Escassez Hídrica**
Selecione a modalidade correspondente à prática inscrita

P8

Sim

A prática inscrita está vinculada a serviços públicos de saneamento regulados pela ARES-PCJ.(Não serão aceitas práticas apresentadas por entes ou prestadores não vinculados à Agência Reguladora ARES-PCJ.)

P9

Sim

A prática está em execução ou já foi concluída?(Não serão aceitas práticas em fase de planejamento, elaboração ou concepção, sem execução comprovada.)

P10

Sim

A prática possui resultados já consolidados (em execução ou concluída).(Não serão aceitas práticas em fase de planejamento, elaboração ou concepção, sem execução comprovada.)

Página 4

P11

Título da prática

Ultrassom para controle de floração de densidade de cianobactérias

P12

Resumo da prática(Máximo 1.200 caracteres)

A presente prática teve como objetivo avaliar a eficácia do uso do ultrassom de baixa potência no controle de florações de cianobactérias na Represa Ipanema das Pedras, localizada no município de Votorantim, interior do Estado de São Paulo. Trata-se de um reservatório com características lênticas, utilizado para abastecimento público, que apresenta histórico recorrente de florações associadas ao processo de eutrofização. Considerando os riscos sanitários e operacionais decorrentes da presença de cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas, bem como os impactos no tratamento de água, buscou-se investigar uma alternativa tecnológica sustentável, capaz de reduzir a densidade celular sem promover lise significativa e consequente liberação de metabólitos intracelulares.

A problemática das florações de cianobactérias está diretamente relacionada ao enriquecimento nutricional dos corpos d'água, principalmente por nitrogênio e fósforo, oriundos de escoamento superficial agrícola, lançamento de efluentes domésticos e processos de urbanização desordenada. Em condições favoráveis, como temperaturas entre 15 °C e 30 °C, pH neutro a alcalino e elevados tempos de residência da água, ocorre crescimento acelerado dessas populações, podendo culminar em florações intensas. Tais eventos comprometem a qualidade da água sob múltiplos aspectos: aumento da turbidez, alteração de cor, produção de compostos responsáveis por gosto e odor – como geosmina e metilisoborneol (MIB) –, além da possível produção de cianotoxinas, como microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsina, que representam risco à saúde humana.

Do ponto de vista do saneamento básico, a presença de elevadas densidades de cianobactérias impõe desafios operacionais significativos às Estações de Tratamento de Água (ETAs). Processos convencionais de coagulação, floculação, sedimentação e filtração podem apresentar redução de eficiência, encurtamento das carreiras de filtração e necessidade de incremento na dosagem de insumos químicos, como carvão ativado e oxidantes. Ademais, a aplicação inadequada de pré-oxidação pode provocar lise celular, aumentando a concentração de toxinas dissolvidas na água bruta. Diante desse cenário, a busca por tecnologias que atuem no manancial, prevenindo ou minimizando a formação de florações, torna-se estratégica para a segurança hídrica.

O sistema de ultrassom instalado na represa consistiu na utilização de dispositivos emissores de ondas ultrassônicas de baixa potência, posicionados em dois pontos estratégicos do reservatório. Diferentemente do ultrassom de alta potência, que promove cavitação intensa e ruptura celular imediata, o sistema empregado operou em frequências controladas, com o objetivo de interferir principalmente na flutuabilidade das cianobactérias. O princípio de funcionamento baseia-se na emissão de ondas sonoras com frequência superior a 20 kHz, capazes de gerar ciclos alternados de compressão e rarefação na água. Esses ciclos exercem pressão sobre os vacúolos gasosos presentes nas células de muitas espécies de cianobactérias, promovendo seu colapso.

Os vacúolos gasosos são estruturas fundamentais para a regulação da flutuabilidade, permitindo que as cianobactérias realizem migração vertical na coluna d'água em busca de luz e nutrientes. Com o colapso dessas estruturas, as células perdem a capacidade de permanecer na zona fótica, afundando para camadas mais profundas, onde a limitação de luz reduz sua atividade fotossintética e seu crescimento populacional. Além disso, estudos indicam que o ultrassom pode interferir nos sistemas fotossintéticos, reduzindo a eficiência da fotossíntese e desencadeando processos de morte celular programada, sem necessariamente causar lise imediata.

A prática envolveu monitoramento sistemático da água bruta antes e após a instalação do sistema, ao longo de um período de 12 meses. Foram avaliados parâmetros físicos, químicos e biológicos, incluindo temperatura, pH, oxigênio dissolvido, concentração de nutrientes, densidade de cianobactérias (células por mililitro), concentração de clorofila-a e presença de compostos de gosto e odor. Esse acompanhamento permitiu análise comparativa da dinâmica fitoplanctônica e da eficiência do sistema ao longo das diferentes estações do ano.

Os resultados evidenciaram redução expressiva na densidade de cianobactérias, com decréscimo de 99,97%, passando de 821.670 céls/mL, no período pré-instalação, para média de 231,50 céls/mL após a implementação do ultrassom. Esse valor final situou-se significativamente abaixo dos limites que, segundo a Portaria GM/MS nº 888/2021, demandariam intensificação do monitoramento ou análise obrigatória de cianotoxinas, representando ganho relevante em termos de segurança operacional. A concentração de clorofila-a apresentou redução aproximada de 90%, indicando diminuição substancial da biomassa fitoplanctônica.

Outro aspecto relevante foi a eliminação dos compostos geosmina e MIB detectados anteriormente na água bruta, refletindo melhoria perceptível na qualidade organoléptica da água tratada. Essa condição resultou na redução de 100% do consumo de carvão ativado em pó e de oxidantes anteriormente utilizados para controle de gosto e odor, gerando economia operacional e redução da introdução de produtos químicos no processo de tratamento.

Importante destacar que não foram observados indícios de aumento abrupto de toxinas dissolvidas associados à lise celular em larga escala, sugerindo que o sistema operou dentro de parâmetros adequados de frequência e intensidade. Essa característica diferencia o ultrassom de baixa potência de métodos químicos convencionais, como o uso de sulfato de cobre, cuja aplicação pode provocar morte celular rápida e liberação massiva de metabólitos intracelulares.

Do ponto de vista ambiental, o ultrassom demonstrou ser alternativa de baixo impacto, uma vez que não envolve adição de substâncias químicas ao ecossistema aquático e não gera resíduos secundários. Além disso, ao atuar preventivamente na formação de florações, contribui para a manutenção do equilíbrio ecológico do reservatório, reduzindo efeitos indiretos como hipóxia decorrente da decomposição de grandes massas algais.

Entretanto, a eficácia do sistema está condicionada a fatores como volume do reservatório, profundidade, regime de ventos, grau de estratificação térmica e composição da comunidade fitoplanctônica. Espécies que não possuem vacúolos gasosos podem apresentar resposta diferenciada, embora evidências indiquem que o ultrassom também pode interferir em estruturas celulares e processos metabólicos dessas populações. Assim, recomenda-se que a tecnologia seja integrada a um programa contínuo de monitoramento limnológico e gestão de nutrientes na bacia hidrográfica.

Conclui-se que a aplicação do ultrassom de baixa potência na Represa Ipanema das Pedras mostrou-se tecnicamente eficaz, ambientalmente sustentável e economicamente vantajosa para o controle de florações de cianobactérias. A significativa redução da densidade celular, da biomassa fitoplanctônica e dos compostos de gosto e odor, associada à diminuição do consumo de insumos químicos no tratamento, evidencia o potencial da tecnologia como ferramenta complementar na gestão de mananciais de abastecimento público. A adoção dessa abordagem, alinhada às diretrizes regulatórias nacionais e às boas práticas de manejo de reservatórios, contribui para o fortalecimento da segurança hídrica e para a proteção da saúde pública.

P13

Descrição da prática: objetivos, público-alvo e território de aplicação(Máximo 1.200 caracteres)

Objetivos

A prática teve como objetivo principal avaliar e demonstrar a eficácia do uso do ultrassom de baixa potência no controle de florações de cianobactérias em manancial destinado ao abastecimento público, promovendo a melhoria da qualidade da água bruta e a redução de riscos à saúde pública.

Como objetivos específicos, destacam-se:

Reduzir a densidade de cianobactérias na água bruta captada para tratamento;

Diminuir a concentração de clorofila-a, como indicador indireto da biomassa fitoplanctônica;

Minimizar ou eliminar compostos responsáveis por gosto e odor, como geosmina e MIB;

Avaliar a eventual presença de cianotoxinas (microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsina) durante a operação do sistema;

Reduzir o consumo de insumos químicos no tratamento convencional da água (carvão ativado, oxidantes e outros produtos utilizados para controle de florações);

Contribuir para o atendimento às exigências da Portaria GM/MS nº 888/2021, especialmente no que se refere ao monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas;

Propor alternativa tecnológica ambientalmente sustentável para gestão preventiva de florações em reservatórios de abastecimento.

A prática também teve como propósito gerar dados técnicos e operacionais que subsidiem a tomada de decisão no âmbito do saneamento básico e da gestão de recursos hídricos.

Público-alvo

O público-alvo da prática pode ser dividido em dois níveis:

a) Direto

Operadores e gestores de Estações de Tratamento de Água (ETAs);

Técnicos responsáveis pelo monitoramento da qualidade da água;

Órgãos de vigilância sanitária e ambiental.

b) Indireto

População abastecida pelo sistema de captação da Represa Ipanema das Pedras;

A prática beneficia diretamente a população atendida pelo sistema de abastecimento, ao reduzir riscos associados à exposição a cianotoxinas e melhorar as características organolépticas da água distribuída.

Território de aplicação

A prática foi aplicada na Represa Ipanema das Pedras, localizada no município de Votorantim (SP), integrante da bacia hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10).

O reservatório está inscrito em área de influência dos municípios de Sorocaba, Votorantim, Aracaju de Sorocaba, Salto de Pirapora

O reservatório está inserido em área de influência dos municípios de Sorocaba, Votorantim, Ataçógraba da Serra, Saito de Pirapora e Iperó, sendo formado pelo barramento do Rio Ipaneminha, afluente do Rio Sorocaba. Trata-se de manancial enquadrado como Classe 2, destinado ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional.

A escolha desse território de aplicação justifica-se por:

Histórico de ocorrência de florações de cianobactérias;

Condições ambientais favoráveis à eutrofização;

Importância estratégica para o abastecimento público regional;

Necessidade de reduzir impactos operacionais na Estação de Tratamento de Água associada ao manancial.

Embora aplicada em escala local, a prática apresenta potencial de replicabilidade em outros reservatórios urbanos com características semelhantes ambientes lênticos, com tempo de residência elevado e aporte significativo de nutrientes.

Página 5

P14

Possibilidade de replicação da prática (Avalia se a prática apresentada pode ser adotada, adaptada e implementada por outros municípios ou prestadores de serviços, considerando diferentes realidades locais.) - (Máximo 1.200 caracteres)

A prática de aplicação de ultrassom de baixa potência para controle de florações de cianobactérias apresenta alto potencial de replicabilidade, especialmente em reservatórios utilizados para abastecimento público que enfrentam recorrentes episódios de eutrofização e crescimento excessivo de biomassa fitoplanctônica.

1. Condições técnicas para replicação

A replicação da prática é viável em mananciais que apresentem as seguintes características:

Ambiente lêntico (lagos, represas e reservatórios);

Tempo de residência da água elevado;

Histórico de florações de cianobactérias;

Presença de espécies com vacúolos gasosos (como *Microcystis*, *Dolichospermum* e *Planktothrix*);

Captação destinada ao abastecimento público após tratamento convencional;

Disponibilidade de ponto de fixação ou área estratégica para instalação de dispositivos superficiais ou subsuperficiais.

O sistema pode ser dimensionado conforme o volume do reservatório, profundidade média, regime de ventos e grau de estratificação térmica. A replicação exige estudo prévio das condições limnológicas locais, bem como definição estratégica dos pontos de instalação para maximizar a propagação das ondas ultrassônicas.

P15

Solução criativa ou inovadora (Avalia se a prática apresenta uma forma criativa, inovadora ou mais eficiente de enfrentar um problema, em relação às práticas usualmente adotadas no setor. Serão valorizadas soluções adequadas à realidade local, ainda que simples, que tenham contribuído para melhorar a eficiência e eficácia na prestação dos serviços, gestão ou relação com os usuários.) - (Máximo 1.200 caracteres)

A prática de aplicação de ultrassom de baixa potência para controle de florações de cianobactérias configura-se como solução criativa e inovadora no contexto do saneamento básico brasileiro, por propor uma abordagem preventiva, não química e ambientalmente sustentável para um problema historicamente tratado por métodos corretivos.

1. Inovação no modelo de intervenção

Tradicionalmente, o controle de florações em mananciais de abastecimento baseia-se em medidas químicas, como aplicação de sulfato de cobre ou pré-oxidação com cloro, dióxido de cloro ou permanganato de potássio. Essas estratégias, embora eficazes no curto prazo, podem provocar lise celular e consequente liberação de cianotoxinas, além de impactos ecotoxicológicos.

A solução proposta rompe com essa lógica reativa ao atuar diretamente na dinâmica ecológica do manancial, antes que a floração atinja níveis críticos. O ultrassom interfere na fluabilidade das cianobactérias por meio do colapso dos vacúolos gasosos, reduzindo sua permanência na zona fótica e limitando sua capacidade fotossintética. Assim, promove o controle populacional sem adição de substâncias químicas ao ambiente.

Essa abordagem representa inovação ao:

Atuar preventivamente no corpo hídrico;

Reduzir riscos de liberação de toxinas;

Diminuir dependência de insumos químicos;

P16

Clareza e organização da prática - (Máximo 1.200 caracteres)(Avalia a clareza, organização e coerência da prática apresentada, de modo a permitir o pleno entendimento de seus objetivos, das ações desenvolvidas e da forma de implementação. Serão mais bem avaliadas as práticas que apresentem objetivos definidos, descrição organizada das ações e alinhamento entre o problema identificado e as soluções adotadas e o detalhamento dos resultados.)

Este estudo foi realizado na Represa Ipanema das Pedras, que possui uma área de 66 km², vazão mínima de 0,21 m³/s e disponibilidade efetiva de 180 L/s. 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. 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 1.

Figura 1: 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 2.

Figura 2: BAA 87 boia Solar.

Fonte: Autoria própria, 2022.

A instalação consistiu em dois modelos e alocados conforme apresentado na Figura 3.

Figura 3 - Ponto de instalação do sistema

Fonte: Google Earth, 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 XX.

Figura XX: 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 afluenta 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 2.

Tabela 2: Parâmetros, métodos e referências utilizados para análises biológicas e da comunidade fitoplanctônica

Além dos parâmetros descritos na Tabela 2, 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 XX.

Tabela XX: Parâmetros, métodos e referências utilizados para análises biológicas de cianotoxinas.

Fonte: Elaboração própria, 2025.

P17

Resultados obtidos (Avalia os resultados efetivamente alcançados com a prática, considerando melhorias na prestação dos serviços, na gestão, no atendimento aos usuários e nos impactos sociais e ambientais. Os resultados poderão ser demonstrados por meio de dados, comparações simples, registros documentais ou relatos consistentes, de natureza quantitativa ou qualitativa.) (Máximo 1.200 caracteres)

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. Os resultados obtidos demonstraram uma redução significativa na densidade de cianobactérias, com valores superiores a 821.670 céls/mL sendo reduzidos para uma média de 231,50 céls/mL, o que corresponde a uma eficiência de remoção de 99,97%. 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.

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.

P18

Participação e envolvimento das pessoas (Avalia o grau de envolvimento de usuários, trabalhadores, comunidades ou parceiros na concepção, execução ou acompanhamento da prática. Serão valorizadas práticas que tenham promovido escuta, diálogo, participação ativa ou corresponsabilidade dos envolvidos.) - (Máximo 1.200 caracteres)

A implementação da prática contou com a participação e o envolvimento de diferentes profissionais e áreas técnicas, garantindo a integração entre conhecimento operacional, monitoramento ambiental e gestão do sistema de abastecimento. Desde as etapas iniciais de diagnóstico até o acompanhamento dos resultados, houve mobilização de equipes responsáveis pela operação das estações de tratamento de água, pelo monitoramento da qualidade da água e pela gestão do manancial.

Os operadores e técnicos de campo tiveram papel fundamental no processo, contribuindo com informações sobre o histórico de ocorrência de florações de cianobactérias, dificuldades operacionais enfrentadas durante períodos de blooms e demandas relacionadas ao tratamento da água. Essa experiência prática auxiliou na definição das estratégias de implementação da tecnologia e na escolha do local de instalação do sistema de ultrassom.

Além disso, a equipe responsável pelo monitoramento da qualidade da água participou ativamente do acompanhamento dos parâmetros limnológicos e microbiológicos, realizando análises periódicas de densidade de cianobactérias, clorofila-a e outros indicadores relevantes. Esse monitoramento permitiu avaliar de forma técnica os efeitos da tecnologia aplicada e subsidiar a tomada de decisões ao longo do projeto.

A prática também envolveu gestores e responsáveis pela operação do sistema de abastecimento, que acompanharam os resultados e contribuíram para a avaliação dos benefícios operacionais e ambientais da solução implementada. Essa participação institucional foi importante para garantir apoio à continuidade da iniciativa e para avaliar seu potencial de ampliação ou replicação em outros mananciais.

Dessa forma, a prática promoveu um processo colaborativo, integrando diferentes níveis de atuação operacional, técnico e gerencial e fortalecendo a cultura de inovação e de gestão baseada em evidências dentro da operação do sistema de abastecimento.

Página 6

P19

Anexe documentos, relatórios, fotografias, links ou materiais equivalentes que comprovem a prática inscrita. (Anexe apenas um único arquivo em formato PDF, com no máximo 10 (dez) páginas, contendo os documentos comprobatórios da prática inscrita. Nomeie o anexo a seguinte forma: Título da prática – nome do município ou prestador.pdf. Exemplo: Ouvidoria – Americana.pdf)

Ultrassom%20para%20controle%20de%20flora%C3%A7%C3%A3o%20de%20densidade%20de%20cianobact%C3%A9rias.pdf (1.5MB)

P20

Declarações

Declaro a veracidade das informações prestadas nesta inscrição.

Declaro ciência e concordância com o tratamento de dados pessoais, nos termos da Lei nº 13.709/2018 (LGPD), mediante marcação deste campo.

Autorizo a divulgação institucional da prática inscrita pela ARES-PCJ em seus canais oficiais.

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 (Sant'Anna et al. 2008).

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 (Maxine, 2015).

O crescimento de cianobactérias ocorrem mais comumente em águas neutroalcalinas (pH de 6,0 a 9,0), em temperaturas entre 15°C e 30°C 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 (H₂O₂) e o dióxido de cloro (ClO₂), com o objetivo de reduzir a biomassa algal e melhorar a eficiência das etapas subsequentes de tratamento (Li et al., 2021).

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 (Daly et al. 2012).

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 et al (2011), 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 et al., 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 et al., 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 fluabilidade celular, impedindo que as algas alcancem a luz solar e os nutrientes essenciais (Tang et al., 2004).

De acordo com T. J. Lee et al., (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 lântico, 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.

Cianobactérias

As cianobactérias, anteriormente conhecidas como Mixophyta ou Schizophyta e popularmente chamadas de algas azuis, são microrganismos aeróbicos fotoautotróficos.

As cianobactérias podem realizar o processo fotossintético por diferentes vias: utilizando H₂O como doador de elétrons, característica da fotossíntese oxigênica típica dos vegetais; ou utilizando H₂S, como ocorre na fotossíntese anoxigênica observada em bactérias fotossintetizantes. Além disso, apresentam a capacidade de sintetizar matéria orgânica em condições anaeróbicas ou mesmo crescer no escuro por meio da utilização de substratos orgânicos, atuando de forma heterotrófica.

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 (Gewandsznsader, 2005).

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 glicopeptídeos, e esses organismos não possuem mitocôndrias, complexo golgiense ou retículo endoplasmático. Apesar disso, as cianobactérias se assemelham às algas em razão da presença de pigmentos fotossintéticos organizados em tilacóides. Elas contêm clorofila *a* e *b*, além de pigmentos acessórios hidrossolúveis (ficobilinas) e lipossolúveis (carotenos e xantofilas).

Os demais componentes celulares encontram-se dispersos no protoplasma, incluindo grânulos de cianoficina — utilizados como substância de reserva —, aerótopos (vacúolos gasosos), carboxissomos e ribossomos (Sant’anna et al., 2006). A principal substância de reserva é conhecida como “amido das cianofíceas”, o qual é metabolizado pela respiração celular na presença de oxigênio (Graham & Wilcox, 2000).

Uma das características mais marcantes das cianobactérias é sua capacidade de se desenvolver em ambientes extremamente adversos (Brock, 1972). Essa aptidão está relacionada à sua morfologia e fisiologia, que incorporam diversos mecanismos de adaptação (Costa, 2003). Como resultado, tornam-se excelentes colonizadoras ambientais, apresentando inúmeras vantagens evolutivas em comparação aos demais organismos fitoplanctônicos (Calijuri et al., 2006).

Várias espécies vivem em solos e rochas onde desempenham um importante papel nos processos funcionais do ecossistema e na ciclagem de nutrientes.

Entretanto, os ambientes de água doce são os mais importantes para o crescimento de cianobactérias, visto que a maioria das espécies apresenta melhor crescimento em águas neutro-alcalinas, com pH entre 6 e 9, temperatura entre 15 e 30°C e alta concentração de nutrientes, principalmente 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 & Molina, 2008). Esses acinetos podem originar novos filamentos, constituindo também uma forma alternativa de reprodução para esses microrganismos (Panosso et al., 2007).

O que se torna essencial no estudo desses microrganismos fotossintetizantes é o estabelecimento de estratégias de controle, especialmente diante dos desafios ambientais emergentes neste século, decorrentes das frequentes florações tóxicas observadas em diversos ecossistemas brasileiros e mundiais, as quais comprometem a qualidade da água tanto por seu valor como uso alimentar quanto pelo impacto estético.

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, 2002).

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. (CETESB, 2013).

Segundo Jardim et al. (2008), 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. Sperling e Jardim (2009) 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 et al. (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 também no sedimento, o que pode explicar seu surgimento repentino na coluna d'água a partir da remobilização de acinetos e de filamentos vegetativos.

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 & 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 superiores (Turner et al., 2018; Campos & Vasconcelos, 2010). Além disso, essas florações podem causar hipóxia e interromper as cadeias alimentares no ecossistema aquático (Cheung et al., 2013)..

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 et al., 1999).

Entre os compostos responsáveis pelo gosto e odor indesejáveis, os mais notáveis são a *geosmina* e o *metilisorboreol* (*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 à 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 muitas vezes requer uma abordagem integrada e adaptativa, pois as condições ambientais podem variar e as populações de cianobactérias podem responder de maneira diferente a diferentes estratégias de controle (Londe et al. 2005).

Cianotoxinas

Este grupo de microrganismos fotossintetizantes ganhou destaque devido à sua capacidade de formar florações superficiais (“blooms”) e de produzir substâncias tóxicas (Reynolds, 2006).

Entre as toxinas produzidas pelas cianobactérias podem ser citadas *microcistinas*, *anatoxina-A*, *saxitoxina*, *cilindrospermopsina*, β -*metilamino-L-alanina* e *aplysiatoxinas* (Almuhtaram et al., 2018). Os gêneros *Microcystis* e *Cylindrospermopsis* figuram entre os mais comuns e relevantes em lagos e reservatórios de água doce, sendo reconhecidos pela produção de *microcistinas* e *cilindrospermopsina*, respectivamente.

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, 2000).

É importante destacar que cianobactérias potencialmente tóxicas podem apresentar, simultaneamente, cepas produtoras e não produtoras de cianotoxinas, sendo essa diferenciação impossível de identificar visualmente. A proporção relativa entre essas cepas pode variar ao longo do tempo, e os fatores que determinam essas variações ainda não são completamente compreendidos.

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; Nabout et al., 2013).

De acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser classificadas em quatro grandes grupos: peptídeos cíclicos, alcaloides e lipopolissacarídeos. Quanto à ação farmacológica, essas toxinas são categorizadas como neurotoxinas, hepatotoxinas, dermatotoxinas e citotóxicas.

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 (Who, 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 (MereL et al., 2013; Paerl; Otten, 2013; Who, 2021).

Microcistinas

As microcistinas constituem o grupo de cianotoxinas mais amplamente estudado e frequentemente detectado em corpos d'água utilizados para abastecimento público. Tratam-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, responsável por sua elevada toxicidade e estabilidade ambiental.

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 $1,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para microcistina-LR em água destinada ao consumo humano (Who, 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, exigindo controle rigoroso das etapas de tratamento e monitoramento contínuo.

Saxitoxinas

As saxitoxinas compreendem um grupo de neurotoxinas altamente potentes, originalmente associadas a florações de algas marinhas, mas atualmente reconhecidas como metabólitos produzidos também por cianobactérias de água doce, como *Raphidiopsis*, *Dolichospermum* e *Aphanizomenon*. Esse grupo inclui mais de 50 análogos estruturais, com diferentes níveis de toxicidade.

O mecanismo de ação das saxitoxinas baseia-se no bloqueio dos canais de sódio dependentes de voltagem nas membranas neuronais, impedindo a propagação do impulso nervoso. A intoxicação pode provocar sintomas neurológicos agudos, como formigamento, paralisia muscular e, em casos extremos, insuficiência respiratória.

Embora menos frequentemente detectadas em mananciais de abastecimento em comparação às microcistinas, as saxitoxinas representam elevado risco à saúde pública devido à sua alta toxicidade, mesmo em baixas concentrações. Além disso, apresentam relativa estabilidade química, o que dificulta sua remoção por processos convencionais de tratamento.

Cilindrospermopsina

A cilindrospermopsina é uma cianotoxina de natureza alcaloídica, hidrossolúvel, produzida principalmente por espécies dos gêneros *Raphidiopsis*, *Chrysochloris* e *Aphanizomenon*. Diferentemente de outras cianotoxinas, a cilindrospermopsina apresenta ação sistêmica, afetando múltiplos órgãos, como fígado, rins e trato gastrointestinal.

Seu mecanismo de toxicidade está relacionado à inibição da síntese proteica e à indução de estresse oxidativo, podendo provocar efeitos citotóxicos e genotóxicos. A exposição

prolongada tem sido associada a danos hepáticos e renais, além de potenciais efeitos carcinogênicos, o que aumenta a preocupação em sistemas de abastecimento de água.

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 as *saxitoxinas*, estas últimas associadas ao *Paralytic Shellfish Poisoning* (PSP) —, hepatotoxinas — como as microcistinas e a nodularina —, citotoxinas — como a cilindropermopsina — e endotoxinas ou dermatotoxinas, entre as quais se incluem lipopolissacarídeos, lingbiatoxinas e aplisiatoxinas

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

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
Cylindropermopsis	cilindropermopsina, saxitoxina, neosaxitoxina	Alcaloide	Fígado, rins, SNC
Umezakia	cilindropermopsina	Alcaloide	Fígado, rins
Aphanizomenon	cilindropermopsina, anatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxina, neosaxitoxina	Alcaloide	Fígado, rins, SNC
Lyngbya	saxitoxina, neosaxitoxina, aplisiatoxina	Alcaloide	SNC, tumores epiteliais
Schizothrix	aplysiatoxina, lingbiatoxina, debromoaplysiatoxina	Alcaloide	Tumores epiteliais
Todos	lipopolissacarídeo	LPS	Pele/febre

*LPS – lipopolissacarídeo; 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 disso, as cianobactérias podem produzir não apenas cianotoxinas, mas também compostos de sabor e odor, além de formar uma espuma densa de coloração verde-azulada na superfície da água, o que compromete sua qualidade para consumo (Garcia et al., 2015). Dessa maneira, a remoção das células sem causar lise e consequente liberação de metabólitos intracelulares é fundamental para reduzir, de forma significativa, a concentração desses compostos na água potável — algo que somente pode ser alcançado mediante processos adequados de tratamento (Pantelić et al., 2013)

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; Carmichael et al., 2001; Jorgenson et al., 1998).

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 $8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, e saxitoxinas acima de $3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 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 (Figueiroa et al., 2014).

Após o caso de Caruaru, aumentou expressivamente a produção de estudos ecotoxicológicos in vivo com organismos-modelo. Trabalhos pioneiros utilizando *Danio rerio*

e *Daphnia magna* permitiram elucidar mecanismos bioquímicos e fisiológicos de toxicidade, incluindo alterações comportamentais, hepatotoxicidade e estresse oxidativo (Baganz et al., 1998; Wiegand et al., 1999). Esses estudos possibilitaram inferências importantes sobre os efeitos sistêmicos dessas substâncias, tanto em organismos aquáticos quanto terrestres (WALTER et al., 2018).

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.

Oliveira et al. (2011) já apontavam a necessidade de otimizar as técnicas de identificação e quantificação das cianotoxinas, além de expandir ensaios biológicos para compreender seus efeitos sistêmicos. Essas observações permanecem extremamente pertinentes e têm sido reafirmadas em estudos recentes sobre biomarcadores e novos métodos analíticos (Rodrigues et al., 2021; Martins et al., 2023).

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 (Costa et al., 2022). No Nordeste, análises moleculares confirmaram a presença de genes como *mcyE* e *cyrA*, além da detecção de cilindrospermopsina por meio de LC-MS/MS (Almeida et al., 2024).

As evidências científicas mais recentes revelam que, embora não tenham sido registrados casos graves de intoxicação aguda no Brasil nos últimos anos, o risco representado pelas florações tóxicas permanece elevado. A persistência de toxinas em reservatórios, associada às mudanças climáticas e ao aumento da eutrofização, reforça a necessidade de monitoramento contínuo, atualização das tecnologias de tratamento e fortalecimento das políticas públicas voltadas para a segurança hídrica.

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 (Paixão et al., 2009).

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. 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. Tais ações são essenciais para mitigar processos de eutrofização que, quando intensificados, favorecem diretamente a proliferação de cianobactérias.

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. Esses metabólitos podem estar presentes na água bruta tanto na forma dissociada (solúvel) quanto retidos no interior das células (insolúvel), exigindo tecnologias de tratamento capazes de lidar com ambas as frações. Enquanto substâncias insolúveis podem ser removidas por processos de separação, como coagulação, floculação, sedimentação e filtração, a remoção dos compostos solúveis requer abordagens complementares, como adsorção em carvão ativado, oxidação química controlada ou processos avançados de tratamento.

A complexidade do tratamento aumenta diante do risco de lise celular durante as etapas de pré-oxidação, uma vez que a ruptura das células libera uma quantidade ainda maior de toxinas na água, elevando sua concentração e tornando mais difícil sua remoção. Por esse motivo, a integração entre manejo do corpo hídrico e tratamento é indispensável.

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 (Sukenic et al., 1987).

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 (Posselt 2003). 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 et al., 2016).

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 carga orgânica dissolvida e, conseqüentemente, para a maior formação de subprodutos de desinfecção ao longo do tratamento.

O cloro é um oxidante de elevada reatividade e, por isso, promove rapidamente a ruptura das células. Fan et al. (2003) demonstraram que, após 30 minutos de contato com uma dose de 3 mg L^{-1} , cerca de 97% das células de *Microcystis aeruginosa* foram lisadas. Resultados semelhantes foram relatados por Zamyadi et al. (2010) ao estudarem *Anabaena circinalis* (atualmente *Dolichospermum circinalis*). De forma complementar, Ma et al. (2012b) observaram que a cloração, com doses entre 1 e 4 mg L^{-1} e valores de concentração-tempo (CT) entre 20 e $80 \text{ mg} \cdot \text{min L}^{-1}$, promoveu a liberação de K^+ — um indicador de perda da integridade 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., 2012a; Rodriguez et al., 2007b). 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 (Usepa, 2006).

Fan et al. (2013a; 2013b) 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 conseqüentemente em maior liberação de metabólitos intracelulares para a fase líquida.

Fan 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 provocou 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 $\mu\text{g L}^{-1}$.

O sulfato de cobre é o algicida tradicionalmente mais empregado no controle de florações de algas e cianobactérias em ambientes aquáticos. Apesar de sua eficácia imediata, seu uso tem sido cada vez mais questionado devido aos 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 poder acumular-se no sedimento, alterando a dinâmica ecológica do ecossistema.

O crescente interesse ambiental tem ampliado a preocupação quanto ao uso de algicidas, especialmente o sulfato de cobre — o algicida mais empregado mundialmente, mas também aquele associado aos maiores impactos ecológicos adversos. Embora seja eficaz no controle de florações de algas e cianobactérias, seu uso em reservatórios destinados ao abastecimento público deve ocorrer apenas em situações excepcionais e jamais de forma contínua, devido ao risco de contaminação ambiental, bioacumulação e efeitos tóxicos sobre organismos aquáticos.

Em diversos países, onde a regulamentação ambiental é mais restritiva, o emprego de algicidas é severamente limitado ou totalmente proibido. No Brasil, a legislação também estabelece restrições importantes: é vedada a aplicação de algicidas no manancial de abastecimento sempre que houver risco de lise celular de microalgas ou cianobactérias, devido ao potencial aumento da liberação de toxinas para a água. Essa determinação, que anteriormente

constava da Portaria MS nº 1.469/2000, foi posteriormente consolidada e reforçada pela Portaria GM/MS nº 888/2021, norma atualmente vigente para controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano. A referida portaria enfatiza que nenhuma intervenção deve ser realizada no manancial se puder provocar lise das células, incluindo o uso de algicidas, dado o risco sanitário associado à liberação de cianotoxinas.

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, que envolve fatores ambientais, hidrológicos e operacionais. 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 de engenharia, biológicas e químicas. A escolha da estratégia mais adequada depende das características do manancial, da intensidade da floração e dos riscos associados à saúde pública.

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. 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.

Outras técnicas incluem a remoção física da biomassa por meio de dragagem, barreiras de contenção e sistemas de flotação ou filtração na captação. 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.

Apesar de apresentarem vantagens ambientais, as medidas físicas demandam avaliação criteriosa, uma vez que intervenções inadequadas podem provocar ressuspensão de nutrientes ou lise celular, com consequente liberação de cianotoxinas.

Medidas biológicas

As medidas biológicas baseiam-se na utilização de organismos vivos para o controle indireto das florações de cianobactérias. O uso de macrófitas aquáticas constitui uma das principais estratégias, uma vez que essas plantas competem por nutrientes, promovem sombreamento da coluna d'água e contribuem para a redução das concentrações de nitrogênio e fósforo disponíveis para o fitoplâncton.

Além disso, as macrófitas podem favorecer o desenvolvimento de comunidades microbianas associadas, capazes de degradar matéria orgânica e, em alguns casos, auxiliar na remoção de toxinas dissolvidas. No entanto, a eficácia dessas medidas depende do manejo adequado da biomassa vegetal, uma vez que a decomposição descontrolada pode resultar em liberação adicional de nutrientes e comprometimento da qualidade da água.

Medidas químicas

As medidas químicas envolvem a aplicação de substâncias com ação algicida ou oxidante, com o objetivo de reduzir rapidamente a biomassa de cianobactérias. Entre os compostos mais utilizados destacam-se o sulfato de cobre, o peróxido de hidrogênio, o dióxido de cloro e outros agentes oxidantes.

Embora apresentem elevada eficiência no curto prazo, os algicidas químicos requerem cautela, pois podem provocar lise celular e consequente liberação de cianotoxinas na água, além de possíveis impactos ecotoxicológicos sobre organismos não alvo. Dessa forma, seu uso deve ser criteriosamente avaliado, preferencialmente como medida complementar a estratégias preventivas, como o controle de nutrientes na bacia de contribuição.

Tecnologias emergentes para o controle de florações de cianobactérias

Nos últimos anos, o avanço das pesquisas em tratamento de água e gestão de mananciais tem impulsionado o desenvolvimento de tecnologias emergentes voltadas ao controle de florações de cianobactérias, buscando alternativas mais sustentáveis e com menor impacto ambiental quando comparadas aos métodos convencionais. Essas tecnologias visam reduzir a densidade celular, limitar a produção e a liberação de cianotoxinas e minimizar a introdução de produtos químicos nos ecossistemas aquáticos.

Entre as tecnologias emergentes, destaca-se o uso do ultrassom, que atua por meio da emissão de ondas acústicas de baixa frequência capazes de interferir na estrutura celular e na fluabilidade das cianobactérias. Esse método apresenta potencial na desagregação de colônias, na redução da migração vertical e na limitação do crescimento populacional, especialmente em reservatórios estratificados. No entanto, sua aplicação requer controle rigoroso dos parâmetros operacionais, a fim de evitar a lise celular excessiva e a consequente liberação de cianotoxinas na água.

Outra abordagem emergente envolve o emprego de processos de oxidação avançada (POA), como sistemas UV/H₂O₂, ozonização e suas combinações, com o objetivo de promover a degradação de cianotoxinas dissolvidas e a inativação celular. Embora esses processos apresentem elevada eficiência, demandam alto consumo energético e controle operacional preciso, o que pode limitar sua aplicação em larga escala em sistemas de abastecimento.

A biorremediação surge como uma alternativa promissora e ambientalmente sustentável no controle de florações de cianobactérias. Essa estratégia baseia-se na utilização de microrganismos, comunidades bacterianas ou enzimas capazes de degradar cianotoxinas e reduzir a disponibilidade de nutrientes no ambiente aquático. Diversos estudos demonstram a capacidade de bactérias heterotróficas em degradar microcistinas e outras cianotoxinas, contribuindo para a diminuição do risco toxicológico associado às florações.

Além da degradação direta de toxinas, a biorremediação pode atuar de forma indireta, por meio da remoção de compostos nitrogenados e fosfatados, reduzindo a eutrofização e, conseqüentemente, a competitividade das cianobactérias. No entanto, a aplicação dessa tecnologia em escala real ainda enfrenta desafios, como a estabilidade das comunidades microbianas, o tempo de resposta do processo e a necessidade de condições ambientais favoráveis para sua eficácia.

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 (Wu et al., 2011).

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 1. (Joyce et al., 2010).

Tabela 1: A frequência dos comprimentos de onda do ultrassom usados para controlar a proliferação de algas no contexto de usos de baixa e alta frequência. (Chandrapala et al, 2012, Joyce et al, 2010 e Wu et al, 2011)

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

Acredita-se que a radiação ultrassônica possa causar a morte das células de algas por dois mecanismos principais: a ruptura das 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, 1994). 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 (Addy & Green, 1996). A ruptura dessas vacúolos comprometeria a fluabilidade, restringindo a luz disponível para a fotossíntese e resultando em uma redução na função celular, podendo levar à morte das células (Addy et al., 2011). Os radicais livres, por sua vez, atuam como moléculas mensageiras que iniciam a morte celular programada e interrompem as atividades fotossintéticas (Tang et al., 2004; 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 clorófitica 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 das 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 et al., 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., 2010). 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, 2007b).

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. Para rios 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 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.

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. Assim, enquanto a Portaria 888 foca na água destinada ao consumo humano, a Resolução CONAMA 357 se dedica à qualidade ambiental ampla, reforçando a complementaridade entre ambos os normativos

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). 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 (Melo; Santos; G. L., 2022).

No cenário internacional, observa-se que a Organização Mundial da Saúde (OMS) adota uma abordagem baseada em valores-guia de cianotoxinas, especialmente microcistina-LR, cujo valor máximo permitido é de 1 µg/L em água destinada ao consumo humano. A OMS também recomenda um sistema de níveis de alerta, que considera indicadores como clorofila-a, contagem celular e presença de escumas superficiais, a fim de orientar ações de gestão e comunicação de risco.

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 µg/L. Assim como a OMS, a União Europeia adota uma abordagem baseada na avaliação de risco, incentivando o uso de Planos de Segurança da Água.

A Austrália, por meio das Australian Drinking Water Guidelines, estabelece um valor-guia de 1,3 µg/L para microcistinas, expressas como equivalentes de microcistina-LR. O país utiliza um alert-level framework robusto, no qual ações de manejo são acionadas conforme níveis crescentes de biomassa e toxinas, integrando monitoramento de água bruta, avaliação toxicológica e respostas operacionais nas estações de tratamento.

Nos Estados Unidos, embora não exista um padrão federal obrigatório para cianotoxinas em água potável, a Agência de Proteção Ambiental (EPA) fornece recomendações e health advisories para microcistinas e cilindrospermopsina. Além disso, diversos estados adotam valores próprios para águas recreacionais e frameworks de alerta para água de abastecimento.

Comparativamente, observa-se que a legislação brasileira é mais focada em “gatilhos” baseados na contagem celular de cianobactérias, enquanto as legislações e diretrizes internacionais enfatizam a concentração de toxinas como principal elemento de decisão. Enquanto a Portaria GM/MS nº 888/2021 estrutura a vigilância com base em biomassa e frequência de monitoramento, OMS, União Europeia e Austrália priorizam estratégias integradas de risco, combinando indicadores biológicos, químicos e operacionais.

Do ponto de vista da gestão, a integração entre contagem celular e análise de toxinas mostra-se fundamental para garantir proteção efetiva à saúde pública. Ao comparar os valores estabelecidos, o limite de 1 µg/L para microcistina-LR, amplamente adotado por OMS e União Europeia, constitui referência essencial para estudos nacionais e para o aprimoramento dos sistemas de monitoramento no Brasil.

Região de Estudo

Área de Estudo

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

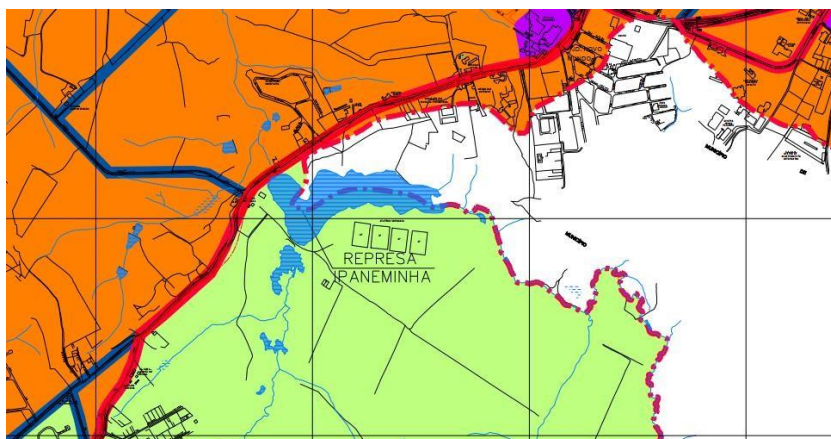
A área da Bacia Hidrográfica Sorocaba-Médio Tietê está dividida em 6 Sub-Bacias sendo três delas compostas por drenagens de pequeno e médio porte, que drenam para o rio Tietê, e outras três que compõem a bacia do rio Sorocaba, quais sejam: Baixo Médio Tietê, Médio Tietê Médio, Alto Médio Tietê, Baixo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

O reservatório Ipanema das Pedras. está localizado entre as coordenadas geográficas 23°22' S / 47°26' W e 23°29' S / 47°38' 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 23°32'31" de latitude sul e 47°31'08" de longitude oeste, conforme ilustrado na Figura 3 (Proesplan Engenharia – CTR-445/22).

Figura 3 - 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 km², vazão mínima: 0,21 m³/s, disponibilidade efetiva - 180 L/s. 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.(Plano diretor de Sorocaba, 2020).

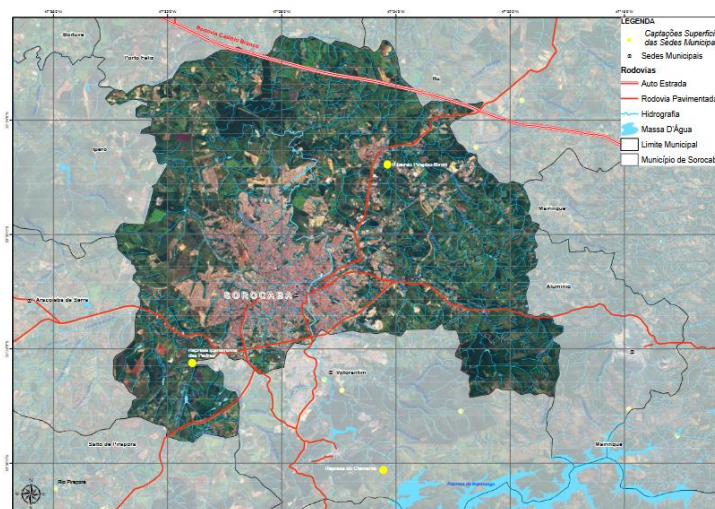
O Rio Ipanema se configura como sendo um importante afluente da margem esquerda do Rio Sorocaba, estando uma parte da sua bacia inserida no município de Sorocaba, mas fora da área urbana. Ele é formado após a junção do Ribeirão Ipaneminha e do córrego Ipaneminha de Baixo, próximo da divisa dos municípios 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 de 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. (Plano Diretor SAAE, Sorocaba, 2020).

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 4, sendo formada basicamente por um conjunto de córregos que apresentam extensões de ordem de grandeza de metade da extensão do curso principal (Walm, 1999).

Figura 4 - Rede de Drenagem



Fonte: Plano Diretor SAAE Sorocaba.

Materiais e métodos

Este estudo foi realizado na Represa Ipanema das Pedras, que possui uma área de 66 km², vazão mínima de 0,21 m³/s e disponibilidade efetiva de 180 L/s. 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. 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 1.

Figura 1: 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 2.

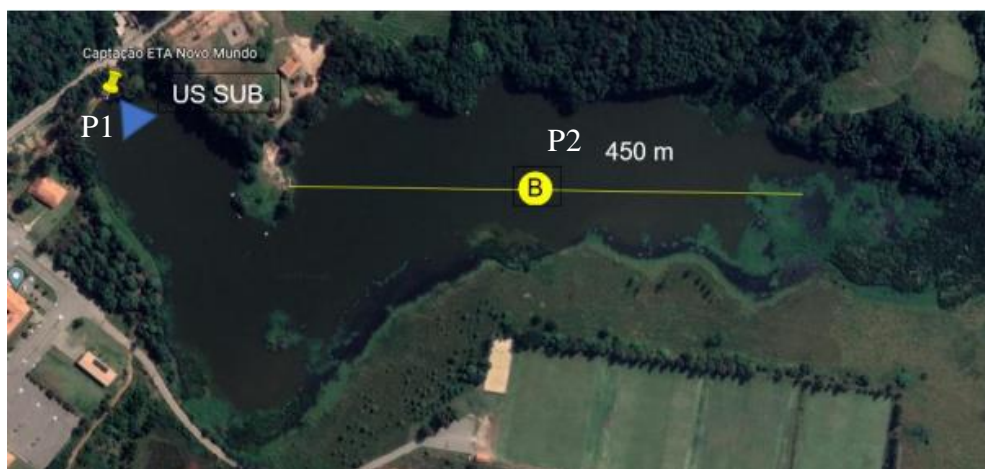
Figura 2: BAA 87 boia Solar.



Fonte: Autoria própria, 2022.

A instalação consistiu em dois modelos e alocados conforme apresentado na Figura 3.

Figura 3 - 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 XX.

Figura XX: 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 afluyente 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 2.

Tabela 2: 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.

Além dos parâmetros descritos na Tabela 2, 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 XX.

Tabela XX: 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. <i>Microcystins Plate Kit – Instructions for Use</i>
Cilindrospermopsina	Ensaio imunoenzimático do tipo ELISA, utilizando placas comerciais	BEACON ANALYTICAL SYSTEMS INC. <i>Cylindrospermopsin Plate Kit – Instructions for Use</i>
Saxitoxina	Ensaio imunoenzimático do tipo ELISA, utilizando placas comerciais	BEACON ANALYTICAL SYSTEMS INC. <i>Saxitoxin (PSP) Plate Kit – Instructions for Use</i>

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 absorvâncias em diferentes comprimentos de onda, corrigidas para interferência de feofitina.

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.

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.

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 3.

Tabela 3: 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, 22 ^a 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, 22 ^a edição, 2012, Método 5220 B.
Oxigênio Dissolvido (OD)	Eltrodo com membrana – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Método 4500 G	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22 ^a 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, 22 ^a 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, 22 ^a 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, 22 ^a edição, 2012, Métodos 4500 B.5 e 4500 E.

Fonte: Elaboração 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.

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 (APHA, 2012). 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.

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 (APHA; AWWA; WPCF, 2017). Os resultados foram expressos em mg·L⁻¹ de O₂.

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 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de O_2 , de acordo com o método SM 4500-O (APHA; AWWA; WPCF, 2017).

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 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de N.

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 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de N-NH_4^+ .

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 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 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, 2003).

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.

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 demonstrado na tabela 4.

Tabela 4: Análises físico-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: Elaboração 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 (APHA, 2012), referência internacionalmente reconhecida para laboratórios de controle de água.

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.

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 (APHA, 2012). 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.

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.

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.

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.

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.

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 5.

Tabela 5: 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, 22 ^a edição, 2012, método 6230 B (GC-MS)

Fonte: Elaboração 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.

Resultados

Após a instalação do sistema de ultrassom na represa Ipanema das Pedras, foi realizado um monitoramento mensal, sistemático dos parâmetros físico-químicos e biológicos da água ao longo de um período de 15 meses, conforme demonstrado na figura 5. Esse acompanhamento visou avaliar os impactos da tecnologia aplicada na qualidade da represa Ipanema das Pedras da qual é utilizada para abastecimento público.

Os resultados obtidos demonstraram uma redução significativa na concentração de cianobactérias a partir do quarto mês de utilização.

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

Figura XXX: 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 XX.

Figura XX: 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, o qual 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 $231,50 \text{ células} \cdot \text{mL}^{-1}$, mantendo-se dentro dos padrões normativos estabelecidos. A diminuição da concentração foi acompanhada por melhora na coloração e no aspecto visual do reservatório, conforme demonstrado na Figura XXX.

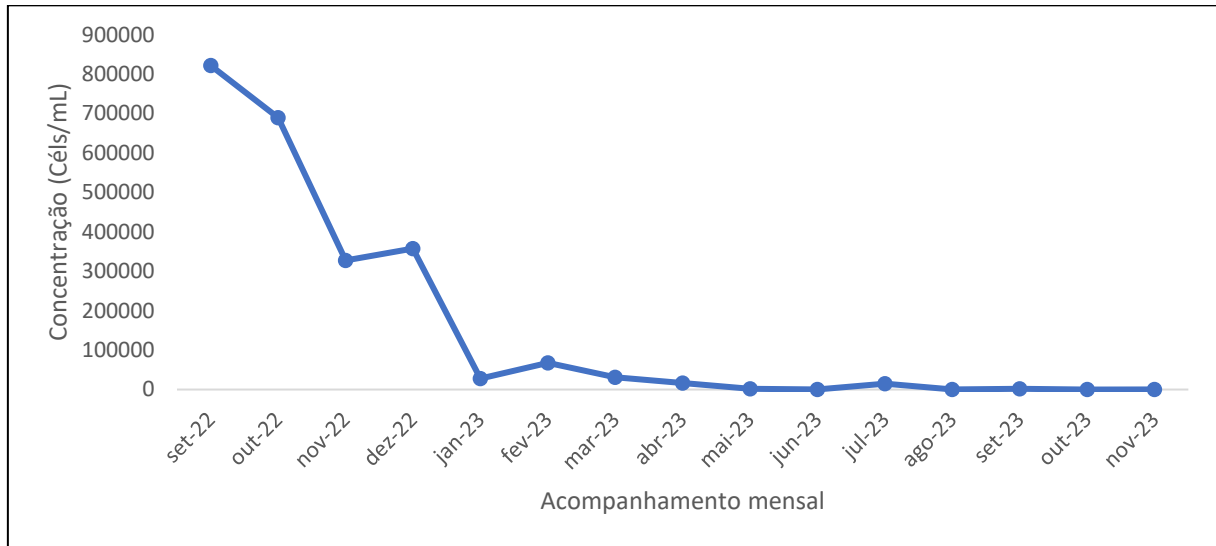
Figura XXX: Acompanhamento após 15 meses de utilização do sistema:



Fonte: Autoria própria, 2022.

Esse resultado representa uma redução de 99,97% em relação à concentração inicial, conforme demonstrado - na Figura 5.

Figura 5: Densidade de Cianobactérias na água bruta presente no manancial Ipanema das Pedras (célis/mL)



Fonte: Elaboração 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 um mês de aplicação, observou-se a redução progressiva, seguida da ausência no reservatório, das espécies *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Raphidiopsis* spp., *Planktolynghya contorta* (Lemmermann) e *Anabaena* spp., as quais não voltaram a ser quantificadas ao longo do período subsequente de monitoramento.

Considerando que essas espécies representavam 76,76% do total de células por mililitro (célis/mL), 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. e *Euglena* 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.

Os resultados do monitoramento das cianotoxinas microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsina, realizados entre setembro de 2022 e dezembro de 2023, indicam ausência de concentrações detectáveis dessas toxinas no manancial avaliado durante todo o período de estudo, conforme demonstrado na tabela 5. 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.

Para microcistinas e cilindrospermopsina, todas as amostras analisadas apresentaram resultados classificados como não detectados (N.D.), considerando o limite de quantificação de 0,1 µg/L. 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 µg/L), 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 5 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: Elaboração própria, 2025.

Limites analíticos do método:

Microcistina: LD = 0,03 µg/L; LQ = 0,10 µg/L

Cilindrospermopsina: LD = 0,03 µg/L; LQ = 0,10 µg/L

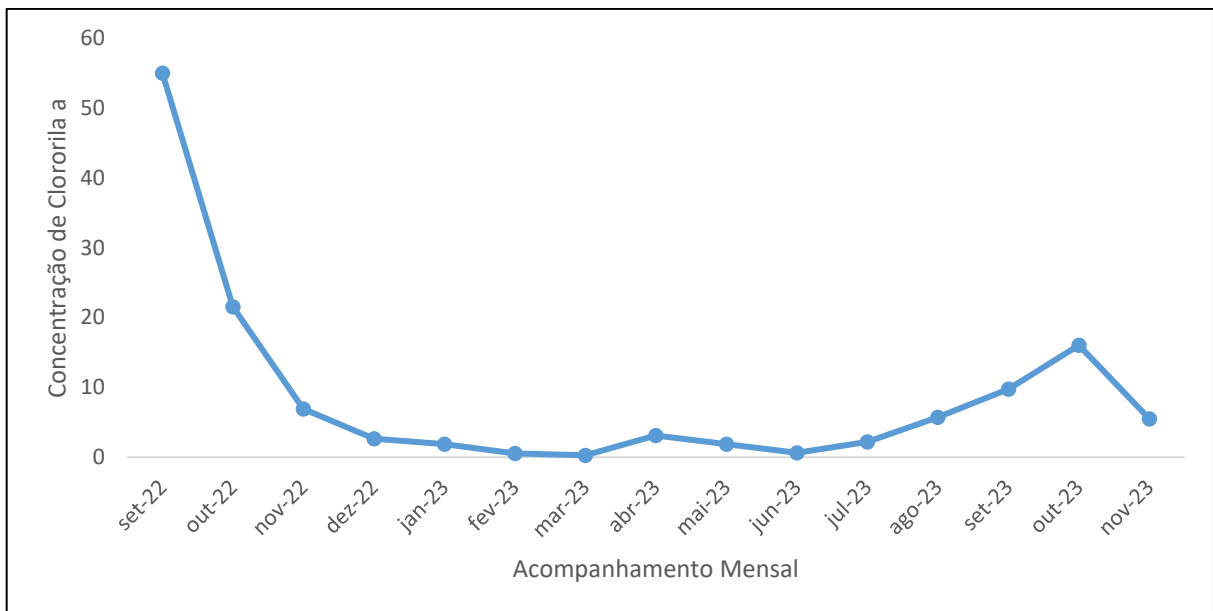
Saxitoxinas: LD = 0,006 µg/L; LQ = 0,02 µg/L

*Nota: N.D. = Não detectado (concentração inferior ao limite de detecção).

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 concentração de clorofila-a, um importante indicativo da biomassa fitoplanctônica, apresentou uma queda de 90% após um ano da instalação do sistema de ultrassom. Essa redução pode ser atribuída à interferência das ondas sonoras na fluabilidade das células de cianobactérias, levando à sedimentação e consequente redução da fotossíntese, conforme demonstrado na Figura 6.

Figura 6: Concentração de clorofila a.



Fonte: Elaboração 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. No mês subsequente, os valores já apresentavam redução, retornando a níveis mais baixos.

Parâmetros Físico-Químicos na água Bruta

Os parâmetros físico-químicos da água monitorados, tais como pH, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal e fosfato, indicam que a carga difusa afluente ao reservatório se mantém relativamente constante. Essa estabilidade no aporte

de nutrientes favorece condições propícias à ocorrência de florações, considerando que o reservatório apresenta características eutróficas.

Nos meses de setembro e outubro de 2022, período anterior à instalação do sistema de ultrassom, observa-se a ocorrência de valores elevados para esses parâmetros, corroborando a caracterização do ambiente como eutrófico.

Tabela7: Análise dos parâmetros de pH, OD, DQO e Clorofila a.

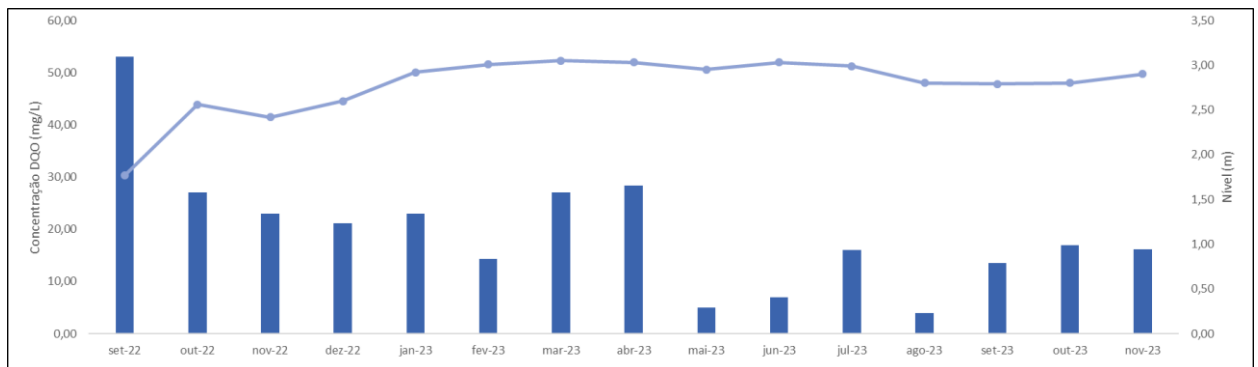
Data	pH (SOR)	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	DQO (mg/L)	Clorofila (mg/L)
set-22	8,60	11,70	53,00	55,00
out-22	7,70	11,20	27,00	21,53
nov-22	7,68	8,23	23,00	6,90
dez-22	7,55	5,54	21,11	2,67
jan-23	7,44	4,43	23,00	1,89
fev-23	7,36	4,37	14,33	0,53
mar-23	7,22	4,22	27,00	0,28
abr-23	7,33	4,33	28,33	3,10
mai-23	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: Elaboração 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 de O₂ para a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

A Figura 8 permite analisar a estabilidade do nível de reservação, além de evidenciar a contribuição difusa de efluentes com base nos resultados do parâmetro DQO.

Figura 8: Análise do comportamento da demanda química de oxigênio com relação ao nível de represamento.

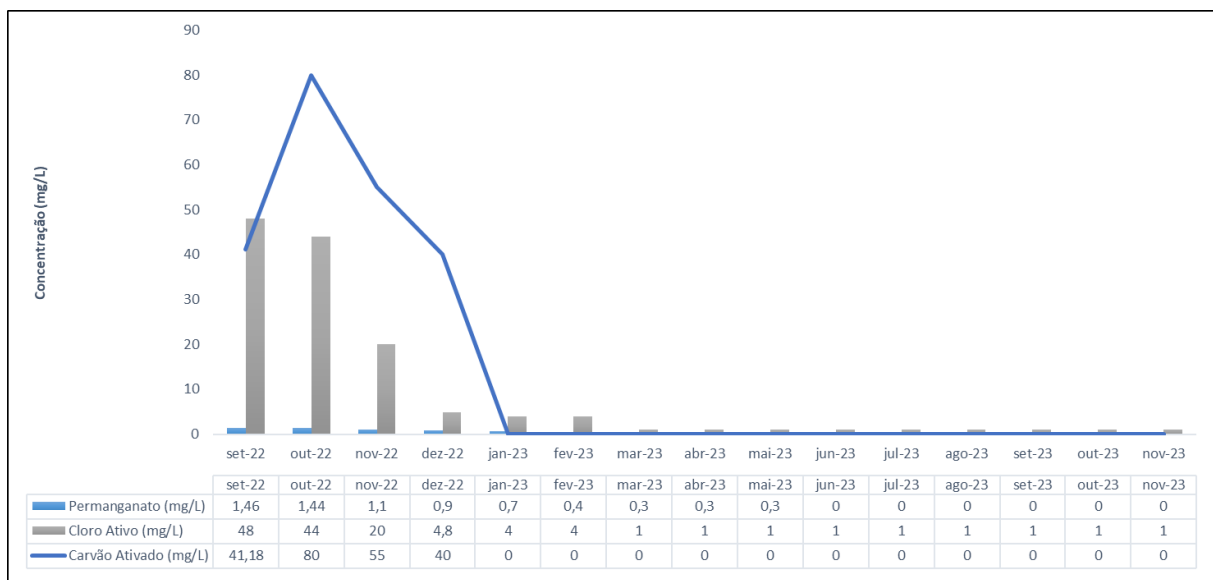


Fonte: Elaboração própria, 2025.

Impacto no Consumo de Produtos Químicos

O monitoramento também 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 no figura 9.

Figura 9: Análise do consumo de produto químico no processo de tratamento de água.



Fonte: Elaboração própria, 2025.

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 5.

Tabela 5: Análise dos parâmetros de Geosmina, MIB, pH, Cor e Turbidez na água tratada.

Data	Parâmetros de Água Tratada				
	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: Elaboração 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* (Lemmermann) 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 por mililitro (cél/mL), o que justifica a elevada eficiência observada do sistema. Em contrapartida, as espécies *Pseudanabaena* spp. e *Euglena* spp. permaneceram detectáveis, indicando menor sensibilidade ao tratamento.

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 sua potencial aplicação em outros corpos d'água com características semelhantes.

Discussão

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que o uso do ultrassom de baixa potência apresentou eficácia no controle de florações de cianobactérias na Represa Ipanema das Pedras, especialmente no que se refere à redução da densidade celular de espécies potencialmente dominantes em ambientes eutróficos. Contudo, os efeitos observados não foram homogêneos entre as diferentes espécies, evidenciando que a resposta ao tratamento está diretamente relacionada às características fisiológicas e morfológicas de cada grupo de cianobactérias. Além disso, os resultados reforçam a necessidade do monitoramento de cianotoxinas, uma vez que o estresse induzido pelo ultrassom pode ocasionar o rompimento celular e a consequente liberação de metabólitos intracelulares.

A estabilidade dos parâmetros físico-químicos monitorados, como pH, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio, nitrogênio amoniacal e fosfato, indica que a carga difusa afluyente ao reservatório manteve-se relativamente constante ao longo do período de estudo. Tal condição reforça o caráter eutrófico do manancial e evidencia que a redução observada na densidade de determinadas espécies de cianobactérias não está associada a alterações significativas no aporte de nutrientes, mas sim à ação direta do sistema de ultrassom sobre a comunidade fitoplanctônica.

A expressiva redução seguida da ausência das espécies *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Raphidiopsis* spp., *Planktolyngbya contorta* (Lemmermann) e *Anabaena* spp. sugere elevada sensibilidade dessas espécies à aplicação do ultrassom. Estudos reportam que espécies filamentosas e com presença de vesículas gasosas tendem a ser mais suscetíveis às ondas ultrassônicas, uma vez que a perturbação dessas estruturas pode comprometer a flutuabilidade, a integridade celular e a capacidade fotossintética, resultando em declínio populacional. A não reincidência dessas espécies ao longo do monitoramento reforça a efetividade do sistema no controle prolongado dessas populações.

Em contrapartida, a permanência das espécies *Pseudanabaena* spp. e *Euglena* spp. ao longo do período de aplicação do ultrassom indica menor sensibilidade ao tratamento. Essa

resistência pode estar associada à ausência de vesículas gasosas, ao menor tamanho celular ou a estratégias fisiológicas diferenciadas, como maior capacidade de adaptação a condições de estresse físico. Esses resultados corroboram a necessidade de considerar a composição específica da comunidade fitoplanctônica na avaliação da eficiência do ultrassom, evitando generalizações quanto ao seu desempenho em diferentes corpos d'água.

A redução das espécies sensíveis ao tratamento representou 76,76% do total de células por mililitro, o que evidencia uma eficiência global significativa do sistema. Do ponto de vista operacional, essa redução pode refletir positivamente no processo de tratamento de água, contribuindo para a diminuição de problemas associados à presença de cianobactérias, como entupimentos, aumento da demanda de coagulantes e riscos relacionados à produção de metabólitos indesejáveis, como geosmina e 2-metilisoborneol.

Apesar dos resultados promissores, a ausência de análises do sedimento do reservatório constitui uma limitação do estudo, uma vez que o sedimento pode atuar como reservatório de nutrientes e células viáveis, favorecendo a ressurgência de florações. Dessa forma, a continuidade do monitoramento e a realização de estudos complementares, incluindo a avaliação do sedimento e de diferentes condições hidrodinâmicas e sazonais, são fundamentais para a compreensão da sustentabilidade do sistema de ultrassom em longo prazo.

Em síntese, os resultados discutidos indicam que o ultrassom de baixa potência é uma ferramenta promissora para o controle de florações de cianobactérias em ambientes lênticos, desde que sua aplicação seja precedida por uma avaliação detalhada da composição específica das espécies presentes. A adoção dessa tecnologia pode representar um avanço no manejo de mananciais eutróficos, sobretudo quando integrada a estratégias complementares de controle de nutrientes.

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. Os resultados obtidos demonstraram uma redução significativa na densidade de cianobactérias, com valores superiores a 821.670 céls/mL sendo reduzidos para uma média de 231,50 céls/mL, o que corresponde a uma eficiência de remoção de 99,97%. 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.

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.

Referências Bibliográficas

A.y. sakamoto & v.m. bacani s.n. (390909), 8-v-2005, k.r.s. santos s.n brasil. Mato grosso do sul : corumbá, pantanal da nhecolândia,fazenda campo dora, lagoa: salitrada campo dora, 14-viii-2004.

ADDY, K.; GREEN, J. Ecological implications of planktonic organism buoyancy. *Journal of Aquatic Biology*, v. 22, p. 198-203, 1996.

Aeruginosa removal. *Ultrasonics sonochemistry*, 16, 334-338

Agência nacional de águas e saneamento básico. Ana. Conjuntura dos recursos hídricos no brasil. Ana: Brasília, 2020.

Aguilera, a.; berrendero, e., kastovsky, j.; echenique, r.; salerno, g.l. (2018) the polyphasic analysis of two native raphidiopsis isolates supports the uni.

Ahn, c., park, m., joun, s., kim, h., jang, k. & oh, h. (2003) growth inhibition of cyanobacteria by ultrasonic radiation: laboratory and enclosure studies. *Environmental science and technology*, 37, 3031 – 3037.

AHN, C.; PARK, W.; KIM, S. Radicals and cellular death in algae. *Environmental Toxicology Letters*, v. 5, n. 2, p. 118-123, 2003.

Alpha , standard methods for the examination of water and wast-water. Washington: am. Puclib, health assoc., 2012. 1268p.

Azevedo, m.t.p.; souza, c.a. & menezes, m. 1999. Synechococcaceae (cyanophyceae/cyanobacteria) from a tropical brackish water lagoon, brazil. *Algological studies* 94:45-61.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357/2005, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, 2005.

BRASIL. Plano Diretor de Sorocaba. Sorocaba, 2020.

PROESPLAN ENGENHARIA. Relatório Técnico CTR-445/22. Votorantim, 2022.

WALM, A. L. Estudo sobre a drenagem do Rio Ipaneminha. Sorocaba, 1999.

BRASIL. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Ministério da Saúde, 2017.

BRASIL. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de fevereiro de 2021. Estabelece os procedimentos para o monitoramento e controle da qualidade da água, especialmente no que se refere às cianobactérias. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2021.

BRASIL. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017. Brasília: Ministério da Saúde, 2021.

BRASIL. Portaria MS n. 2.914/2011. Ministério da Saúde. Série E. Legislação de Saúde. Brasília, DF, 2012. Disponível em: <http://177.153.6.85/portaria2914/theme/documentos/002.pdf>.

BRASIL. Resolução CONAMA 357/2005. Classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais. Diário Oficial da União, Brasília, 2005.

Brasil. Resolução conama nº. 454, de 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Diário oficial da união, Brasília, df, 08 nov. 2012

Broekman, s., pohlmann, o., beardwood, e. S. & cordemans de meulenaer, e. (2010)

Broekman, s., pohlmann, o., beardwood, e. S. & cordemans de meulenaer, e. (2010) ultrasonic treatment for microbiological control of water systems. Ultrasonics sonochemistry, 17, 6, 1041-1048.

CALIJURI, M. L. et al. Eutrofização e cianobactérias. Revista Brasileira de Engenharia Ambiental, São Paulo, v. 10, n. 3, p. 238-244, 2006.

Capelli, c. Et al. Biogeography of bloom-forming microcystin producing and non-toxigenic

CAPELLI, C. et al. Estudo sobre a influência de cianobactérias na qualidade da água. Revista de Biologia Aquática, v. 15, n. 3, p. 45-67, 2017.

Carmichael, w.w. 1992. Cyanobacteria secondary metabolites: the cyanotoxins. Applied bacteriology, 72: 445-454.

Castro, a.a.j. & bicudo, c.e.m. 2007. Cryptophyceae. In: c.e.m. bicudo (org.) Flora ficológica do estado de são paulo, rima, pp. 1-136.

Castro, a.a.j., bicudo, c.e.m. & bicudo, d.c. 1991. Criptógamos do parque estadual das fontes do ipiranga, são paulo, sp. Algas, 2: cryptophyceae. Hoehnea 18(1): 85-106.

Centre for aquatic plant management- ultrasonic algae control disponível em : <https://www.ultrasonicalgaecontrol.co.uk/how-it-works/>. Acesso em 17 de maio de 2024.

CENTRE FOR AQUATIC PLANT MANAGEMENT. Aquatic Plant Management in the United Kingdom: 2013 Review. 2013.

- Cepoi, I. Environmental and technological stresses and their management in cyanobacteria. *Cyanobacteria*, [s.l.], p. 217–244, 2019. Isbn: 9780128146675, doi: 10.1016/b978-0-12-814667-5.00011-8.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Monitoramento da qualidade da água em represas de abastecimento público. São Paulo: CETESB, 2013.
- CHANDRAPALA, J. et al. Ultrasonic treatment of algal blooms: frequencies and effects. *Journal of Aquatic Studies*, v. 15, n. 4, p. 22-31, 2012.
- Chang, y.; bai, y.; qu, j. Does kmno₄ preoxidation reduce the genotoxicity of disinfection
- CHEN, L. et al. Global challenges of water treatment in the face of cyanobacterial blooms. *Water Research*, v. 158, p. 1-10, 2019.
- CHEN, Y.; YEH, H.; TSENG, I. Cyanobacterial toxins in drinking water sources: impact and control strategies. *Journal of Water Quality*, v. 24, p. 56-73, 2009.
- CHISWELL, B. et al. Presence and control of cyanobacterial toxins in water supply systems. *Journal of Environmental Science*, v. 12, n. 1, p. 78-95, 1999.
- Chorus, i. & j. Bartram. 1999. Toxic cyanobacteria in water-a guide to their public health consequences, monitoring and management. Who, spon press, london.
- Chorus, i.; fastner, j.;welker, m. Cyanobacteria and cyanotoxins in a changing environment: concepts, controversies, challenges. *Water* 2021, 13, 2463. <https://doi.org/10.3390/w13182463>.
- CHORUS, I.; WELKER, M. Cyanotoxins: occurrence, properties, and health effects. Berlin: Springer, 2021.
- Comitê da bacia hidrográfica do alto tietê. Cbh-at. Relatório de situação dos recursos hídricos 2021: bacia hidrográfica do alto tietê ugrhi-06 (ano base 202). São paulo: cbh-at, 2022.
- Comitê de bacia hidrográfica, relatório de situação, sorocaba, médio tietê-smt (2021-2023)
- Cyanobacteria by ultrasonic radiation: laboratory and enclosure studies. *Environmental Cyanobacteria from são paulo state, brazil: chroococcales*. *Revista brasileira de botânica* 27: 213- 227. <https://doi.org/10.1590/s0100-84042004000200002>.
- CYBIS, J. L. et al. Tecnologias para o controle e monitoramento de florações de cianobactérias. São Paulo: Editora da Universidade, 2006.
- Dai, g. Z, shang, j. L. & qui, b.s. (2012) ammonia may play an important role in succession
- DALY, J. D. et al. A review of water treatment methods for cyanobacterial blooms. *Journal of Water Treatment*, v. 34, p. 45-55, 2012.
- Deuer, s., keeling, p. J. 2004. Molecular data and the evolutionary history of dinoflagellates. *European journal of protistology* 40:85–111.

- DÍEZ-QUIJADA, L. et al. Toxicity of cyanotoxins in aquatic organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 167, p. 123-135, 2019.
- Ding, y.; gan, n.q.; li, j.; sedmak, b.; song, l. (2012) hydrogen peroxide induces apoptotic-like cell death in *Microcystis aeruginosa* (Chroococcales, Cyanobacteria) in a dose-dependent manner. *Phycologia*, v. 51, p. 567-575
- DREHER, T. et al. Genomic characterization of toxin-producing cyanobacteria. *Microbial Ecology*, v. 25, p. 67-81, 2018.
- FABH-SMT. Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Relatório de Divisão das UGRHIs. 2020.
- FABH-SMT. Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Relatório de Divisão das UGRHIs. São Paulo, 2020.
- FALCONER, I. R. et al. Cyanobacterial toxins and water supply. *Environmental Toxicology*, New York, v. 2, p. 15-29, 1999.
- FAN, H. et al. Monitoring cyanobacterial blooms using remote sensing. *Water Research*, v. 48, p. 123-135, 2014.
- Ferrão-filho as, molica r, azevedo sm. *Ecologia, ecofisiologia e toxicologia de cianobactérias*. *Oecol bras*. 2009;13(2):225-8
- Figueredo, c.c. & giani, a. (2009) phytoplankton community in the tropical lake of lagoa santa (brazil): conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Limnologia* 39: 264- 272. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.06.009>
- Franklin, r. L.; fávaro, d. I. T.; damatto, s. R. Trace metal and rare earth elements in a sediment profile from the rio grande reservoir, são paulo, brazil: determination of anthropogenic contamination, dating, and sedimentation rates. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, v. 307, n. 1, p. 99-110, 2016. *Freshwater lakes. Global change biology*, 18, 1571 – 1581.
- HEDGE, E. Influence of cyanobacteria on freshwater ecosystems. Dissertation submitted in partial fulfilment of the requirements of the BSc degree in Environmental Biology, Lancaster University, 2013.
- Hentschke, g.s. & torgan, l.c. 2010. Chlorococcales lato sensu (chlorophyceae, excl. *Desmodesmus* e *scenedesmus*) em ambientes aquáticos na planície costeira do rio grande do sul, brasil). *Iheringia, série botânica* 65 (1): 87-100.
- HO, L. et al. Management strategies for cyanobacteria and their toxins. *Journal of Water Science*, v. 37, n. 2, p. 198-212, 2012.

- JOYCE, T. et al. Effect of ultrasonic waves on algae biomass reduction. *Environmental Engineering Journal*, v. 9, p. 115-121, 2010.
- JOYCE, T.; BLACK, P.; DUNHAM, R. Effect of ultrasonic waves on algal biomass reduction. *Environmental Engineering Journal*, v. 9, p. 115-121, 2010.
- Kestrup, a. M. & ricciardi, a. (2009) environmental heterogeneity limits the local dominance
- KIM, H. et al. Removal of microcystins from drinking water: a review. *Environmental Toxicology*, v. 29, p. 98-114, 2014.
- LECLERCQ, D. J. J. et al. Controlling cyanobacteria with ultrasound. In: INTER-NOISE and NOISE-CON Congress and Conference Proceedings, 2014, Melbourne. Proceedings [...]. Melbourne: Institute of Noise Control Engineering, 2014. p. 6271–6276.
- LECLERCQ, D. J. J. et al. Controlling cyanobacteria with ultrasound. In: INTER-NOISE and NOISE-CON Congress and Conference Proceedings, 2014, Melbourne. Proceedings [...]. Melbourne: Institute of Noise Control Engineering, 2014. p. 6271–6276.
- LEE, J.; CHOI, B.; PARK, H. The impact of ultrasound on photosynthesis and algal growth. *Aquatic Ecology Studies*, v. 45, p. 501-510, 2001.
- Lee, r. A.; lavoie, j. From first- to third-generation biofuels : Challenges of producing a commodity from a biomass of increasing complexity. 2012. n. August, p.6–11.
- LEE, T. J. et al. Ultrasonic technology for algae control. *Journal of Environmental Science and Technology*, v. 35, p. 232-238, 2001.
- LI, D.; LIU, R. Cyanobacterial bloom dynamics in reservoirs. *Water Environment Research*, v. 91, p. 456-473, 2019.
- LI, N. et al. Evidence for only oxygenative cleavage of aldehydes to alk (a/e) nes and formate by cyanobacterial aldehyde decarbonylases. *Biochemistry*, 2012.v. 51, n. 40, p. 7908–7916.
- Lin, CS; Ch Tsuan-Ling & W Jiunn-Tzong. 2013. Biodiversity of soil algae in the farmlands of mid-Taiwan. *Botanical Studies*. 3110 - 54:41. doi: 10.1186/1999-3110-54- 41.
- LIN, L. et al. Different responses of cyanobacteria to water treatment stress. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 61, p. 189-200, 2009.
- LIN, T. F. 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*, v. 58, n. 8, p. 539–551, 2009. DOI: 10.2166/aqua.2009.117.
- LIU, B. et al. Microcystin contamination and its mitigation strategies. *Environmental Pollution*, v. 230, p. 543-559, 2017.
- MASON, C. Ultrasonic frequency and algae control. *Water Treatment Technologies*, v. 16, p. 88-94, 2007b.

- Maxine A.D. Mowe, Simon M. Mitrovic, Richard P. Lim Ambrose Furey, Darren C.J. Yeo- Tropical cyanobacterial blooms: a review of prevalence, problem taxa, toxins and influencing environmental factors, *J. Limnol.*, 2015; 74(2): 205-224.
- MAXINE, R. Effects of nutrients on cyanobacterial blooms. *Environmental Science & Technology*, v. 40, p. 7600-7605, 2015.
- Medicina on line - revista virtual de medicina volume 1- número 3, 1998 - toxinas de cianobactérias: causas e consequências para a saúde pública - prof. Dra. Sandra m.f.o.azevedo núcleo de pesquisas de produtos naturais – ccs – ufrj.
- MELO, A. et al. Caracterização e monitoramento de cianotoxinas em corpos d'água. São Paulo: Editora da Universidade, 2022.
- MELO, J.; SANTOS, G. L. Qualidade da água e as cianobactérias: um desafio no controle da potabilidade. *Revista de Saúde Ambiental*, v. 18, p. 112-120, 2022.
- Melo, Santos, G. L. de. Utilização e importância de microalgas em diferentes sistemas. In: *Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos* Sorocaba: UNESP, 201X. p. 283.
- Moschini-carlos, v.; de freitas, l. G.; pompêo, m.. (2010) limnological evaluation of water in the rio grande and taquacetuba branches of the billings complex (são paulo, brazil) and management implications. *Ambiente e agua - an interdisciplinary journal of applied science*, [s.l.], v. 5, n. 3, p. 47-59.
- Moschini-carlos, viviane; bortoli, stella; pinto, ernani; nishimura, paula yuri ; gomes de freitas, leandro; pompêo, marcelo l. M.; dörr, felipe. (2009) cyanobacteria and cyanotoxin in the billings reservoir (são paulo, sp, brazil). *Limnética*, vol. 28, núm. 2, p. 273-282. Doi: 10.23818/limn.28.23 of an invasive freshwater crustacean. *Biological invasions*, 11, 9, 2095-2105. Of cyanobacterial blooms and the distribution of common algal species in shallow p. 1–12, 2017. Issn: 18781470, doi: 10.1016/j.hal.2017.05.004
- MUCCI, M. et al. Cyanobacterial toxins in drinking water: a global perspective. *Toxins*, v. 9, n. 1, p. 78-94, 2017.
- PAERL, H. W.; PAUL, V. H. Ecological role of cyanobacteria in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, v. 40, p. 489-500, 2012.
- Paerl, h. W.; paul, v. J. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, v. 46, n. 5, p. 1349-1363, 2012.
- PANTELIĆ, D. et al. Ecotoxicological effects of cyanobacteria on freshwater organisms. *Ecological Indicators*, v. 34, p. 98-110, 2013.

PARK, H. et al. Recent advances in ultrasonic treatment: Challenges and field applications for controlling harmful algal blooms (HABs). *Ultrasonics Sonochemistry*, [S.l.], v. 34, p. 214–221, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2016.05.017>.

PARK, H. et al. Recent advances in ultrasonic treatment: Challenges and field applications for controlling harmful algal blooms (HABs). *Ultrasonics Sonochemistry*, [S.l.], v. 34, p. 214–221, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2016.05.017>.

Plano diretor saee, sorocaba 2022.

POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos. 2022.

Populations of *dolichospermum lemmermannii* (cyanobacteria). *Harmful algae*, [s.l.], v. 67,

POVINELLI, J. 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. 2022.

PROESPLAN ENGENHARIA. Relatório Técnico CTR-445/22. Votorantim, 2022

PURCELL, C. B. Effects of ultrasound on algae and cyanobacteria. *Journal of Applied Microbiology*, v. 38, p. 561-570, 2009.

Purcell, D. (2009) Control of algal growth in reservoirs with ultrasound. Unpublished Phd

PURCELL, R. Ultrasound and its effect on filamentous algae. *Journal of Algal Studies*, v. 18, p. 234-240, 2009.

QIAN, H. et al. Effects of cyanobacteria on aquatic plant communities. *Journal of Aquatic Plant Management*, v. 52, p. 21-39, 2014.

Rajaniemi, p.; hrouzek, p.; katovská, k.; willame, r.; rantala, a.; hoffmann, l; komárek, j. & sivonen, k. 2005. Phylogenetic and morphological evaluation of the genera *anabaena*, *aphanizomenon*, *trichormus* and *nostoc* (nostocales, cyanobacteria). *International journal of systematic and evolutionary microbiology* 55: 11-26.

Referências

Rodrigues, l.l.; sant'anna, c.l. & tucci, a. 2010. Chlorophyceae das represas billings (braço taquacetuba) e guarapiranga, sp,brasil. *Revista brasileira de botânica* 31:1-15.

Rosini, e.f.; sant'anna, c.l. & tucci, a. 2012. Chlorococcales (exceto scenedesmaceae) de pesqueiros da região metropolitana de são paulo, brasil: levantamento florístico. *Hoehnea* 39:11-38.

Rosini, e.f.; sant'anna, c.l. & tucci, a. 2013. Cyanobacteria de pesqueiros da região me rajaniemi, p.; hrouzek, p.; katovská, k.; willame, r.; rantala, a.; hoffmann, l; komárek, j. &

- sivonen, k. 2005. Phylogenetic and morphological evaluation of the genera anabaena, aphanizomenon, trichormus and nostoc (nostocales, cyanobacteria). *International journal of RZYMSKI, P. et al. Cyanotoxin contamination in aquatic ecosystems: assessment and mitigation. Ecotoxicology*, v. 26, p. 894-907, 2017.
- Sant'anna, c.l., azevedo, m.t.p., werner, v.r., dogo, c.r., rios, f.r. & carvalho, lr. 2008. Review of toxic species of cyanobacteria in brazil. *Algological studies* 126: 249-263
- Sant'anna, c.l.; azevedo, m.t. de p.; agujaro, l.f.; carvalho, m. Do c.; carvalho, l.r. de, e souza, r.c.r. de. (2006) manual ilustrado para identi
- Sant'anna, c.l., de carvalho, l.r., fiore, m.f. et al. (2011) highly toxic microcystis aeruginosa strain, isolated from são paulo—brazil, produce hepatotoxins and paralytic shell
- Sant'anna, c.l.; azevedo, m.t.p.; senna, p.a.c.; komárek, j. & komárková, j.. (2004) planktic cyanobacteria from são paulo state, brazil: chroococcales. *Revista brasileira de botânica* 27: 213-227. <https://doi.org/10.1590/s0100-84042004000200002>
- Sant'anna, c.l.; azevedo, m.t.p.; senna, p.a.c.; komárek, j. & komárková, j. 2004. Planktic.
- Sant'anna, c.l.; melcher, s.s.; carvalho, m.c.; gemelgo, m.c.p. & azevedo, m.t.p. 2007. Planktic cyanobacteria from upper tietê basin reservoirs, são paulo, brazil. *Revista brasileira de botânica* 31: 1-15.
- Sant'anna, c.l.; tucci, a.; azevedo, m.t.p.; melcher, s.s.; werner, v.r.; malone, c.f.s.; rossini, e.f.; jacinavicius, f.r.; hentschke, g.s.; osti, j.a.s.; santos, k.r.s.; gama-júnior, w.a.; rosal, c. & adame, g.. (2012) atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras. Publicação eletrônica, instituto de botânica, núcleo de pesquisa em ficologia
- SANT'ANNA, E. F. et al. Toxicology of cyanobacteria and their impact on water quality. *Ecotoxicology Journal*, v. 18, p. 1516-1525, 2008.
- Santos, k.r.s. 2005. Gêneros de algas de seis lagoas (quatro salinas, uma salitrada e uma baía) do pantanal da nhecolândia, ms, brasil. Monografia de graduação, universidade federal de mato grosso do sul, três lagoas.
- Santos, k.r.s., sakamoto, a.y., neto, m.j., barbiero, l. & queiroz neto, j.p. 2004. Ficoflora do pantanal da nhecolândia, ms, brasil: um levantamento preliminar em três lagoas salinas e uma Salitrada. In: b.m.a. soriano, s.m. sallis, g.m. mourão & l.a. pellegrin (orgs.). Anais do iv simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do pantanal, corumbá (meio eletrônico). *science and technology*, 37, 3031 – 3037. sistemas de tratamento de água: oestado da arte. *Engenharia sanitaria e ambiental*, [s.l.], v 22, n. 5, p. 829–840, 2017. Issn: 1413-4152, doi: 10.1590/s1413-41522017148174.

- SCHNEIDER, O. D. et al. Evaluating Ultrasonicator Performance for Cyanobacteria Management at Freshwater Sources. *Toxins, Basel*, v. 15, n. 3, p. 186, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/toxins15030186>.
- SCHNEIDER, O. D. et al. Evaluating Ultrasonicator Performance for Cyanobacteria Management at Freshwater Sources. *Toxins, Basel*, v. 15, n. 3, p. 186, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/toxins15030186>.
- SHAFIK, H. et al. Impact of cyanobacteria on water treatment processes. *Water Science and Technology*, v. 47, p. 123-138, 2003.
- Song, w., de la cruz, a. A., rein, k. & o'shea, k. E. (2006) ultrasonically degradation of microcystin-LR and -RR: identification of products, effect of pH, formation and destruction of peroxides. *Environmental science technology*, 40, 12, 3941-3946
- Sonochemistry*, 17, 6, 1041-1048.
- SUKENIK, A. et al. Oxidation methods for algal bloom control. *Environmental Toxicology and Water Pollution*, v. 12, p. 310-315, 1987.
- Sukenik, a.; wyman, k.d.; bennett, j.; falkowski, p.g. (1987) light-saturated photosynthesis – limitation by electron transport or carbon fixation? *Biochimica et biophysica acta*, v. 891, p. 205-215.
- SUN, J. et al. Cyanobacteria and their toxins in water resources. *Water Research*, v. 46, p. 129-146, 2012.
- systematic and evolutionary microbiology 55: 11-26. *tropolitana de são paulo, brasil. Rodriguésia* 64: 399-417
- T. J. Lee, k. Nakano & m. Matsumara (2001): ultrasonic irradiation for blue-green algae bloom control, *environmental technology*, 22:4, 383-390
- Tanaka, a.; oritani t.; uehara f.; saito a.; kishita h.; nüzeki y.; yokota h.; fuchigami k. 1996. Biodegradation of a musty odour component, 2-methylisoborneol. *Water research* 30 (3): 759-761.
- TANG, X. et al. Ultrasonic control of algal growth. *Journal of Environmental Engineering*, v. 130, p. 2345-2352, 2004.
- TANG, X.; WANG, Y.; ZHU, L. The effect of ultrasound on photosynthesis of algae. *Journal of Applied Phycology*, v. 16, p. 315-322, 2004.
- Thesis, Cranfield University, Bedfordshire.
- TURNER, A. D. et al. Analysis of microcystins in cyanobacterial blooms from freshwater bodies in England. *Toxins*, v. 10, n. 1, p. 39, 2018.

TURNER, R. D. et al. The effects of cyanobacteria in aquatic ecosystems. *Aquatic Toxicology Journal*, v. 22, p. 145-159, 2018.

Ultrasonic frequency effects on the removal of microcystis aeruginosa guangming zhang a,* , panyue zhang b , bo wang a , hong liu c.

Ultrasonic treatment for microbiological control of water systems. *Ultrasonics*

VASCONCELOS, V. Uptake and depuration of the peptide toxin microcystin-LR in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Aquatic Toxicology*, v. 32, p. 227-237, 1995.

VILLANUEVA, M. V. et al. Ultrasound treatments improve the microbiological quality of water reservoirs used for the irrigation of fresh produce. *Food Research International*, [S.l.], v. 75, p. 140–147, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2015.05.031>.

VILLANUEVA, M. V. et al. Ultrasound treatments improve the microbiological quality of water reservoirs used for the irrigation of fresh produce. *Food Research International*, [S.l.], v. 75, p. 140–147, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2015.05.031>.

WALSBY, A. Gas vacuoles and buoyancy in planktonic organisms. *Nature*, v. 370, p. 395-400, 1994.

Wang, h.; xu, c.; liu, y.; jeppesen, e.; svenning, j. C.; wu, j.; zhang, w.; zhou, t.; wang, p.; nangombe, s.; ma, j.; duan, d.; fang, j. & xi, p.; (2021) from unusual suspect to serialkiller: cyanotoxins boosted by climatechange may jeopardize megafauna. *The innovation* (2):1-2.

Werner, v.r. 2002. *Cyanophyceae/cyanobacteria no sistema de lagoas e lagunas da planície costeira do estado do rio grande do sul, brasil*. Tese de doutorado, universidade estadual paulista, rio claro.

Werner, v.r.; cabezudo, m.m.; silva, l.m. & neuhaus, e.b. 2015. Cyanobacteria from two subtropical water bodies in southernmost brazil, rio grande do sul, brazil. *Iheringia, sér. Botânica* 70(2):357-374.

WHITTON, B. A.; POTTS, M. *The Ecology of Cyanobacteria*. Dordrecht: Springer, 2000.

WILLIS, M. et al. Impact of harmful algal blooms on drinking water quality. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 188, p. 456-472, 2016.

WU, Q. et al. Ultrasonic techniques in algae control and their environmental implications. *Water Treatment Science*, v. 10, p. 135-141, 2011.

XIE, L. et al. Strategies for controlling cyanobacterial blooms in freshwater lakes. *Journal of Water Research*, v. 51, p. 198-215, 2016.

ZHANG, G. et al. Ultrasonic frequency effects on the removal of *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Environmental Science and Health*, v. 41, p. 1379-1390, 2006.

ZHANG, G. et al. Ultrasonically induced degradation of 2-methylisoborneol and geosmin. *Water Research*, [S.l.], v. 41, n. 1, p. 133–138, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.10.010>.

ZHANG, G. et al. Ultrasonically induced degradation of 2-methylisoborneol and geosmin. *Water Research*, [S.l.], v. 41, n. 1, p. 133–138, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.10.010>.

Zhang, g., zhang, p. & fan, m. (2009) ultrasound-enhanced coagulation for microcystis

LINHARES, S.; GEWANDSZNASDER, F. *Biologia*. Editora Ática, 2005. 560p.

Lund, J. W. G. (1965). *The ecology of the freshwater phytoplankton*. *Biological Reviews*, 40(2), 231-293.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. *Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais*. São Carlos: RiMa, 2006.

BROCK, T. D. “Lower pH Limit for the Existence of Blue-Green Algae.” *Science*, vol. 179, p. 480–483, 1972.

COSTA, I. A. S. et al. “Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms ...” *Brazilian Journal of Biology / Revista Brasileira de Biologia*, 2003

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.

PANOSSO, R.; COSTA I. A. S.; SOUZA, N. R.; ATTAYDE, J. R.; CUNHA, R. S. R.; GOMES, F. C. F. Cianobactérias e Cianotoxinas em Reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o Potencial Controle das Florações pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecol. Bras.*, 11 (3): 443-449, 2007.

SANT’ANNA, C. L. et al. Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras. Rio de Janeiro: Interciência; São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, 2006.

GRAHAM, L. E.; WILCOX, L. W. *Algae*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 2000.

JARDIM, Barbara 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. 113 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento Meio Ambiente e

Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

JARDIM, F. A.; JARDIM, B. F. M.; RESENDE, R. M. S.; LADEIA, M. M.; CERQUEIRA, D. A.; GIANI, A. Cyanobacteria blooms in waters of river intake areas in Minas Gerais Brazil, during the dry season of 2007 Contingency Plants. In: 9o. SIMPÓSIO ÍTALOBRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Florença, Itália. 2008.

AERL, H.W., HUISMAN, J. Blooms like it hot. *Science*, v. 320, p. 57-58, 2008.

PAERL H.W., XU H., MCCARTHY M.J., ZHU G.W., QIN B.Q., LI Y.P.; GARDNER W.S., Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. *Water Research* v. 45, n. 5, p. 1973-1983, 2011.

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

BOUVY, M., FALCÃO, D., MARINHO, M., PAGANO, M., MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, v.23, p. 13-27, 2000.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. Toxic cyanobacteria in water: a guide to public health consequences, monitoring and management. World Health Organization. London and New York, 416 p, 1999.

PLAAS, H. E.; PAERL, H. W. *Toxic cyanobacteria: a growing threat to water and air quality*. *Environmental Science & Technology*, v. 55, n. 1, p. 44–64, 2020.
paerllab.web.unc.edu+1

NABOUT, J. C. et al. “How many species of Cyanobacteria are there? Using a discovery curve to predict the species number.” [s.l.], 2013. (a estimativa “60.000 espécies” de cianobactérias aparece nessa análise)

HAIDER, S.; NAITHANI, V.; VISWANATHAN, P. N.; KAKKAR, P. Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern. *Chemosphere*, Oxford, v.52, n.1, p.01-21, 2003.

CARMICHAEL, W. W. *Cyanobacteria secondary metabolites — the cyanotoxins*. *Journal of Applied Bacteriology*, v. 72, n. 6, p. 445-459, 1992.

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

REYNOLDS, C.S. *The ecology of freshwater phytoplankton*. London: Cambridge

University Press. 1984. 384p. REYNOLDS, C.S.; WALSBY, A.E. Water blooms. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, v. 50, p. 437-481, 1975.

ARMICHAEL, W. W., Health effects of Toxin-Producing Cyanobacteria: "The CyanoHABs". *Human and Ecological Risk Assessment*, v. 7, n. 5, p. 1393-1407, 2001.

AZEVEDO, S. M. F. O.; BRANDÃO, C.C.S. Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano. FUNASA/MS, Brasília, Brasil, 56p, 2003

AZEVEDO, S. M. F. O. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil. *Toxicon*, v. 39, n. 5, p. 691–702, 2002.

BOUVY, M. et al. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) and associated cyanotoxins in 33 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 23, p. 13–27, 2000.

CARMICHAEL, W. W. et al. Human fatalities from cyanobacteria: Caruaru, Brazil. *Toxicon*, v. 39, n. 7, p. 973–980, 2001.

FIGUEIROA, N. C. et al. Detection of microcystin-producing cyanobacteria in Brazilian reservoirs via PCR amplification of the *mcyB* gene. *Brazilian Journal of Biology*, v. 74, n. 3, p. 575–582, 2014.

JORGENSEN, T. A. et al. Hepatic histopathology in patients affected by microcystins during hemodialysis. *Human & Experimental Toxicology*, v. 17, n. 3, p. 151–156, 1998.

BRONSTEIN, Caroline Augusta de Souza; MOSCHINI-CARLOS, Viviane. *Analysis of data on cyanobacteria and cyanotoxins in public supply reservoirs (São Paulo, Brazil)*. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, v. 53, n. 4, p. 410-423, 2024. DOI: 10.26881/oahs-2024.4.08. [Paradigm+2Paradigm+2](#)

MENESCAL, Maria Teresa Araujo Pinheiro; ALMEIDA, Edna dos Santos; SALES, Emerson Andrade; MÉJEAN, Annick; YÉPRÉMIAN, Claude. *Identification of cyanobacteria and its potential toxins in the Joanes I Reservoir, Bahia, Brazil*. *Toxins*, v. 15, n. 1, artigo 51, 2023. DOI: 10.3390/toxins15010051. [PMC](#)

FERREIRA, Evaldo de Melo; OLIVEIRA, Keila Castro. *Cyanotoxins removal from the water: a review*. *Monografias Ambientais*, v. (...), p. ..., 2024. DOI: 10.5902/2236130825786. [Periódicos UFSM](#)

MOSCHINI-CARLOS, Viviane; SÒRIA-PERPINYÀ, Xavier; VICENTE, Eduardo; SENDRA, Maria Dolores; ARAUJO, Micheline Kézia Cordeiro; OLIVEIRA, Maria do Carmo Bitencourt; ALMAGRO, Vinicius de Leles; POMPEO, Marcelo Luiz Martins. *High concentrations of cyanotoxins in reservoirs in the State of São Paulo (Brazil) may present a risk to public health*. *Fundamental and Applied Limnology*, 2024. DOI: 10.1127/fal/2024/1541. [Repositório da Produção USP](#)

NOVO, Bruna de Lemos; SILVA, Fernanda Arruda Nogueira Gomes da; BERTOLINO, Luiz Carlos; YOKOYAMA, Lidia. *Antibiotics in water bodies, cyanobacterial toxicity and*

odorous compounds release: a review. Water SA, v. 49, n. 4, p. 414-424, 2023. DOI: 10.17159/wsa/2023.v49.i4.4029. [scielo.org.za](https://doi.org/10.17159/wsa/2023.v49.i4.4029)

PANTELIĆ, D. et al. Cyanotoxins: Characteristics, production and degradation routes in drinking water treatment with reference to the situation in Serbia. *Chemosphere*, v. 91, n. 4, p. 421–441, abr. 2013.

CHIU, Y.-T. 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*, v. 14, n. 5, p. 547, maio 2017.

PAIXÃO, J.F.; ROCHA, J.C.S.; PINHEIRO, L.H.; GOMES, B.Z. Monitoramento da Qualidade das Águas das Bacias Hidrográficas do Estado da Bahia: Programa Monitora Instituto de Gestão das Águas e Clima - 1a ed. Salvador: INGÁ. il - Série Águas da Bahia, v.3, 166 p, 2009.

CUNHA, N. T. et al. Registro de toxinas paralisantes produzidas por *Cylindrospermopsis raciborskii* na região sul do Brasil. In: 2º Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental, Itajaí, Santa Catarina. Anais...Itajaí, CD-ROM. 2003.

POSSELT, H. S. & WEBER JR., W. J. (1972). Chemical Oxidation. In: WEBER JR., W. J. (editor). *Physicochemical Processes for Water Quality Control*. Wiley-Interscience.

MINISTÉRIO DA SAÚDE: Fundação Nacional de Saúde (2003). *Cianobactérias Tóxicas na Água Para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água Para Consumo Humano*. Brasília. 56 p.

MACEDO, J. A. B., ANDRADE, N.J. Formação de Trihalometanos em águas cloradas para abastecimento público e indústria de alimentos. In: 13º CONGRESSO NACIONAL DE LATICÍNIOS, Juiz de Fora, Anais... Juiz de Fora – MG: Centro de Pesquisa e Ensino Instituto Cândido Tostes, 1995. 324p. p.45-48, 1995

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](https://www.biblioteca.virtualem.saude.gov.br/MS+2simaecao.sc.gov.br+2)

EUROPEAN UNION. **Directive (EU) 2020/2184, de 16 de dezembro de 2020**, sobre a qualidade da água destinada ao consumo humano (Recast). *Official Journal of the European Union*, L 435, 23 dez. 2020. [EUR-Lex+1](https://eur-lex.europa.eu/eur-lex+1)

AUSTRALIA. National Health and Medical Research Council; NRMMC – Natural Resource Management Ministerial Council. **Australian Drinking Water Guidelines – Microcystins**. Disponível em: *NHMRC Guidelines*. Acesso em: 18 nov. 2025. [guidelines.nhmrc.gov.au](https://www.guidelines.nhmrc.gov.au)

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. 2. ed. Génova: WHO, 2021 (ou versão mais recente).

YUNES, J. S. **Ecotoxicologia em lagoas costeiras: florações de cianobactérias tóxicas na Laguna dos Patos**. In: ESTEVES, F. A.; LACERDA, L. D. (org.). *Ecologia de restingas e lagoas costeiras*. Macaé: NUPEM/UFRJ, 2002. p. 231–260

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management**. 2. ed. Genebra: World Health Organization, 2021.

PAERL, H. W.; OTTEN, T. G. **Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls**. *Microbial Ecology*, Nova Iorque, v. 65, n. 4, p. 995–1010, 2013.
DOI: <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA – AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WPCF – WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. New York: APHA, 2017. Método 5220 D.