

279 – EUTROFIZAÇÃO DE RESERVATÓRIOS: A UTILIZAÇÃO DA TECNOLOGIA DE ULTRASSOM NO COMBATE À FLORAÇÃO DE ALGAS

Walison de Carvalho⁽¹⁾

Licenciatura Plena em Química pela Universidade Camilo Castelo Branco. Especialista em Elaboração e Gerenciamento de Projetos para a Gestão Municipal de Recursos Hídricos pelo Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará. Técnico em Sistemas de Saneamento da Companhia de Saneamento Básico de São Paulo. Mestrando em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) pela Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho (UNESP/FEIS).

Liliane Lazzari Albertin⁽²⁾

Pós-doutorado em hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (USP). Doutorado em Ciências e Engenharia Ambiental pela Escola de Engenharia de São Carlos (USP). Professora do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho, campus Ilha Solteira (UNESP/FEIS).

Erica Aparecida Martins⁽³⁾

Bacharelado em Ciências Contábeis pela Instituição Toledo de Ensino. Pós-Graduação em Uso Estratégico das Tecnologias em Informação pela UNESP. Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Saneamento Básico pela Universidade Estácio de Sá. Coordenadora de Órgãos Públicos da Ebara Bombas Am. do Sul. Mestranda em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) pela Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho (UNESP/FEIS).

Renato Martins Gouvêa⁽⁴⁾

Bacharelado Interdisciplinar em Ciência e Tecnologia e Bacharelado em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Alenas (UNIFAL). Especialista em Direito Ambiental pelas Faculdades Metropolitanas Unidas. Analista do Executivo I – Engenheiro Ambiental – Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Três Pontas/MG. Mestrando em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) pela Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho (UNESP/FEIS).

Endereço⁽¹⁾: Av. Pirarucu, 3891 – Barueri - SP - Tel: (11) 94110-3091 – walisoncarvalho@sabesp.com.br

RESUMO

Este estudo discute o fenômeno das proliferações de algas, que são causadas devido ao enriquecimento de nutrientes nos sistemas aquáticos, resultando na diminuição dos níveis de oxigênio na água. A eutrofização causada por ações antrópicas, como o uso excessivo de fertilizantes na agricultura ou o lançamento de esgoto sem tratamento, é responsável por alterações significativas nas características do corpo hídrico. As florações não são um fenômeno novo e foram relatadas ao longo da história, algumas sendo tóxicas para o consumo humano. O artigo explora se a frequência e a intensidade dessas florações estão aumentando e as causas potenciais, incluindo eutrofização, introdução de espécies exóticas nocivas, variabilidade climática e desenvolvimentos na aquicultura. As consequências da proliferação de algas incluem o esgotamento do oxigênio dissolvido, a morte de organismos aeróbicos, a perda da qualidade cênica do ambiente e o aumento dos custos de tratamento de água. Contando com uma revisão integrativa sobre eutrofização, o estudo utiliza uma metodologia baseada nas cinco etapas propostas por Oliveira et al. (2020): identificação do problema, pesquisa na literatura, avaliação dos dados, análise dos dados e apresentação dos resultados. Foi realizada busca sistemática nos portais Elsevier, SciELO e Web of Science, utilizando os termos eutrofização, estado trófico e lântico, bem como busca booleana com os termos controle e ultrassom para delimitar os resultados. Os resultados e discussão enfocam a história da eutrofização, a importância de mitigar e controlar o processo, a avaliação do uso da terra e o impacto das atividades antrópicas na eutrofização. O artigo também destaca o uso de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento para monitorar o uso da terra e o acúmulo de fósforo no sedimento, que pode retornar à coluna d'água e impactar a qualidade da água. Dispondo-se do efeito do tratamento com ultrassom no crescimento de algas de diferentes formas morfológicas, conclui que a quebra das estruturas dos filamentos pode ser o principal mecanismo de redução do crescimento de algas em algumas espécies. Ao que tudo indica, as espécies filamentosas, com área de superfície maior, são mais suscetíveis a este tipo de tratamento do que espécies não filamentosas e unicelulares/coloniais. Portanto, a forma morfológica das espécies de algas pode ser um fator importante para o sucesso do tratamento, em vez de uma classificação biológica tradicional.

PALAVRAS-CHAVE: Proliferação de algas, eutrofização, tratamento ultrassônico, estratégia verde de remediação.

INTRODUÇÃO

Os ambientes aquáticos estão sujeitos a uma série de perturbações ocasionadas por ações antrópicas, como o uso demasiado de fertilizantes na agricultura ou o lançamento de esgoto *in natura*, e que são responsáveis por alterações expressivas nas características do corpo hídrico, acarretando a mudança no seu estado trófico (DI BERNARDO; MINILLO; DANTAS, 2010). A eutrofização (Figura 1) pode ser definida como um crescimento acelerado de algas causado pelo enriquecimento de nutrientes em um sistema aquático (Von SPERLING, 2017), especialmente nitrogênio, na forma de nitratos (NO_3^-), e fósforo, na forma de fosfatos (PO_4^{3-}); que resulta em diminuição dos níveis de oxigênio no corpo hídrico por meio de intensa atividade bacteriana (NIXON; 2009). Nas últimas décadas, a eutrofização tornou-se um problema significativo para os corpos d'água superficiais em todo o mundo (HILTON et al., 2006; ROMERO et al., 2013; SMITH; SCHINDLER, 2009).

Os floramentos de algas não são um fenômeno novo, pelo contrário, têm sido relatados desde tempos históricos. De acordo com Hallegraeff et al. (2021), arquivos japoneses relataram águas costeiras vermelhas (*akashiwo*) no ano 731, supostamente pelo dinoflagelado *Noctiluca scintillans*. Exploradores espanhóis nos anos 1500 descreveram 'água vermelha', presumivelmente devido ao dinoflagelado *Karenia brevis* do Golfo do México (STEIDINGER, 2009); em 1774, o capitão Cook e sua tripulação sofreram de sintomas de envenenamento por Ciguatera após o consumo de frutos do mar, devido à presença de espécies do dinoflagelado *Gambierdiscus* (HALLEGRAEFF et al. 2021). Vários outros fenômenos de floração, como Intoxicação Diarreica por Mariscos (do gênero dinoflagelado *Dinophysis* e algumas espécies *Prorocentrum*), Intoxicação Amnésica por Mariscos (de algumas espécies da diatomácea *Pseudo-nitzschia*) e Intoxicação por *Azaspiracid Shellfish* (dos dinoflagelados *Azadinium* e *Amphidoma*) só recentemente foram reconhecidos e desencadearam programas de monitoramento para espécies de floração de algas e toxinas associadas em todo o mundo.



Figura 1: Floração de *Nodularia spumigena* na Baía de Farmington, Utah (EUA). Fonte: Wurtsbaugh et al. (2019).

Uma das perguntas mais frequentes sobre as florações é se elas estão aumentando e se expandindo e, em caso afirmativo, quais são os mecanismos por trás das tendências observadas (PITCHER, LOUW, 2021; CHINAIN et al., 2021; MCKENZIE et al., 2021). A eutrofização, a introdução de espécies exóticas nocivas mediadas pelo homem e pelo clima, a variabilidade climática e os desenvolvimentos da aquicultura foram apresentados como causas de uma possível expansão e intensificação das florações. Também é evidente que o aumento da frequência de monitoramento, conhecimento científico e comunicação, juntamente com novos métodos de identificação e quantificação de células e toxinas, levaram a uma detecção mais eficaz de florações e impactos que não são novos, mas que antes passavam despercebidos ou eram subestimados (SUNESSEN et al., 2021). Enquanto alguns pesquisadores se referiram a um aparente aumento global, impulsionado por uma maior conscientização; ou questionaram a falta de evidências para o aumento das florações, outros aludiram a uma epidemia global, enfatizando a eutrofização como o principal impulsionador. Da mesma forma, o relatório de avaliação do Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas de 2019, referindo-se às florações marinhas e de água doce, concluiu que a ocorrência de florações, sua toxicidade e risco em sistemas naturais e humanos devem continuar a aumentar com o aquecimento e aumento de CO_2 no século XXI (PÖRTNER et al., 2019).

Com o aumento do número de células de algas, o aporte de nutrientes no sistema pode estimular a decomposição da matéria orgânica e a depleção do oxigênio dissolvido, podendo provocar morte de organismos aeróbios, perda da

qualidade cênica do ambiente e aumento nos custos do tratamento de água, caso seja um reservatório para abastecimento humano (LIBÂNIO, 2010; PAERL; OTTEN, 2013). Em alguns casos de florações, pode ser observado a dominância de cianobactérias, as quais são microrganismos que potencialmente podem produzir toxinas e ter efeitos diretos sobre a saúde humana, provocando danos ao fígado, lesões na pele, diarreias, tontura, náuseas, taquicardia e até mesmo levar à morte (DITT-MANN; WIEGAND, 2006; HUSZAR et al., 2000; TUYET et al., 2019).

Independentemente de como as florações respondem às mudanças climáticas, os cientistas que estudam este fenômeno, os gestores e a população estão preocupados com as florações por causa dos danos que causam aos ecossistemas aquáticos e seus habitantes, incluindo os humanos (GLOBER, 2020). Por mais de uma década, os cientistas também expressaram crescente preocupação com os efeitos negativos dos processos de mudança climática na vida aquática (DONEY et al., 2012). Espera-se que as temperaturas em alguns ecossistemas atinjam níveis que causem estresse fisiológico significativo aos organismos aquáticos, ao mesmo tempo, os níveis de oxigênio dissolvido no oceano têm diminuído desde meados do século XX, e espera-se que essa tendência continue ao longo deste século, pois as águas mais quentes reterão menos oxigênio dissolvido (BREITBURG et al., 2018).

Em um ambiente lântico e em estágio avançado de eutrofização, a capacidade de recuperação dos índices tróficos não ocorrerá apenas com a resiliência do próprio sistema, por isso, o controle de nutrientes no meio hídrico é de grande importância para a manutenção da qualidade e biodiversidade do ambiente lacustre (PINTO, 2020). Dentro desta temática, por estar em menor disponibilidade para a demanda algal em muitos ecossistemas aquáticos e pela possibilidade de ser diminuído as concentrações limitantes mais facilmente que outros nutrientes, o fósforo tem sido foco para controle da eutrofização (BEAULIEU et al., 2019; Von SPERLING, 2017). Outro fator para o controle da eutrofização, é a supressão de nitrogênio, porém, este controle é mais complexo, em decorrência da capacidade de fixação de nitrogênio atmosférico por algumas espécies de cianobactérias (BAKER; WILSON; SCOTT, 2018). Diante do acima exposto, este trabalho tem como objetivo realizar uma revisão bibliográfica sobre a eutrofização, apresentando as consequências da alteração do estado trófico em um corpo hídrico, bem como a utilização da tecnologia ultrassônica no combate às florações.

METODOLOGIA

A metodologia utilizada para a realização desta revisão integrativa seguiu o formato proposto por Oliveira et al. (2020) que recomendam a utilização de cinco etapas as quais incluem: identificação do problema, busca na literatura, avaliação dos dados, análise dos dados e apresentação dos resultados. Para alcançar o objetivo proposto, foi realizado uma busca sistemática nos portais Elsevier, SciELO e *Web of Science*. Os termos utilizados na busca foram: eutrofização, estado trófico e lântico. Para delimitar os resultados, foi utilizado a busca booleana com os termos *and* e *or* para os descritores adicionais: controle e ultrassom.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Segundo Wurtsbaugh et al. (2019), a palavra eutrofização deriva do grego eutrofos, que significa bem nutrido, sendo utilizado pela primeira vez pelos limnologistas europeus August Thienemann em 1918 e Einar Nauman em 1919, para indicar concentrações crescentes de fitoplâncton em lagos. Os primeiros relatos de eutrofização foram do Lago Zurique, na Suíça, no final de 1800, quando os cientistas detectaram a proliferação de novas espécies de cianobactérias e, posteriormente, a depreciação do oxigênio dissolvido em camadas mais inferiores das águas, causando o desaparecimento de trutas e outras espécies de peixes e o surgimento de percas, que eram mais tolerantes à baixa concentração de oxigênio dissolvido (HUANG et al., 2020). Nas décadas de 1950 e 1960, foram realizados projetos de redução do lançamento de esgoto, já na década de 1970 iniciou-se o processo de recuperação do Lago Zurique. Isto demonstra que a primeira etapa de mitigação e controle do processo de eutrofização está relacionada à redução das cargas de nitrogênio e fósforo e, neste sentido, conhecer o uso e ocupação do solo no entorno do reservatório pode ser um fator crucial na tomada de decisão. Além disso, medidas podem ser aplicadas para minimizar o carreamento destes nutrientes (DI BERNARDO; MI-NILLO; DANTAS, 2010; Von SPERLING, 2017).

Na avaliação do uso e ocupação do solo, o uso de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento são reconhecidas como uma excelente opção de monitoramento (LIU et al., 2007). Entre as técnicas, a classificação de forma automática ou semiautomática, por geoprocessamento, através do uso e estudo de imagens de satélites, se configuram como uma das mais reconhecidas e eficazes (MOURI, 2015). A descarga de águas residuais, a agricultura e outras atividades antropogênicas geralmente superam os processos naturais e aumentam substancialmente as concentrações de NO_3^- e PO_4^{3-} (MOSS et al., 2013). De acordo com o *United States Geological Survey* (USGS), a produção de fósforo aumentou mais de 18 vezes desde 1940 (USGS, 2014), e a de nitrogênio mais de seis vezes (MILLENIUM ECOSYS-TEM ASSESSMENT, 2005). Como uma parcela

destes nutrientes inevitavelmente entra no ambiente aquático, o fluxo anual de nitrogênio descarregado nos oceanos quase dobrou e o de fósforo triplicou (WURTSBAUGH et al., 2019).

Em muitos casos, ecossistemas aquáticos eutrofizados respondem bem às reduções de cargas externas, porém, em alguns ambientes, pode haver um atraso ou até ineficácia na recuperação da qualidade da água (SHAR-PLYE et al., 2013). Uma das razões para isso é o acúmulo de fósforo no sedimento, que pode retornar para a coluna d'água. Dessa forma, uma redução significativa nas cargas externas, apesar de essencial, não é suficiente em alguns sistemas (DI BERNARDO; MI-NILLO; DANTAS, 2010). De acordo com Von Sperling (2010), a eutrofização pode causar diversos efeitos negativos ao corpo hídrico e à população, podendo ser citados o problema estético e recreacional, decorrente do crescimento excessivo da vegetação, eventuais maus odores e proliferação de mosquitos e insetos. Com o bloqueio da luz solar pelas florações na superfície, o corpo hídrico pode apresentar condições anaeróbicas em determinadas profundidades, causando a anaerobiose. Outro fator preocupante é a elevação do pH do corpo hídrico pela elevação da fotossíntese. Neste caso, a amônia que se apresenta na sua forma ionizada (NH_4^+) é oxidada a NH_3 , a qual é tóxica para a vida marinha.

Outra consequência da eutrofização consiste na floração de algas produtoras de toxinas, como algumas cianobactérias e dinoflagelados (LEWIS et al., 2011). Estas toxinas podem tornar as águas inseguras e até imprópria para consumo, irrigação e fins recreativos (KOREIVIENE et al. 2014). Segundo Di Bernardo, Minillo e Dantas (2010), as cianotoxinas estão presentes em todos os produtos do metabolismo secundário das cianobactérias e constituem um grupo quimicamente heterogêneo e com propriedades toxicológicas diversas. A sua presença no meio ambiente pode persistir desde poucos dias a várias semanas, dependendo das condições específicas do meio, sendo os principais o pH e a temperatura da água (TUYET et al., 2019; WURTSBAUGH et al., 2019). As cianotoxinas podem ser divididas em diferentes categorias, se for considerado as estruturas químicas, elas são classificadas como peptídeos cíclicos, alcaloides e lipopolissacarídeos, já toxicologicamente podem ser classificadas como hepatotoxinas, neurotoxinas e dermatotoxinas (SONOBE et al., 2019).

Algumas toxinas decorrentes de florações podem prejudicar tanto os seres humanos como outros animais. Embora o envenenamento por cianotoxinas seja raro, há casos de rebanhos mortos em decorrência destas toxinas (SCHNEIDER et al., 2015; STEWART et al, 2008a). Foram observados também a mortalidade de aves devido a cianotoxinas (ALONSO-ANDI-COBERRY et al., 2002; STEWART et al., 2008b). As hepatotoxinas ocorrem em uma variedade de espécies de cianobactérias, mais notavelmente no gênero *Microcystis spp.* que em 2007 causaram a proibição de captação da água no Lago Taihu na China, interrompendo o abastecimento de água para aproximadamente 10 milhões de habitantes na Bacia de Taihu (PAERL et al., 2011). Em 2014, as florações no Lago Erie também levaram à interrupção do abastecimento de água potável para 650.000 habitantes da região metropolitana de Toledo, Ohio (HO; MICHALAK, 2015). No Brasil em 1996, cianotoxinas mataram 76 pessoas, devido à falha no sistema de filtragem de uma clínica de diálise (MULLER et al., 2018). Um estudo recente também detectou uma correlação significativa entre cianotoxinas e mortes por doenças relacionadas ao fígado nos EUA (ZHANG et al., 2015). Estudos demonstram que, atualmente, não há como prever quando uma proliferação de algas será prejudicial, porque nem todas as espécies presentes em florações produzem toxinas em todas as condições (Tabela 1). A intensidade da luz, os macronutrientes, os micronutrientes e a temperatura podem influenciar a produção de toxinas, mas o entendimento definitivo dos reguladores ambientais ainda é um campo de investigação em andamento (GLI-BERT, 2017; WURTSBAUGH et al., 2019; TU-YET et al., 2019).

Tabela 1: Principais toxinas produzidas por florações de algas

Toxina	Espécie produtora	Estrutura	Efeitos a saúde	LD ₅₀ (µg/kg)
Irritante dérmico	<i>Lyngbya, Dolichospermum (Anabaena), Aphanizome-nosn, Nodularia, Oscillatoria, Gloetrichia</i>	Variada	Reação alérgica por contato dérmico	Não letal
Microcistina	<i>Microcystis spp.</i>	Heptapeptídios monocíclicos	Inibição de fosfatases proteicas; hemorragia no fígado promoção de tumores	50
Nodularina	<i>Nodularia ssp.</i>	Petapeptídeo cíclico	Inibição de fosfatases de proteínas; tumores hepáticos	50
Ciguatoxina	<i>Gambierdiscus toxicus</i>	Éter policíclico	Doença neurológica, gastrointestinal, neurológico e cardiovascular	0,25

Ácido domóico	<i>Pseudo-nitzschia spp.</i>	Ácido domóico	Intoxicação, perda de memória, danos cerebrais e morte em casos graves	3,6
Saxitoxinas	Diversos dinoflagelados e cianobactérias	Trialkiltetrahidropurina	Neurotoxina. Bloqueio dos canais de sódio e cálcio em neurônios; paralisia muscular respiratória	10-200
Cilindrospermopsina	<i>Cilindrospermopsis</i> , <i>Aphanizomenon spp.</i> ; <i>Dolichospermum</i> , <i>Lyngbya sp</i>	Alcalóide derivado	Efeitos citotóxicos, hemotóxicos e neurotóxicos. Danos ao fígado, rins, timo e coração	200
Anatoxina-a	<i>Dolichospermum</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Cilindrospermum</i>	Alcalóide	Bloqueia a despolarização pós-sináptica	250
Anatoxina-a(s)	<i>Dolichospermum</i> , <i>Aphanizomenon</i>	Organofosfato	Inibidor irreversível da acetilcolinesterase	40

Observações: Existem muitas cepas de cianobactérias que produzem isoformas que variam em sua toxicidade sendo listadas a LD50 das formas mais comuns.

Fonte: Adaptado da Organização Mundial da Saúde (2003) e Pearson et al (2010).

Em geral, a elevação da temperatura e a disponibilidade de nutrientes associados à baixa turbulência do meio lântico tendem a estimular a proliferação de cianobactérias (SINGKRAN et al., 2017). Formas reduzidas de nitrogênio, como amônio e ureia, podem favorecer dinoflagelados e cianobactérias não fixadoras de nitrogênio, por exemplo, *Microcystis* spp. e *Planktothrix agardhii*, enquanto a forma oxidada dominante, nitrato, pode favorecer diatomáceas e algas (GLIBERT et al., 2016; NEWELL et al., 2019). Altas cargas de nutrientes de qualquer forma podem promover a produção de matéria orgânica, e a subsequente decomposição e liberação de amônio nos sedimentos, servindo de nutriente para a floração nos próximos anos, como no caso das *Microcystis* spp. que não fixam o nitrogênio (NEWELL et al., 2019).

Além das cianotoxinas produzidas naturalmente pelas cianobactérias, estudos apontam que uma parcela desta classe fitoplantônica é produtora em potencial de um aminoácido neurotóxico, o β -N-metil-amino-L-alanina (BMAA) (LANCE et al., 2018). O BMAA tem sido sugerido como agente causador da doença neurodegenerativa esclerose lateral amiotrófica, que ocorreu em alta incidência no Ilha de Guam, no Pacífico Sul, durante a década de 1950 (HUANG et al., 2020).

Estudos mais recentes usando métodos analíticos específicos relatam a ausência de BMAA em algumas culturas laboratoriais de cianobactérias (FAASSEN et al., 2016; REVEILLON et al., 2014). A produção de BMAA por algumas cepas de cianobactérias, no entanto, foi confirmada utilizando métodos específicos (BERNTZON et al., 2013; JIANG et al., 2013; SPACIL et al., 2010), mas em concentrações mais baixas em comparação com as relatadas em estudos anteriores (COX et al., 2005; FOX et al., 2003). Lance et al (2018), explicam que fatores ambientais podem influenciar a produção de BMAA, mas estes fenômenos são pouco compreendidos, exceto pela concentração de nitrogênio no meio que pode modificar a biossíntese de BMAA, mas não para todas as espécies (REVEILLON et al., 2015). Além disso, estudos recentes mostraram que, além das cianobactérias, algumas diatomáceas e dinoflagelados também produzem BMAA (REVEILLON et al., 2015. REVEILLON et al., 2016).

Índice de Estado Trófico (IET)

O Índice do Estado Trófico (IET) de Carlson (1977) e modificado por Toledo (1983) é um dos índices que tem por finalidade classificar corpos hídricos em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas (CETESB, 2013; DI BERNARDO; MINILLO; DANTAS, 2010). Existem diferentes metodologias para a determinação do grau de trofia em ambientes lântico ou lóticos, baseando-se principalmente nas concentrações de nitrogênio, fósforo e clorofila- α (GALVEZ-CLOUTIER; SAN-CHEZ, 2007; SILVA et al 2018).

Os resultados correspondentes ao fósforo, IETP, devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. A parte correspondente à clorofila-

α , IETCL, por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento do fitoplâncton devido ao enriquecimento de nutrientes (LIBÂNIO, 2016) (Tabelas 2).

Tabela 2: Classificação do Estado Trófico para rios segundo Índice de Carlson Modificado para rios e reservatórios

Categoria	Ponderação		$P_{total-P}$ ($\mu\text{g/L}$)		Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	
	Reservatórios	Rios	Reservatórios	Rios	Reservatórios	Rios
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$IET \leq 47$	$P \leq 8$	$P \leq 13$	$CL \leq 1,17$	$CL \leq 0,74$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$47 < IET \leq 52$	$8 < P \leq 19$	$13 < P \leq 35$	$1,17 < CL \leq 3,24$	$0,74 < CL \leq 1,31$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$52 < IET \leq 59$	$19 < P \leq 52$	$35 < P \leq 137$	$3,24 < CL \leq 11,03$	$1,31 < CL \leq 2,96$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$59 < IET \leq 63$	$52 < P \leq 120$	$137 < P \leq 296$	$11,03 < CL \leq 30,55$	$2,96 < CL \leq 4,70$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$63 < IET \leq 67$	$120 < P \leq 233$	$296 < P \leq 640$	$30,55 < CL \leq 69,05$	$4,70 < CL \leq 7,46$
Hipereutrófico	$IET \geq 67$	$IET \geq 67$	$P > 233$	$P > 640$	$CL > 69,05$	$CL > 7,46$

Fonte: <https://www.cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/04.pdf>

A utilização do ultrassom no controle de florações

Vários processos físicos, químicos e biológicos têm sido desenvolvidos e empregados para remover e controlar a floração de algas em reservatórios. Estes incluem algicidas, como o sulfato de cobre, agentes de capeamento de sedimentos como o cloreto de cálcio (JANCULA et al., 2014), *wetlands* (RAJASEKHAR et al., 2012) e biomanipulação com *Daphnia similis* (BOYAN et al., 2013). Dentre estas técnicas, o ultrassom tem atraído atenção recente por sua operação simples e fácil com baixo impacto nos ecossistemas e no meio ambiente (PARK et al., 2017). O ultrassom é a parte do espectro de ondas sonoras que varia de 20 KHz a 10 MHz. Na química, as ondas ultrassônicas são utilizadas para acelerar reações e processos físico-químicos, sendo produzidas por vibrações de piezoelectricidade e magnetostrição. Com base no efeito da piezoelectricidade, a matéria cristalina é alterada mecanicamente, formando as ondas ultrassônicas (AHN et al., 2003; ASAKURA et al., 2005; AUZAY; NAFFRECHOUX, 2010).

A onda ultrassônica reduz o crescimento de algas por destruição funcional das paredes celulares (RAJASEKHAR et al., 2012; PURCEL et al., 2013). Isso é possível porque as ondas ultrassônicas na água podem gerar bolhas de cavitação que colapsam os vacúolos de gás em cianobactérias e causam a inibição da fotossíntese por sedimentação, destruição da membrana celular e produção de espécies de radicais livres, que são criados a partir da decomposição do vapor de água dentro das bolhas colapsadas (RO-DRIGUEZ-MOLARES et al., 2014; SCHNEIDER et al., 2015; WU et al., 2012). Segundo Huang et al. (2020), diversos estudos provaram que o pré-tratamento com oxidantes, como cloro, dióxido de cloro, ozônio ou permanganato, pode controlar o crescimento de florações, não obstante, alguns oxidantes estimulam a liberação de microcistinas pela lise da parede celular das algas, ou então, podem acelerar a formação de subprodutos de desinfecção (LIANG et al., 2009; SHEN et al., 2011). Alguns estudos mostraram que a irradiação ultrassônica pode quebrar vesículas de gás em células de algas devido a efeitos cavitacionais, interrompendo a parede celular e a membrana, cessando a atividade fotossintética e inibindo a divisão e o ciclo celular, controlando assim o crescimento da floração (PARK et al., 2017).

Song et al. (2005) demonstraram que a irradiação ultrassônica a 640 kHz leva à rápida degradação da microcistina-LR (MC-LR), e a análise da atividade de inibição da proteína fosfatase dos produtos da reação indicaram que os subprodutos da degradação ultrassônica de MC-LR não exibiram nenhuma atividade biológica mensurável, demonstrando que a irradiação ultrassônica pode ser um método eficaz e prático para a desintoxicação de microcistinas da água potável. Porém, conforme argumentam Rajasekhar et al. (2012a), a literatura parece sugerir que existem fatores-chave que devem ser considerados quando se trata de selecionar parâmetros ultrassônicos, como o consumo de energia, a distância efetiva de atuação e a subsequente liberação de microcistina. Já Park et al. (2017), inferem que o controle ultrassônico de algas é dependente de três parâmetros operacionais: a frequência, a intensidade e a duração da exposição. Tang et al. (2004) e Rajasekhar et al. (2012b) ainda incluem a densidade de algas como um importante parâmetro a ser considerado no controle ultrassônico.

Estudos sugerem que para diferentes espécies de algas existe a necessidade de distintas frequências de operação para maximizar a inibição da floração (PURCELL et al., 2013; SCHNEIDER et al., 2015). A Tabela 4 e a Figura 2 apresentam estudos de laboratório e de campo sobre o efeito da aplicação do ultrassom em algumas espécies de algas. As frequências utilizadas nos estudos foram principalmente na faixa de 20-1144 kHz. Enquanto os testes de laboratório usaram a ampla faixa de frequências, todos os testes de campo usaram frequências menores que 50 kHz, que podem ser consideradas relativamente baixas.

Para uma cianobactéria, uma longa duração de exposição levará a uma maior exposição aos efeitos de cavitação e eventualmente à lise celular, o que pode não ser desejável, pois pode levar à liberação de toxinas, como microcistina no caso da *Microcystis aeruginosa* (RAJASEKHAR et al., 2012). Porém, ao ser empregado o ultrassom em baixa frequência, baixa densidade e curta duração para o tratamento dos corpos hídricos contendo algas, pode ocorrer a auto recuperação das vesículas de gás colapsadas (HOWARD et al., 2014), consequentemente, múltiplos tratamentos são necessários para evitar a recuperação de vesículas de gás (HUANG et al., 2020).

Tabela 3 - Estudos da aplicação de ultrassom no controle e remoção de florações de algas.

Autores	Espécie alvo	Frequência	Duração	Resultados
Purcell et al. (2013)	Cianobactérias e diatomáceas	28 - 50 kHz	5 meses	Sem efeitos significativos.
Purcell et al. (2016)	<i>M. aeruginosa</i> <i>Scenedesmus subspicatus</i>	20-1144 kHz (20, 582, 862 e 1144 kHz)	5-500 s	Taxas de remoção de células < 20%. Espécie não suscetível. Possível controle de crescimento da floração.
	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>			48-93% de remoção de células à medida que a frequência aumenta.
	<i>Melosira sp.</i>			83% de remoção de células na frequência mais baixa (20 kHz) e 19 kWh m ³ .
Rodriguez-Molares (2014)	<i>M. aeruginosa</i>	21,55 kHz	10 min	Recuperação observada de vesículas de gás colapsadas dentro de 24 horas de tratamento.
Schneider et al. (2015)	<i>Aphanizomenon</i>	N/A	7 meses	90% de redução de algas com base no número de células após mais de uma semana de tratamento.
Huang et al. (2020)	<i>M. aeruginosa</i>	20-90 kHz	0,5- 10 min	A frequência, densidade e duração da irradiação ultrassônica afetaram a eficácia da remoção de algas.
Hu et al. (2012)	<i>M. aeruginosa</i>	Baixa 20,580 Alta 1146 kHz	5,10,20 e 30 min	Em baixas frequências, mas altas potências (20 kHz), a cavitação acústica leva principalmente a efeitos mecânicos, ou seja, altas forças de cisalhamento geradas podem levar à ruptura direta das células. Em frequências ultrassônicas baixas, menos radicais são produzidos do que em frequências mais altas e, portanto, os danos químicos às células são pequenos. Em altas frequências (580 kHz) com potências médias, a energia de colapso da cavitação é menor do que em baixas frequências, levando a menos danos mecânicos diretos por forças de cisalhamento.
Hu e Mason (2017)	<i>M. aeruginosa</i>	16 e 20 kHz	10 min	Uma inativação de 60% foi obtida em 1 L água com <i>M. aeruginosa</i> em suspensão, através da cavitação acústica gerada por um reator de dupla frequência operando a 60% de potência.
Huang et al. (2021)	<i>M. aeruginosa</i>	470 e 780 kHz	0,5, 5, 15 e 30 min por sete dias	Embora o ultrassom possa levar à inibição efetiva do crescimento de <i>M. aeruginosa</i> ao longo de 7 dias de cultivo após sonicação por vários minutos, as taxas de remoção no dia 7 podem atingir até 77,6%, 61,2% e 65,9%, respectivamente, para os tratamentos de 470 e 780 kHz a 0,059 W/mL por 30 minutos. A sonicação de alta frequência a 470 e 780 kHz levou a uma evidente redução da toxicidade aguda em comparação com a sonicação de baixa frequência a 29,4 kHz, destacando a aplicabilidade do ultrassom de alta frequência para uso como uma estratégia preventiva de controle de algas. Considerando a inevitável atenuação da propagação ultrassônica na água, são necessários mais estudos para melhorar a eficiência da conversão eletroacústica dos transdutores para economizar energia.

Rajasekhar et al. (2012) e Zhang et al. (2006) examinaram a influência de diferentes parâmetros de irradiação ultrassônica durante a remoção de florações, no entanto, eles se concentraram apenas nos efeitos dos fatores ultrassônicos na remoção de algas em experimentos únicos de tratamento, tentando obter a melhor combinação de parâmetros, não estudando o efeito contínuo de múltiplos tratamentos ultrassônicos na remoção de algas. Estudos anteriores mostraram uma tendência de frequências e densidades mais altas serem mais eficazes para inibir cianobactérias do que frequências e densidades mais baixas (HAO et al., 2004; JOYCE; WU; MASON, 2010). Porém, o ultrassom de frequência mais alta diminui mais rapidamente com a distância, e densidades mais altas consomem mais energia e são menos econômicas (KANAL et al., 2007).

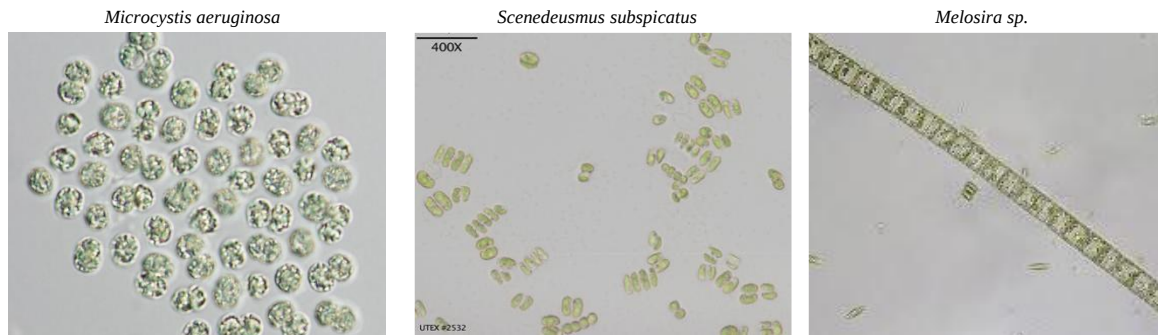


Figura 2: Principais espécies de algas estudadas no controle de floração por ultrassom. Fonte: <https://www.usgs.gov/mission-areas/ecosystems>

Os trabalhos de Hao et al. (2004) e Ma et al. (2005) investigaram o efeito de altas frequências na ruptura das células das cianobactérias, porém, foi verificado que não houve resultados distinguíveis do uso de frequências excessivamente altas no controle de algas. Ao avaliar os efeitos das frequências, muitas vezes há um desacordo com os resultados da aplicação da técnica de ultrassom em testes de laboratório e aplicações de campo. Enquanto os testes em escala laboratorial mostraram claramente o efeito benéfico do ultrassom na remoção de algas sob ambiente controlado, os dados de campo eram inconsistentes devido a diferentes condições de campo, por exemplo, área de superfície, fluxo e profundidade.

Purcell et al. (2013) investigaram o efeito do ultrassom em quatro espécies diferentes de algas em escala laboratorial. Para duas espécies não filamentosas, a *M. aeruginosa* e a *Scenedesmus sub.*, a eficiência de remoção foi inferior a 20% nas frequências de 20 a 1144 kHz e intensidades de 0,19 a 133 kWh m³. Todavia, *Aphanizomenon flosaquae* e a *Melosira sp.* apresentaram efeitos significativos do tratamento com ultrassom com eficiência de remoção de 99% em 862 kHz e 133 kWh m³ e 83% em 20 kHz e 19 kWh m³, respectivamente.

No estudo de Huang et al. (2020), as taxas de remoção em densidades ultrassônicas de 0,0005, 0,0025, 0,015, 0,05 e 0,1 W/mL foram de 40,6%, 58,0%, 81,2%, 92,0% e 92,8%, 48h após a irradiação ultrassônica, respectivamente, quando todos os outros fatores foram mantidos constantes. A taxa de remoção aumentou com o aumento da densidade de radiação nesta faixa. Para densidades de radiação ultrassônica > 0,015 W/mL, as taxas de remoção de algas foram > 80%; nesses casos, as densidades de radiação ultrassônica foram maiores que o limiar de cavitação, e a remoção de algas foi principalmente devido à cavitação gerada por ultrassom (Figura 2). Os autores inferiram que a radiação ultrassônica de baixa densidade, ou seja, abaixo do limiar de cavitação, atinge o controle de algas principalmente por meio de impactos mecânicos na água. A taxa de remoção de algas é relativamente baixa e os danos às células de algas podem ser reparados, porém, a radiação ultrassônica de alta densidade atinge uma maior taxa de remoção de algas devido ao efeito combinado de cavitação e agitação mecânica, sendo a cavitação predominante. Os danos causados às algas pela radiação ultrassônica de alta densidade são permanentes e não podem ser reparados, embora o ultrassom de menor densidade consuma menos energia, é necessário aumentar a taxa de remoção de algas e evitar que as células de algas se autorreparem; isso pode ser alcançado por vários ciclos de tratamento.

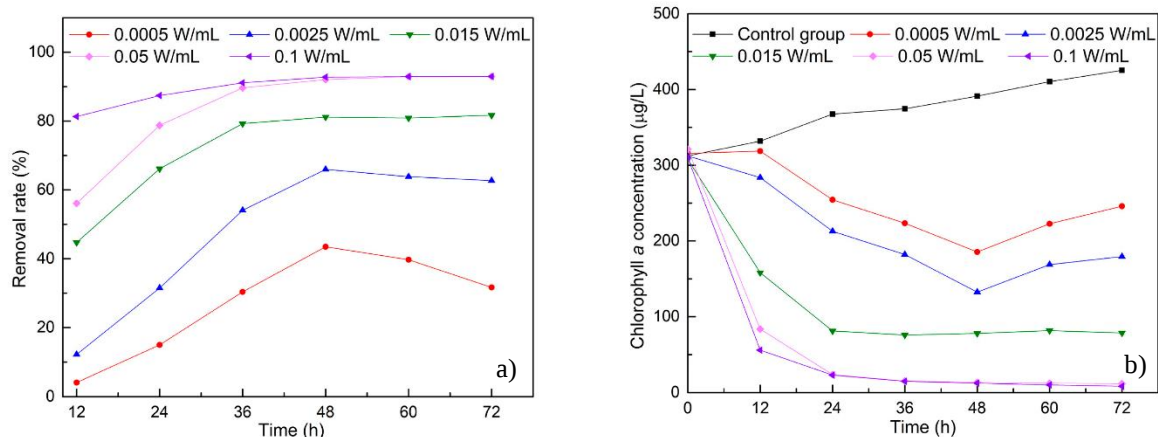


Figura 3: (a) Taxas de remoção de algas e (b) concentrações de clorofila a após tratamento em diferentes densidades ultrassônicas. Fonte: Huang et al. (2020).

Os resultados mostraram que a quebra das estruturas dos filamentos pode ser o principal mecanismo de redução do crescimento de algas nessas duas espécies. Deste modo, os autores inferiram que espécies filamentosas as quais possuem uma área de superfície maior, parecem ser mais suscetíveis a este tipo de tratamento quando comparado a espécies não filamentosas e unicelulares/coloniais. Isso indica que as formas morfológicas das espécies de algas podem ser um fator que contribui para o sucesso do tratamento, em vez de uma classificação biológica tradicional de espécies de algas.

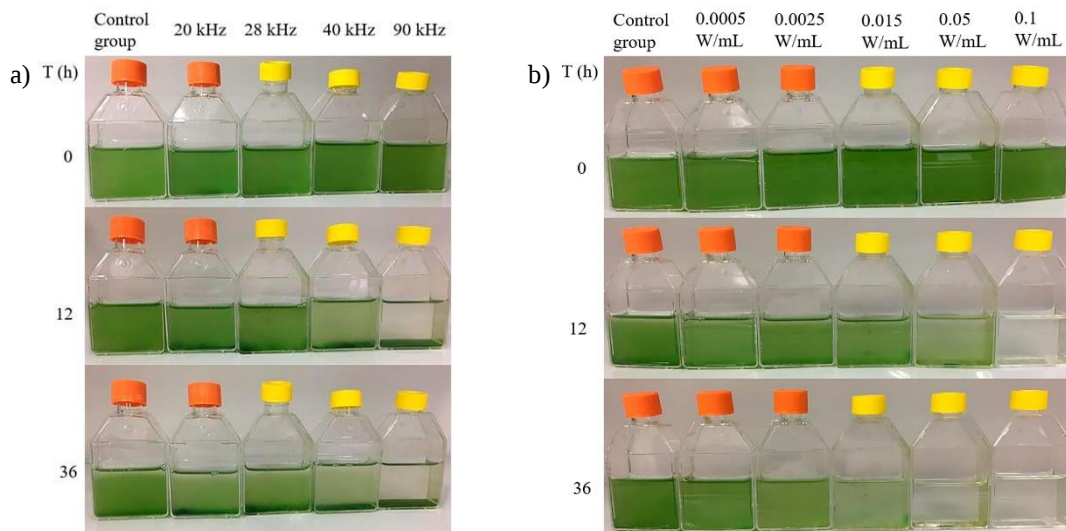


Figura 4. (a) Crescimento de *M. aeruginosa* após tratamento por 5 min em diferentes frequências ultrassônicas. (b) Crescimento de *M. aeruginosa* após tratamento em diferentes densidades ultrassônicas. Fonte: Huang et al. (2020).

De acordo com os estudos de Wu et al. (2012), em frequências ultrassônicas mais altas a energia mecânica da cavitação é menor, mas uma proporção maior de radicais livres é produzida a partir da degradação ultrassônica da água. Isso pode ajudar a explicar por que essas frequências mais altas atingem alta inativação. Em frequências mais altas, os radicais livres também podem danificar a clorofila ao que também levaria a uma perda na atividade das células fotossintéticas. No entanto, os mecanismos reais envolvidos na inativação de cianobactérias com ultrassom ainda não foram totalmente resolvidos e este trabalho atual é projetado para fornecer mais informações através do uso de citometria de fluxo como uma ferramenta analítica para estudos de viabilidade celular.

O tratamento ultrassônico é considerado uma estratégia verde para remediação ambiental, pois emprega energia sonora sem a necessidade de agentes químicos. Durante a sonicação, bolhas minúsculas são geradas e, em seguida, colapsam após vários ciclos de rarefação/compressão (cavitação acústica). Os colapsos levam a

temperaturas e pressões extremamente altas dentro da fase gasosa das bolhas e, conseqüentemente, produzem múltiplas formas de efeitos físicos, como ondas de choque intensas, altas forças de cisalhamento e micro jatos líquidos e efeitos químicos com radicais oxidantes fortes, como os radicais hidroxila. Com base nesses efeitos especiais, as técnicas de ultrassom têm sido extensivamente investigadas como uma alternativa promissora nas áreas de reações químicas, limpeza e recuperação.

CONCLUSÕES

Para um controle eficaz de florações de algas em aplicações de campo, é importante determinar parâmetros operacionais apropriados, como frequência, intensidade e duração com base em vários ensaios de laboratório, incluindo a identificação de espécies de algas alvo. Embora a eficiência do ultrassom para o controle de algas em larga escala ainda seja discutível, trata-se de uma técnica que apresenta vários aspectos positivos quando comparadas com outras tecnologias para o controle de eutrofização.

O primeiro ponto positivo é em relação ao equipamento, que é compacto e simples, podendo ser utilizado para a remoção de algas em uma área ampla. Em segundo lugar, o consumo energético é baixo quando comparados a outras tecnologias de tratamento. Por último, é um sistema de limpeza que não gera resíduos ou subprodutos, ao contrário dos tratamentos químicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AHN, C.Y.; PARK, M.H.; JOUNG, S.H.; KIM, H.S. et al. *Growth inhibition of cyanobacteria by ultrasonic radiation: laboratory and enclosure studies*, *Environ. Sci. Technol.* v. 37, p. 331-337, 2003. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es034048z>.
2. ASAKURA, Y.; MAEBAYASHI, M.; KODA, S. *Study on efficiency and characterization in a cylindrical sonochemical reactor*, *Chem. Eng. Jpn.* v. 38, p. 1008-1012, 2015. Disponível em: <https://www.jstage.jst.go.jp/article/jcej/38/12/38121008/article/-char/ja>.
3. AUZAY, S.R.; NAFFRECHOUX, J.B.E. *Comparison of characterization methods in high frequency sonochemical reactors of differing configurations*, *Ultrason Sonochem*, v. 17, p. 547-554, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2009.10.024>.
4. BAKER, B. C.; WILSON, A. E.; SCOTT, J. T. *Phytoplankton N₂-fixation efficiency and its effect on harmful algal blooms*, *Freshwater Science*, v. 37, n. 2, p. 264-275, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1086/697530>.
5. BREITBURG, D., LEVIN, L.A., OSCHLIES, A., GREGOIRE, M. et al. *Declining oxygen in the global ocean and coastal waters*, *Science*, v. 359, e:7240, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aam7240>.
6. BEAULIEU, J.J., DELSANTO, T.; DOWNING, J.A. *Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century*, *Nature Communications*, v. 10, n. 1, p. 1375, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09100-5>.
7. BERNTZON, L.; ERASMIE, S.; CELEPLI, N.; ERIKSSON, J. et al. *BMAA inhibits nitrogen fixation in the Cyanobacterium Nostoc sp. PCC 7120*, *Mar. Drugs*, v. 11, p. 3091-3108, 2013. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3766884/>.
8. BOYLAN, J.D.; MORRIS, J.E. *Limited effects of barley straw on algae and zooplankton in a midwestern pond*, *Lake Reserv. Manage.* v.19, p. 265-271, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/07438140309354091>.
9. CHINAIN, M.; GATTI, C.M.I.; DARIUS, H.T. et al. *Ciguatera poisonings: a global review of occurrences and trends*, *Harmful Algae*, v. 102, p. e:33875186, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2020.101873>.
10. COX, P.A.; BANACK, S.A.; MURCH, S.J.; RASMUSSEN, U. et al. *Diverse taxa of Cyanobacteria produce β -N-Methylamino-L-Alanine, a neurotoxic amino acid*, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, v. 102, p. 5074 - 5078, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.0501526102>.
11. DONEY, S.C.; RUCKELSHAUS, M.; DUFFY, J.E.; BARRY, J.P. et al. *Climate change impacts on marine ecosystems*, *Annu. Rev. Mar. Sci.*, v. 4, p. 11-37, 2012. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-marine-041911-111611>.
12. HALLEGRAEFF, G.M., ANDERSON, D.M., BELIN, C. et al. *Perceived global increase in algal blooms is attributable to intensified monitoring and emerging bloom impacts*, *Commun Earth Environ*, v. 2, n. 117, 2021. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00178-8>.

13. HAO, H.; WU, M.; CHEN, Y.; TANG, J. et al. *Cavitation mechanism in cyanobacterial growth inhibition by ultrasonic irradiation*, *Colloids Surf.*, v. 33, p. 151-156, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2003.09.003>.
14. HILTON, J., O'HARE, M., BOWES, M.J., JONES, J.I. *How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers*. *Sci. Total Environ.*, v. 365, p. 66- 83, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.055>.
15. HOWARD, C.; BURCH, M.; ZANDER, A.; RODRIGUEZ-MOLARES, A.; et al. *Quantification of the ultrasound induced sedimentation of Microcystis aeruginosa*. *Ultrason. Sonochem.* v. 21, p. 1299–1304, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2014.01.027>.
16. HU, X.; JOYCE, E.M.; MASON, T.J. *Evaluation of the mechanisms of the effect of ultrasound on Microcystis aeruginosa at different ultrasonic frequencies*. *Water Research*, v. 46, p. 2851-2858, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.019>.
17. HU, X.; MASON, T.J. *Evaluation of power ultrasonic effects on algae cells at a small pilot scale*. *Water*, v. 9, n. 7, e:470, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w9070470>.
18. JANCULA, D.; MIKULA, P.; MARŠÁLEK, B.; RU-DOLF, P. et al. *Selective method for cyanobacterial bloom removal: hydraulic jet cavitation experience*, *Aquac. Int.* v. 22, 509–521, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10499-013-9660-7>.
19. LANCE, E.; ARNICH, N.; MAIGNIEN, T.; BIRÉ, R. *Occurrence of β-N-methylamino-L-alanine (BMAA) and Isomers in Aquatic Environments and Aquatic Food Sources for Humans*. *Toxins*, v. 10, n. 2, p. 83, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/to-xins10020083>.
20. LIANG, H.; NAN, J.; HE, W.; LI, G. *Algae removal by ultrasonic irradiation-coagulation*. *Desalination*, v. 239, n. 1-3, p. 191–197, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.12.035>.
21. MA, B.; CHEN, Y.; HAO, H.; WU, M. et al. *Influence of ultrasonic field on microcystins produced by bloom-forming algae*, *Colloids Surf. B.* 41, p. 197–201, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2004.12.010>.
22. MCKENZIE, C.H.; BATES, S.S.; MARTIN, J.L.; HAIGH, N. et al. *Three decades of Canadian marine harmful algal events: Phytoplankton and phycotoxins of concern to human and ecosystem health*. *Harmful Algae*, v. 102, p. e: 101852, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2020.101852>.
23. MÜLLER, L. THOMAZ, A.; FREITAS, A.; PAGIORO, L. M. *Cianobactérias, cianotoxinas e o tratamento químico da água: uma análise bibliométrica da produção científica mundial*. *Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento*, v. 7, n.4, p. 570. 586, 2018. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6592228>.
24. NIXON, S.W. *Eutrophication and the macroscope*. *Hydrobiologia*, v. 629, p. 5–19, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9759-z>.
25. PARK, J.; CHURCH, J.; SON, Y. KIM, K-T. et al. *Recent advances in ultrasonic treatment: Challenges and field applications for controlling harmful algal blooms (HABs)*. *Ultrasonics Sonochemistry*, v. 38, p. 326–334, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ultsonch.2017.03.003>.
26. PINTO, J.F., ANTUNES, S.C. *Biomanipulação para o controle da eutrofização*, *Rev. Ciência Elem.*, v 8, n. 01, p. 3-10, 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.24927/rce2020.010>.
27. PITCHER, G. C.; LOUW, D. C. *Harmful algal blooms of the Benguela Eastern Boundary upwelling system*. *Harmful Algae*, v. 102, p. e:101898, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2020.101898>.
28. PÖRTNER, H.-O. et al. *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. 2019. Cambridge University Press. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/srocc>.
29. PURCELL, D.; PARSONS, S.A.; JEFFERSON, B. *The influence of ultrasound frequency and power, on the algal species Microcystis aeruginosa, Aphanizomenon flos-aquae, Scenedesmus subspicatus and Melosira sp.* *Environ. Technol.* v. 34, p. 2477– 2490, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.773355>.
30. PURCELL, D.; PARSONS, S.A.; JEFFERSON, B.; HOLDEN, S. et al. *Experiences of algal bloom control using green solutions barley straw and ultrasound, an industry perspective*. *Water Environ. J.*, v. 27, p. 148–156, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2012.00338.x>.
31. JIANG, L.; JOHNSTON, E.; ABERG, K.M.; NILSSON, U. et al *Strategy for quantifying trace levels of bmaa in cyanobacteria by LC/MS/MS*. *Anal. Bioanal. Chem.*, 405, 1283–1292, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00216-012-6550-1>.
32. RAJASEKHAR, P.; FAN, L.; NGUYEN, T.; RODDICK, F.A. *A review of the use of sonication to control cyanobacterial blooms*, *Water Res.* v. 46, p. 4319–4329, 2012a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.054>.

33. RAJASEKHAR, P.; FAN, L.; NGUYEN, T.; RODDICK, F.A. *Impact of sonication at 20 kHz on Microcystis aeruginosa, Anabaena circinalis and Chlorella sp.* *Water Res.* 2012b, 46, 1473–148. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.017>.
34. REVEILLON, D.; ABADIE, E.; SECHET, V.; BRIENT, L.; SAVAR, V. et al. *Beta-N-Methylamino-L-Alanine: LC-MS/MS optimization, screening of cyanobacterial strains and occurrence in Shellfish from Thau, a French Mediterranean Lagoon.* *Mar. Drugs*, v. 12, p. 5441–5467, 2014. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/arti-cles/PMC4245540/>.
35. REVEILLON, D.; SECHET, V.; HESS, P.; AMZIL, Z. *Production of Bmaa and Dab by Diatoms (Phaeodactylum tricornutum, Chaetoceros sp., Chaetoceros calcitrans and, Thalassiosira pseudonana) and Bacteria Isolated from a Diatom Culture.* *Harmful Algae*, v. 58, p. 45–50, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.07.008>.
36. REVEILLON, D.; ABADIE, E.; SECHET, V.; MASSE-RET, E. et al. *Beta-N-Methylamino-L-Alanine (BMAA) and Isomers: Distribution in different food web compartments of Thau Lagoon, French Mediterranean Sea.* *Mar. Environ. Res.*, v. 110, p. 08–18, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.07.015>.
37. ROMERO, E.; GARNIER, J.; LASSALET, L.; BIL-LEN, G. et al. *Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone.* *Biogeochemistry*, v.113, p. 481–505, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9778-0>.
38. RODRIGUEZ-MOLARES, A.; DICKSON, S.; HOB-SON, P.; HOWARD, C. *Quantification of the ultrasound induced sedimentation of Microcystis aeruginosa.* *Ultrason. Sonochem.* v. 21, p. 1299–1304, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ultrsonch.2014.01.027>.
39. SCHNEIDER, O.D.; WEINRICH, L.A.; BREZINSKI, S. *Ultrasonic treatment of algae in a New Jersey reservoir, J. Am. Water Works Assoc.* v. 107, v. 10, p. E533-E542, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.5942/jawwa.2015.107.0149>.
40. SHEN, Q.; ZHU, J.; CHENG, L.; ZHANG, J. et al. *Enhanced algae removal by drinking water treatment of chlorination coupled with coagulation.* *Desalination*, v. 271, p. 236–240, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.12.039>.
41. SMITH, V.H.; SCHINDLER, D.W. *Eutrophication science: where do we go from here?* *Trends Ecol. Evol.*, v. 24, p. 201–207, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2008.11.009>.
42. SPACIL, Z.; ERIKSSON, J.; JONASSON, S.; RAS-MUSSEN, U. et al. *Analytical protocol for identification of BMAA and dab in biological samples.* *Analyst*, v.135, p. 127–132, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/b921048b>.
43. SINGKARAN, N., 2017. *Determining overall water quality related to anthropogenic influences across freshwater systems of Thailand.* *Int. J. Water Resour. Dev.* v. 33, p. 132–151, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/07900627.2016.1142862>.
44. SILVA, D.C.V.R.; QUEIROZ, L.G.; ALAMINO, FERNANDES, J.G. et al. *Avaliação da eficiência de um índice de estado trófico na determinação da qualidade da água de reservatórios para abastecimento público.* *Engenharia Sanitária e Ambiental [online]*. 2018, v. 23, n. 04, p. 627-635, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018168445>.
45. STEIDINGER, K. A. *Historical perspective on Karenia brevis red tide research in the Gulf of Mexico.* *Harmful Algae*, v. 8, p. 549–561, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.11.009>.
46. SONOBE, H.; GAMON, L.; CUNHA, M.C.; FER-NANDES, D.G. *Avaliação espacial e temporal de aspectos sanitários de reservatórios com captação de água para abastecimento em SP com ênfase em cianobactérias e cianotoxinas.* *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 24, n. 5, p. 909-918, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019193351>.
47. SONG, W.; TESHIBA, T.; REIN, K.; O'SHEA, K.E. *Ultrasonically induced degradation and detoxification of microcystin-LR (cyanobacterial toxin).* *Environ Sci Technol.* v. 39, n. 16, p. 6300-6305, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es048350z>.
48. SUNESEN, I.; MENDEZ, S.M.; MANCERA-PINEDA, J.E.; BOTTEIN, M-Y.D. et al. *The Latin America and Caribbean HAB status report based on OBIS and HAEDAT maps and databases.* *Harmful Algae*, v. 102, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2020.101920>.
49. TUYET T.N.; NÉMERY, J.; GRATIOT, N. STRADY, E. *Nutrient dynamics and eutrophication assessment in the tropical river system of Saigon – Dongnai (Southern Vietnam),* *Science of The Total Environment*, v. 653, p. 370-383, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.319>.
50. WHITTEMORE, R.; KATHLEEN, K. *The integrative review: updated methodology.* *Journal of Advanced Nursing*, v. 52, n. 5, p. 546-553, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2648.2005.03621.x>.



51. WU, X.; JOYCE, E.M.; MASON T.J. *Evaluation of the mechanisms of the effect of ultrasound on Microcystis aeruginosa at different ultrasonic frequencies*, *Water Res.* v. 46, p. 2851–2858, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.waters.2012.02.019>.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao PROFÁGUA (Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) — UNESP, com apoio da CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior — código financeiro 001) e ANA (Agência Nacional de Águas) — CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015.