



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS
BIOLÓGICAS**

VITÓRIA ARAÚJO COSTA

**EUTROFIZAÇÃO EM REGIÕES SEMIÁRIDAS E POTENCIAIS EFEITOS NA
QUALIDADE DA ÁGUA**

**AREIA
2024**

VITÓRIA ARAÚJO COSTA

**EUTROFIZAÇÃO EM REGIÕES SEMIÁRIDAS E POTENCIAIS EFEITOS NA
QUALIDADE DA ÁGUA**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado à Coordenação do
Curso de Graduação em Ciências
Biológicas, do Centro de Ciências
Agrárias, da Universidade Federal da
Paraíba como requisito parcial para
obtenção do **Grau de Bacharel** em
Ciências Biológicas.

Orientadora: Prof^a. Dra. Luciana
Gomes Barbosa

**AREIA
2024**

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

C838e Costa, Vitória Araújo.

Eutrofização em regiões semiáridas e potenciais
efeitos na qualidade da água / Vitória Araújo Costa. -
Areia:UFPB/CCA, 2024.

41 f.

Orientação: Luciana Gomes Barbosa.
TCC (Graduação) - UFPB/CCA.

1. Ciências Biológicas. 2. Eutrofização. 3.
Semiárido. 4. Ecossistemas Aquáticos. I. Barbosa,
Luciana Gomes. II. Título.

UFPB/CCA-AREIA

CDU 573(02)

VITÓRIA ARAÚJO COSTA

**EUTROFIZAÇÃO EM REGIÕES SEMIÁRIDAS E POTENCIAIS EFEITOS NA
QUALIDADE DA ÁGUA**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado à Coordenação do
Curso de Graduação em Ciências
Biológicas, do Centro de Ciências
Agrárias, da Universidade Federal da
Paraíba como requisito parcial para
obtenção do **Grau de Bacharel** em
Ciências Biológicas.

Aprovado em 13/12/2023

Banca Examinadora



Prof.ª. Dr.ª. Luciana Gomes Barbosa
DFCA/CCA-UEPB
Orientadora



Dr.ª. Letícia Moro
Instituto Nacional do Semiárido - INSA/MCTI
Examinador



Pesquisadora PCI. Dr. Kalline de Almeida Alves Carneiro
Instituto Nacional do Semiárido-INSA/MCTI
Examinador

DEDICADO

*À minha avó materna **Juraci Araújo da Silva** (in memorian),
minha avó paterna **Eunice de Oliveira Costa** (in memorian) e a
meu avô materno **Bento Firmino da Silva** (in memorian), que
sempre me amaram e que sempre foram um símbolo para a
nossa família.*

AGRADECIMENTOS

Ao senhor meu Deus por me guiar, me acompanhar e me proteger durante todas minhas etapas de vida.

Aos meus pais Bagnólia Araújo Costa e Vicente Carlos de Oliveira Costa, por sempre ficarem ao meu lado durante toda a minha vida, quando precisei me mudar para Areia vocês me deram apoio e muita ajuda, mesmo nas vezes que eu não pedia vocês me deram a mão e me ofereceram auxílio e orientação, eu amo muito vocês por toda a sua dedicação, ajuda, apoio, carinho e amor.

À minha querida irmã Suênia Soares Costa, por sempre acreditar em mim, por todo o seu amor e carinho, por todas as nossas conversas e pela ajuda que nunca me negou.

Ao meu irmão Jehanderson Tarso Soares Costa e à minha cunhada Elyda Brito, por todos os passeios que fizemos juntos, pelas nossas conversas e brincadeiras.

Ao meu irmão Vinícius Araújo, uma pessoa confiante e muito decidida.

A todos os meus tios do lado materno, principalmente à minha madrinha Janeide Santos e ao meu padrinho Dagoberto Santos e à minha tia Dalva Cristina do lado paterno.

A todos os meus primos, especialmente à minha prima Luana Medeiros.

À minha orientadora e professora Dra. Luciana Gomes Barbosa pela amizade, compreensão, dedicação e pela ampliação de conhecimento em muitas fases de minha vida acadêmica.

À Ester Maria, minha amiga com quem dividi minha primeira casa em Areia, que tornou meus primeiros meses na universidade muito divertidos e agitados. Às minhas amigas Ana Carolina Sobreira Soares e Andrezza Maddalena, por todas as vezes que trabalhamos juntas todos os anos, pela ajuda e companheirismo. Aos meus amigos Damião Ramos e Leylson Ferreira, por todas as maneiras que me ajudaram, por todas as nossas conversas e brincadeiras. Aos meus amigos, Jakeline Florêncio, Vitor Gabriel Borges, Isabelle Regina, Maria Eduarda Felix e Emília Medeiros, pelo grupo que formamos, por todas as diversões que tivemos, por todas as vezes que estudamos juntos e por toda a ajuda que compartilhamos.

À minha amiga Ana Carolina Gadelha, por sempre ter me dado a mão quando precisei de ajuda.

Aos meus amigos José Rufino e Sabrina Pereira, por serem um casal muito carinhoso e cheio de amor, que desde que cheguei em Areia sempre me ofereceram amizade e auxílio muitas vezes que precisei.

Às minhas colegas de laboratório, Karine Francisca e Verônica Rodrigues, pela amizade e assessoria nos últimos anos.

À minha amiga Josefa Ferreira, pela nossa amizade e pelo seu carinho.

A todos os docentes da graduação de Ciências Biológicas que de alguma maneira ajudaram na minha formação.

“Por “vida”, queremos dizer algo que pode se nutrir, crescer e decair.”

Aristóteles

RESUMO

A eutrofização é um processo de enriquecimento de nutrientes em corpos d'água, originada por causas artificiais ou naturais, induzindo o crescimento de plantas alterando o ecossistema aquático, o que resulta em prejuízos aos recursos hídricos para o consumo humano e modificações na ecologia do ambiente aquático. Diante o exposto, objetivou-se com esta pesquisa a realização de uma análise cienciométrica sobre o processo de eutrofização em regiões semiáridas. Os artigos foram adquiridos na base de dados bibliográficos – Scopus. O processo de eutrofização pode ser um processo antrópico ou natural, ambos geram consequências negativas para ecossistemas aquáticos, influenciando a fauna e flora do ambiente, e alterando a qualidade de água para consumo. No entanto, o aumento de nutrientes em corpos d'água são, em grande parte, decorrentes de contaminação antrópica, resultando na proliferação de certos grupos de biodiversidade causando assim, a contaminação na água para uso humano sendo as cianobactérias, fitoplânctons e zooplânctons, os mais comuns nos reservatórios do semiárido brasileiro.

Palavras-chave: eutrofização; semiárido; ecossistemas aquáticos.

ABSTRACT

Eutrophication is a process of nutrient enrichment in bodies of water, caused by artificial or natural causes, inducing the growth of plants, altering the aquatic ecosystem, which results in damage to water resources for human consumption and changes in the ecology of the environment. aquatic. In view of the above, the aim of this research was to carry out a scientometric analysis of the eutrophication process in semi-arid regions. The articles were acquired from the bibliographic database – Scopus. The eutrophication process can be an anthropic or natural process, both of which generate negative consequences for aquatic ecosystems, influencing the fauna and flora of the environment, and altering the quality of water for consumption. However, the increase in nutrients in water bodies is largely due to anthropogenic contamination, resulting in the proliferation of certain groups of biodiversity, thus causing contamination in water for human use, with cyanobacteria, phytoplankton and zooplankton being the most common in reservoirs in the Brazilian semi-arid region.

Keywords: eutrophication; semi-arid; aquatic ecosystems.

LISTAS DE FIGURAS

Figura 1 - Itens de relatório da revisão sistemática e fluxograma com os diferentes estágios de triagem de dados.	21
Figura 2 - Mapa das palavras-chave associadas ao Semiárido brasileiro.	21
Figura 3 - Mapa das palavras-chave em escala global.	22
Figura 4 - Número de artigos publicados por países.	23
Figura 5 - Representação gráfica dos ecossistemas encontrados nos artigos em nível global.	24
Figura 6 - Representação gráfica dos ecossistemas encontrados nos artigos em nível de Semiárido nordestino.	24
Figura 7 - Representação gráfica do número de comunidades encontradas nos artigos em nível global.	25
Figura 8 - Representação gráfica do número de comunidades encontradas nos artigos em nível de Semiárido nordestino.	26

LISTAS DE QUADROS

Quadro 1 - Critérios para inclusão e exclusão de artigos na revisão.	20
---	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

IQA	Índices de Qualidade da Água
N	Nitrogênio
EMBRAP	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
A	
P	Fósforo
ITB	Instituto Trata Brasil

SUMÁRIO

1 Introdução	13
2 Objetivo	14
3 Revisão literária bibliográfica	14
3.1 Região semiárida tropical do Brasil	14
3.2 Eutrofização	15
3.2.1 Origens antrópicas	15
3.2.2 Origens naturais	16
3.3 Elementos químicos que ocasionam a eutrofização: Nitrogênio e Fósforo	16
3.4 Qualidade da água	17
3.5 Comunidades mais numerosas nos reservatórios do semiárido nordestino	18
3.5.1 Zooplâncton	18
3.5.2 Cianobactérias	19
3.5.3 Fitoplâncton	19
4 Materiais e Métodos	20
5 Resultados e discussão	21
5.1 Variação dos ecossistemas no Semiárido brasileiro	23
5.2 Comunidade de cianobactérias e fitoplâncton	25
6 Conclusões	30
Referências	31

1 Introdução

A região semiárida tropical do Brasil exhibe altas temperaturas durante o ano, longos períodos de seca e chuvas torrenciais em pouco tempo. É uma região dominada por reservatórios que estão se tornando eutróficos, em consequência da elevada concentração de nutrientes na água, devido às altas taxas de evaporação e grandes períodos conservando água (Barbosa *et al.*, 2012; Brasil *et al.*, 2016; Chellappa *et al.*, 2009; Costa *et al.*, 2016). Em um período intensamente seco, durante 2008 e 2017, mais de 90% de 65 reservatórios localizados no Semiárido brasileiro mostrou aumento no índice de estado trófico e chegaram a condições hipereutróficas (Wiegand *et al.*, 2021).

No Brasil, as áreas urbanas cresceram em 400 km² (+135%) entre 1992 e 2010 (ITB 2015), mas o curso das infraestruturas básicas necessárias não acompanhou esse crescimento. Grande parte das cidades brasileiras não possui saneamento básico adequado, por esse motivo a maioria dos efluentes é despejada diretamente nos rios sem tratamento (ITB, 2015).

As águas interiores são ambientes aquáticos em geral confinados dentro dos limites da terra, como lagos, reservatórios, rios, lagoas, pântanos e zonas úmidas, que ajudam como sinais de mudanças no meio ambiente, como mudança de clima, uso e cobertura da terra (Martins, 2019; Ogashawara *et al.*, 2017).

A eutrofização é um evento determinado pelo enriquecimento da água, causado por agentes naturais ou fontes antrópicas de nutrientes, o que provoca uma redução na diversidade de espécies e um aumento no crescimento de fitoplâncton, algas, cianobactérias e plantas aquáticas (Boyd, 2020; Khan; Mohammad, 2014).

A livre entrada de elementos como fósforo (P) e nitrogênio (N) gera inúmeras modificações no ambiente aquático, como a redução da biodiversidade dos corpos de água, pH alto, morte dos peixes, condições anóxicas e produção de toxinas que podem ser prejudiciais aos organismos aquáticos e à saúde humana (Privette; Smink 2017). O aumento da queda de N e da eutrofização nos ecossistemas estão entre os fatores mais críticos da perda global de biodiversidade (Vellend *et al.*, 2017). Muitos estudos mostraram que a adição de N diminui a riqueza de espécies (Midolo *et al.*, 2019) porque o N suficiente disponível no solo pode beneficiar as espécies mais dominantes (Farrer e Suding, 2016).

Os sedimentos são relevantes para avaliar a natureza e a intensidade dos impactos nos ecossistemas aquáticos em consequência de uma exposição química permanente às trocas com a coluna de água. Em uma variedade de ecossistemas aquáticos, os sedimentos são os principais sumidouros de fósforo (P), mas sob certas condições, eles podem atuar como importantes fontes de P à coluna de água (Ding et al. 2015; Ni e Wang 2015), influenciando a qualidade da água e as populações de fitoplâncton (Tang et al. 2014).

A remoção da cobertura vegetal natural inicia uma série de alterações que refletem no ambiente aquático, modificações na biomassa microbiana do solo, nas taxas de mineralização do solo e da água (Mazzetto *et al.*, 2016), mudanças na ciclagem da matéria orgânica (Alberts *et al.*, 2017), aumento da exportação de nutrientes (Germer *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2011) sedimentos (Bossa *et al.*, 2014; Meglioli *et al.*, 2017) e mudanças na fauna e flora (Ometto *et al.*, 2000; Allan, 2004).

A eutrofização dos recurso hídricos acontece também devido a lixiviação de N e P que ocorre através da adubação orgânica em áreas agrícolas, logo com intensas chuvas, dependendo da posição do relevo facilita o escoamento desses nutrientes para os recursos hídricos, ocasionando a contaminação das águas, do sedimento e deixando os solos com baixa disponibilidade de P e N, nutrientes estes fundamentais para o crescimento e desenvolvimento das plantas (MENEZES-BLACKBURN *et al.*, 2018).

2 Objetivo

Diante do exposto, objetivou com esta pesquisa realizar uma análise cienciométrica sobre o processo de eutrofização em regiões semiáridas, em escala no nordeste do Brasil e em escala global, mostrando as causas da eutrofização e os efeitos na qualidade de água.

3 Revisão bibliográfica

3.1 Região semiárida tropical do Brasil

A escassez de água é um desafio reconhecido mundialmente. No semiárido brasileiro, as principais fontes hídricas responsáveis pelo atendimento às

necessidades de água vêm dos reservatórios. Esses reservatórios apresentam baixa vazão, alto tempo de residência de água associado a um fluxo hídrico negativo, equilíbrio e altas temperaturas durante a maior parte do ciclo hidrológico, tornando-os mais suscetíveis à eutrofização (Barbosa et al., 2012; Medeiros et al., 2019). Aliados aos fatores naturais, estão as deficiências de planejamento urbano e territorial, e a ausência de infraestrutura de saneamento nas cidades onde esses reservatórios estão localizados.

3.2 Eutrofização

A eutrofização trata-se de um processo na sucessão ecológica do ecossistema aquático originado pela introdução de nutrientes nos corpos d'água, principalmente fósforo (P) e nitrogênio (N) devido à macronutrientes adicionados via fertilização que estimulam o crescimento excessivo de algas, um fenômeno conhecido como floração de algas. Quando essas algas morrem, são decompostas por bactérias, levando ao consumo de oxigênio na água (Lopes e cols, 2019). É um fenômeno complexo que pode provocar grandes impactos tanto para ecossistemas aquáticos como para áreas próximas (Lundberg, 2013). Fortes descargas de nutrientes como o P e o N no ambiente pode terminar em uma produção primária sobrecarregada e na igualdade funcional envolvida em cenários de risco para ambientes aquáticos (Dunck *et al.*, 2019; Lundberg 2013). A eutrofização dos recursos hídricos são ocasionados também por aplicação em longo prazo de fósforo (P) com fertilizante inorgânico ou orgânico em solos, pode aumentar o potencial de perda de P para água subterrânea por lixiviação, ocasionando riscos ambientais (KANG et al., 2011; MENEZES-BLACKBURN et al., 2018).

3.2.1 Origens antrópicas

A qualidade das águas superficiais é um grande problema no desenvolvimento dos países por consequência da contaminação por agentes domésticos e industriais efluentes de águas residuais e do escoamento agrícola e urbano (Laetz *et al.*, 2015).

O uso exagerado de fertilizantes nas áreas agrícolas pode causar danos imediatos ou futuros ao ambiente. Por exemplo, estudos recentes mostram que

quando o uso de insumos de fósforo ultrapassa a procura agrícola, pode continuar a ser movido para os rios durante um longo período após a quantidade administrada no solo ter diminuído (King *et al.*, 2017; Powers *et al.*, 2016).

O desmatamento, a agricultura e a urbanização muitas vezes mudam as características da superfície da Terra, gerando alterações no volume de escoamento superficial, na temperatura da água, crescimento na produção de algas e reduções na concentração de oxigênio nos cursos d'água (Ding *et al.*, 2015; Pilgrim *et al.*, 2014).

3.2.2 Origens naturais

De acordo com o relatório da Comissão Intergovernamental Painel sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2013), regiões semiáridas serão as mais afetadas por efeitos desfavoráveis das alterações climáticas. Nessas regiões, os ecossistemas aquáticos são bastante afetados pelos constantes períodos de seca, tempo de residência da água, altas temperaturas e altas taxas de evaporação (Barbosa *et al.*, 2012).

Juntos, esses fatores causam uma redução no volume de água, levando a maiores concentrações de nutrientes. As mudanças climáticas presumem que aumente a frequência e a intensidade das secas, o que resulta em reduções no consumo de água e disponibilidade em regiões semiáridas (Huang *et al.*, 2016; Krol; Bronstert, 2007; Ragab; Prudhomme, 2002).

3.3 Elementos químicos que ocasionam a eutrofização: Nitrogênio e Fósforo

O teor de nitrogênio (N) no solo é um dos principais fatores limitantes para o crescimento das plantas (Xia; Wan, 2008), sua disponibilidade também pode afetar os fluxos de água no nível do ecossistema e a ligação dos ciclos de carbono e água (Niu *et al.*, 2010). Contudo, ações antrópicas, como a prática de fertilização, gera o aumento de N e as modificações no manejo dos solos, afetam o ecossistema, fluxos de água e o uso eficiente de água, tanto diretamente como indiretamente (Molina *et al.*, 2021; Tian *et al.*, 2016).

A prática mais comum de fertilização no sistema de produção da agricultura familiar é a adubação por meio da aplicação de esterco, onde as doses desse insumo,

na maioria das vezes, são calculadas em função do teor de nitrogênio necessário para a cultura. Com isso, o uso contínuo de esterco pode provocar o acúmulo de alguns nutrientes, como é o caso do fósforo (GALVÃO *et al.*, 2008), que pode ser lixiviado e atingir águas subterrâneas podendo ocasionar o processo de eutrofização (BERGSTROM *et al.*, 2015).

O fósforo (P) presente nos sedimentos do fundo, possui uma forte influência na eutrofização e na degradação da qualidade da água (Baker *et al.*, 2014; Chen *et al.*, 2018; Jarvie *et al.*, 2017; Kane *et al.*, 2014). A alta concentração de P pode favorecer a formação de substâncias prejudiciais, proliferação de algas, aumenta a biomassa, a turbidez e os riscos ligados a metabólitos secundários tóxicos ou nocivos (He *et al.*, 2016). O carregamento de P das atividades agrícolas pela utilização de adubos fosfatados sintéticos e adubação orgânica como fontes de eutrofização, especialmente em solos arenosos que ocorrem predominantemente nas regiões semiáridas.

3.4 Qualidade da água

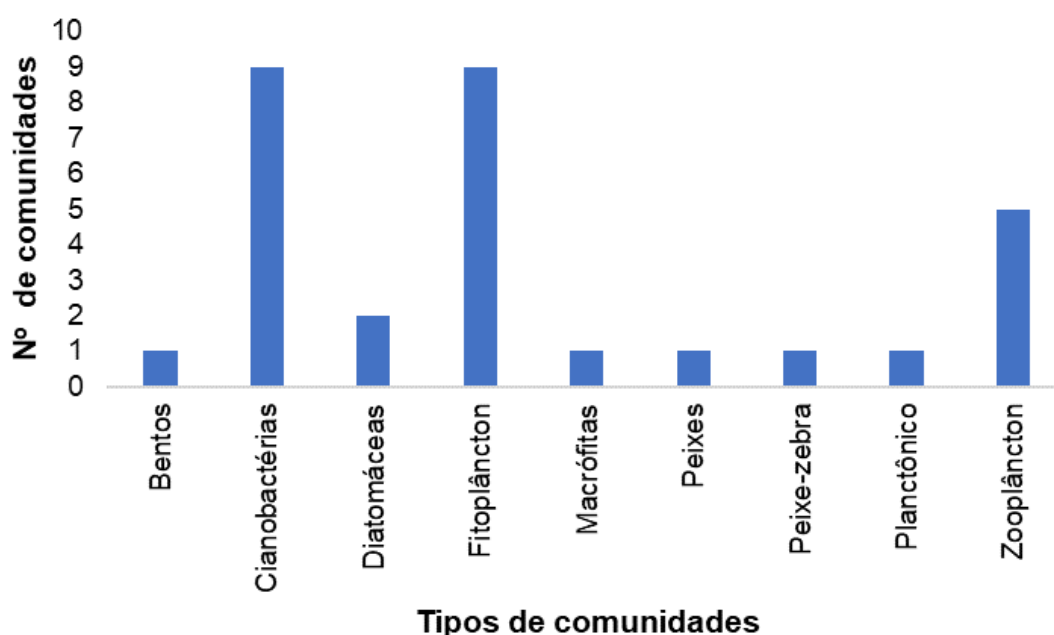
Os índices de qualidade da água (IQA) são ferramentas que usam uma metodologia com abordagem integrativa para transformar um grande conjunto de dados em um único número para representar a qualidade da água (Lumb *et al.*, 2011), esses dados podem ser calculados por meio de métodos físicos, químicos e dados microbiológicos coletados pelos órgãos ambientais (Hurley *et al.*, 2012).

O monitoramento da qualidade da água é, tradicionalmente, feito por órgãos ambientais que realizam análises físicas (temperatura, pH e transparência), químicas (demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, fósforo total, amônia total, nitrato, cálcio, magnésio, sódio, potássio, bicarbonato e fosfato) e atributos microbiológicos (coliformes totais e termotolerante) da água (Vasanthavignar *et al.*, 2010).

Os IQA são mais fáceis e rápidos para o público em geral entender do que uma grande quantidade de problemas ambientais complicados dados apresentados em relatórios. Eles podem, portanto, ser muito úteis na gestão de recursos hídricos e bacias hidrográficas; Eles também podem reduzir o custo das análises, destacando atributos que são menos importantes para a qualidade da água, permitindo-nos assim omitir eles (Yisa e Jimoh 2010).

3.5 Comunidades mais numerosas nos reservatórios do Semiárido nordestino

As comunidades mais pesquisadas ou que foram mencionadas e que sofreram modificações em consequência da eutrofização foram as cianobactérias, o fitoplâncton e o zooplâncton (Figura 8). As características físicas, químicas e biológicas dos corpos d'água sofrem mudanças consideráveis como consequência (Barbosa et al., 2020; Hafuka et al., 2021), levando a alimentos e insegurança hídrica em áreas dependentes deste recurso.



Representação gráfica do número de comunidades encontradas nos artigos em nível do Semiárido nordestino.

3.5.1 Zooplâncton

Os efeitos da eutrofização na comunidade de zooplâncton englobam diminuição da diversidade por meio da redução de riqueza de espécies e domínio gradativo de determinadas espécies e mudanças na composição das assembleias (Bockwoldt et al., 2017; Leibold, 1999; Jeppesen et al., 2000; Ger et al., 2016). Essas mudanças são capazes de prejudicar os processos do ecossistema, como a produtividade secundária, ciclo da matéria e regulação da proliferação de algas (Melo et al., 2018; Josué et al., 2018; Sodré; Bozelli, 2019) porque esses processos contribuem com grupos de espécies específicos que manifestam um desempenho semelhante nas funções do ecossistema.

O enriquecimento de nutrientes e alta biomassa fitoplanctônica procede em um desequilíbrio físico e químico na qualidade da água e na estrutura da comunidade aquática (Anderson *et al.*, 2002; Rosset *et al.*, 2014) atingindo principalmente microorganismos zooplanctônicos, pois são bastante sensíveis às mudanças ambientais (Jeppesen *et al.*, 2011; Braghin *et al.*, 2015; Simões *et al.*, 2020).

3.5.2 *Cianobactérias*

A proliferação de cianobactérias persiste durante todo o ano na maioria dos reservatórios do Semiárido, mas, infelizmente, várias dessas florações são de espécies de cianobactérias que produzem cianotoxinas, como microcistinas, cilindrospermopsina, saxitoxinas e anatoxinas (Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2014; Lorenzi *et al.*, 2018; Moura *et al.*, 2018).

Entre as consequências da eutrofização, a proliferação de substâncias potencialmente tóxicas as cianobactérias são as mais problemáticas, porque abalam o uso de ambientes aquáticos e representam riscos à saúde das comunidades de seres aquáticos e das pessoas devido à liberação das cianotoxinas na água (Carmichael; Boyer, 2016; Moura *et al.*, 2018; Paerl; Otten, 2013).

3.5.3 *Fitoplâncton*

A classificação do fitoplâncton pela sua função características é uma maneira de compreender, descrever e prever seu comportamento diante de quaisquer alterações no ecossistema (Alvarez-Cobelas *et al.* 1998; Padisák *et al.* 2003; Cao e outros. 2018). O fitoplâncton é um agrupamento de organismos com base em estratégias de sobrevivência como tolerância ou sensibilidade a diferentes condições ambientais (Reynolds *et al.* 2002).

O pH da água, condutividade elétrica e turbidez são algumas das propriedades dos reservatórios dessa região e desempenham uma influência na produção de biomassa e na abundância de espécies fitoplanctônicas (Camara *et al.*, 2009; Moura *et al.*, 2012). Desse modo, contribuindo para estudos esclarecendo os mecanismos pelos quais atuam a disponibilidade de nutrientes e a biomassa, como determinantes forças da diversidade do fitoplâncton na região semiárida, com as

condições físicas e químicas desses ecossistemas consideradas aspectos importantes desses mecanismos.

4 Materiais e Métodos

Os artigos usados foram publicados em revistas científicas e jornais acadêmicos nacionais e internacionais, acessíveis através de plataformas de literatura acadêmica online. Os artigos usados foram em escala do Semiárido brasileiro e artigos em escala global.

Utilizou-se como base de dados do Scopus com a seleção das seguintes palavras-chaves em dois tópicos separados por “and”: (1) “eutrophication”, “northeast brazil”; (2) “eutrophication”, “semiarid”. Estas análises foram realizadas através de um levantamento em escala nacional e outro internacional. Os critérios de inclusão e exclusão dos artigos estão descritos no Quadro 1.

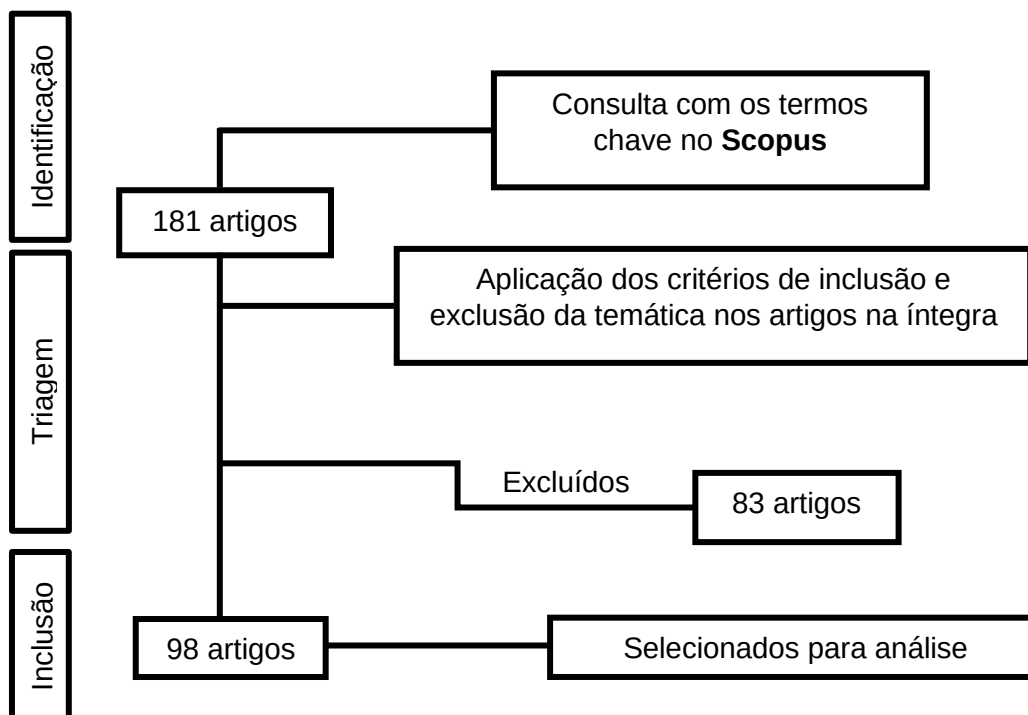
Quadro 1 - Critérios para inclusão e exclusão de artigos na revisão.

Critérios	Inclusão	Exclusão	Justificativa
Local do estudo	Região seca	Fora de região árida e semiárida	Apenas regiões secas com pouca precipitação
Clima	Clima árido ou semiárido	Águas não interiores	Sem possibilidade de observar uma resposta individual à terra seca.
Tema principal do artigo	Sobre o uso local de água em regiões secas	Áreas terrestres	Para permanecer dentro do escopo da revisão sistemática.
Disponibilidade do Artigo	Artigos totalmente disponíveis	Artigos sem eutrofização	Para questões relacionadas ao acesso.

Fonte: Vitória, 2023.

A seleção dos artigos ocorreu entre os meses de abril e setembro de 2023 e foi realizada tendo como horizonte temporal as publicações entre os anos de 1995-2023, identificando-se assim 181 artigos (Figura 1). Os resultados obtidos foram analisados através do software VOSViewer™, versão 1.6.19.0 (Leiden, Holanda).

Figura 1 - Itens de relatório da revisão sistemática e fluxograma com os diferentes estágios de triagem de dados.

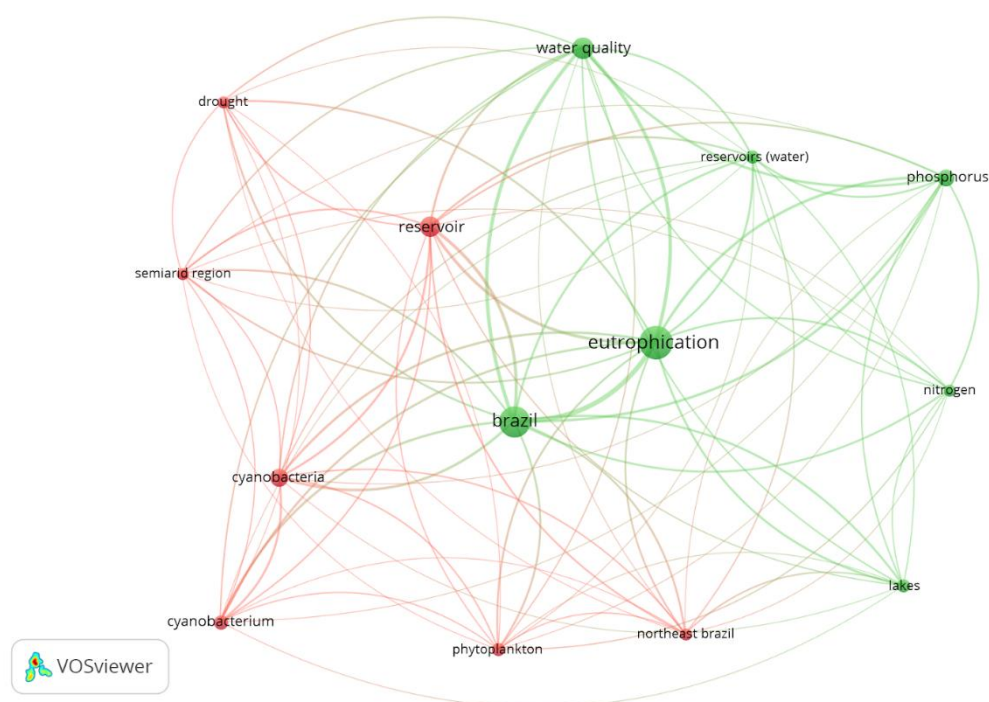


Fonte: Vitória, 2023.

5 Resultados e discussão

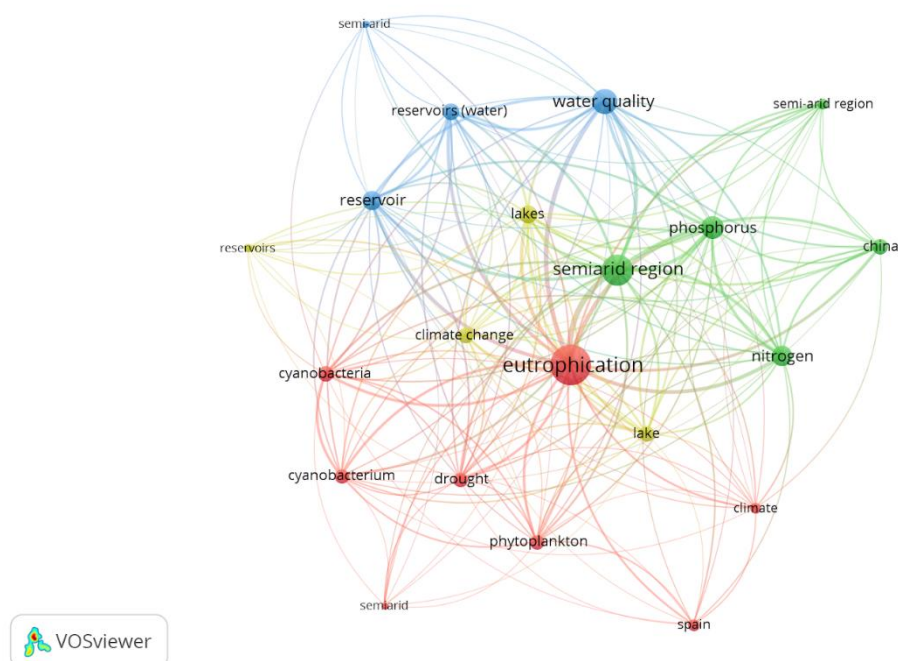
Esta revisão literária foi baseada nos conteúdos de artigos em escala de Semiárido brasileiro (Figura 2) e artigos em escala global (Figura 3) com o objetivo de apontar os efeitos e consequências da eutrofização em regiões semiáridas.

Figura 2 - Mapa das palavras-chaves associadas ao Semiárido brasileiro.



Fonte: Vitória, 2023.

Figura 3 - Mapa das palavras-chaves em escala global.

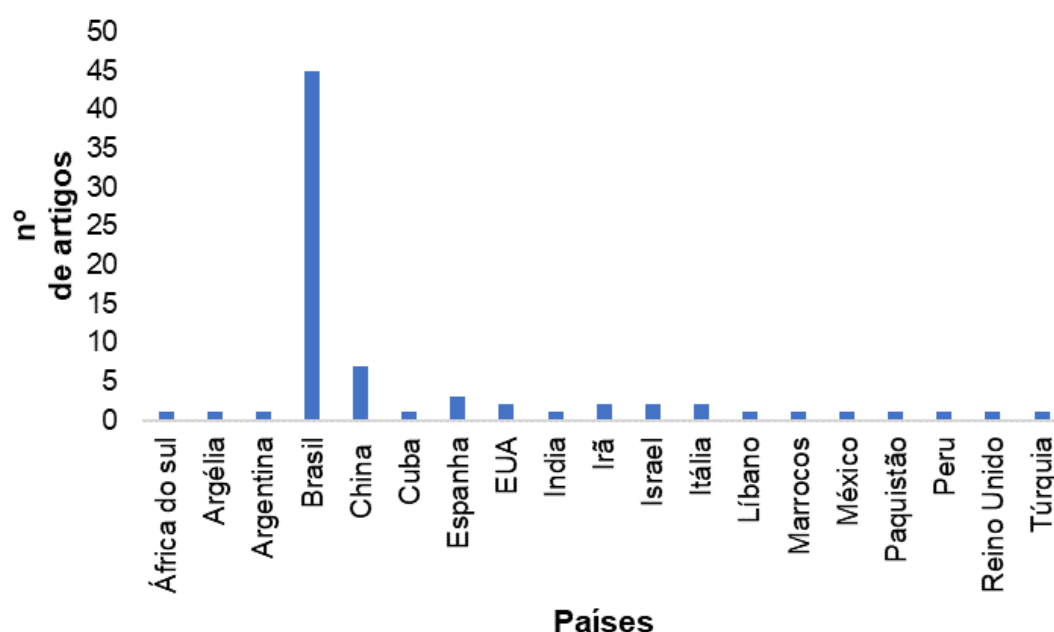


Fonte: Vitória, 2023.

Em escala global, os artigos avaliados foram agrupados em um total de 19 países, sendo possível observar que o Brasil (45) foi o país onde mais foram

realizadas pesquisas sobre eutrofização, seguido pela China (7), Espanha (3) e Estados Unidos (2) também registraram um número expressivo de estudos (Figura 4). O Brasil se destacou com o maior índice de pesquisas sobre eutrofização por causa de um forte setor agrícola, muita atividade industrial, o aumento da urbanização e também pelas variações climáticas.

Figura 4 – Número de artigos publicados por países.



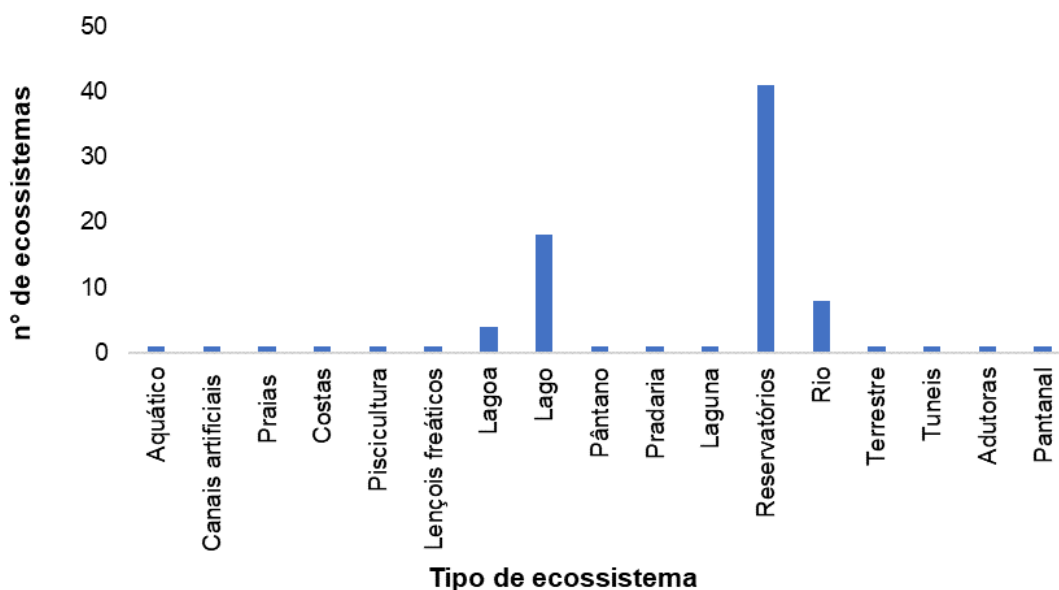
Fonte: Vitória, 2023.

5.1 Variação dos ecossistemas no Semiárido brasileiro

Os artigos avaliados nas buscas global e nacional indicaram uma ampla variedade de ecossistemas, desde ecossistemas lênticos (81) a rios tropicais (15) (Figura 5 e 6).

A busca em escala global mostrou que muitos autores focaram em reservatórios (41), seguidos de lagos (18), lagoas (4) e rios (8) como ecossistemas (Figura 5).

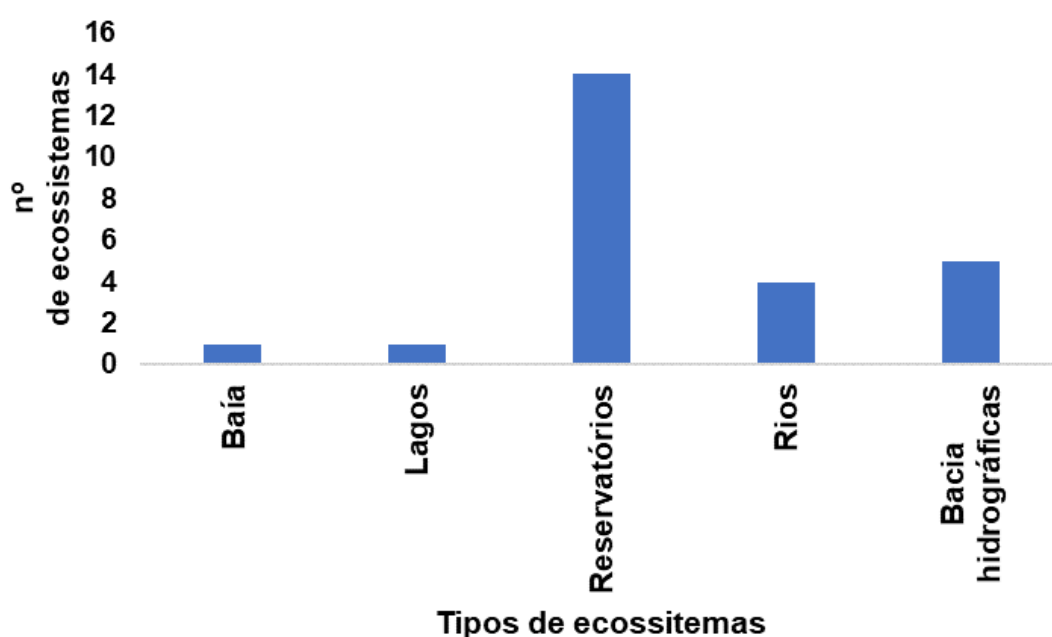
Figura 5 - Representação gráfica dos ecossistemas encontrados nos artigos em nível global.



Fonte: Vitória, 2023.

A busca em escala do Semiárido brasileiro também registrou os reservatórios (14) como os ecossistemas mais procurados por pesquisadores para testar hipóteses, estimar danos causados, atestar a qualidade da água. Os rios foram outros ecossistemas mais procurados para realização de trabalhos (Figura 6).

Figura 6 - Representação gráfica dos ecossistemas encontrados nos artigos em nível de Semiárido nordestino.

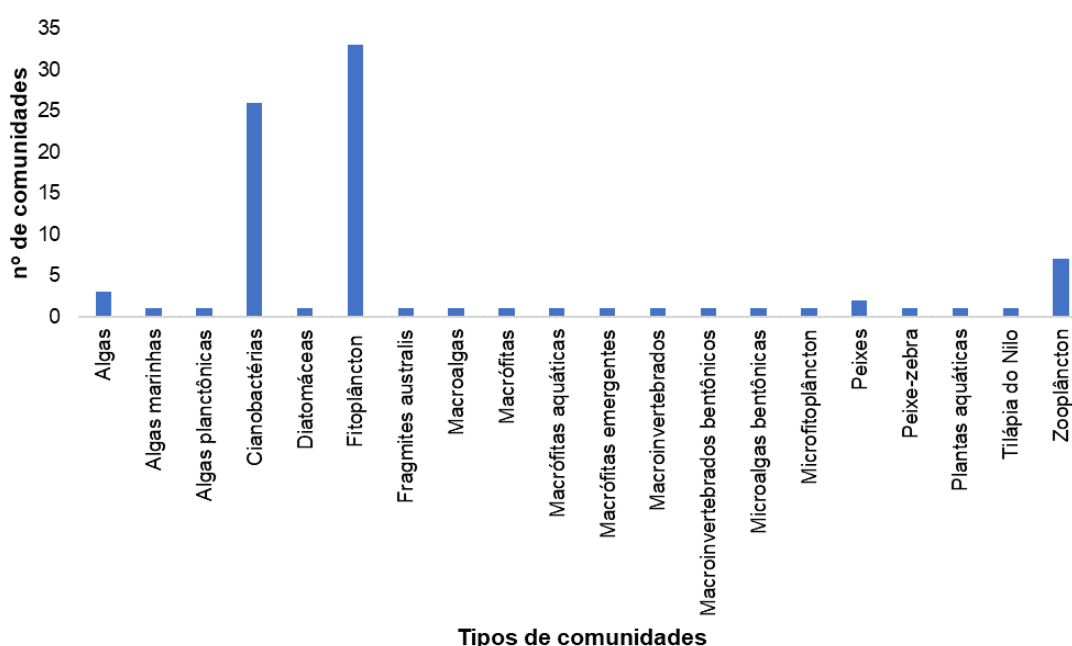


Fonte: Vitória, 2023.

5.2 Comunidade de cianobactérias e fitoplâncton

Analisando as comunidades nos artigos de escala global, foi possível observar que as comunidades de cianobactérias e fitoplâncton foram as mais pesquisadas ou mencionadas que mais sofreram alterações devido aos efeitos da eutrofização, sendo natural ou artificial (Figura 7).

Figura 7 - Representação gráfica do número de comunidades encontradas nos artigos em nível global.



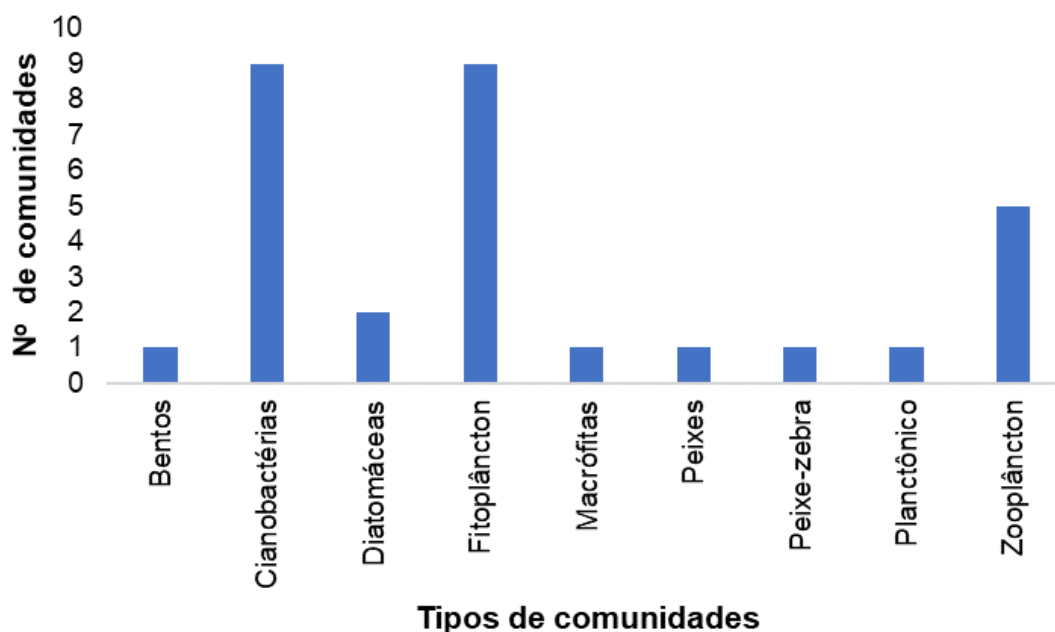
Fonte: Vitória, 2023.

Conforme a análise da base nacional de artigos observamos que, algumas das comunidades mais pesquisadas ou que foram mencionadas sofreram modificações em consequência da eutrofização, como as cianobactérias, fitoplâncton e zooplâncton (Figura 8).

As comunidades de cianobactérias e fitoplâncton mostraram que são as que mais sofrem alterações devido ao enriquecimento de nutrientes nos corpos d'água e a comunidade de zooplâncton mostrou que a eutrofização interfere em sua composição e características funcionais. Muitos artigos mostraram que o processo de

eutrofização influencia no aumento de cianobactérias e algas, o que leva a produção de cianotoxinas resultando na perda de qualidade de água para consumo (Figura 8).

Figura 8 - Representação gráfica do número de comunidades encontradas nos artigos em nível do Semiárido nordestino.



Fonte: Vitória, 2023.

Nossos resultados indicaram que o ecossistema mais estudado foi reservatório, em trabalhos na escala do Semiárido brasileiro e em escala global, mostrando que esse ecossistema é muito afetado pela eutrofização natural ou artificial, como mudanças climáticas ou por atividades agrícolas, sendo seguido pelos ecossistemas de lagoas, lagos e rios, que também indicaram que são atingidos por danos causados pela eutrofização.

Os reservatórios das regiões semiáridas sofrem longos períodos de retenção de água devido aos prolongados períodos de seca (Barbosa *et al.*, 2012), o que pode aumentar a taxa de sedimentação. Além disso, uma grande quantidade de material pode ser transportada da bacia de captação e drenagem de um reservatório durante os períodos chuvosos.

Nas regiões semiáridas, os reservatórios apresentam altas concentrações de biomassa de algas, principalmente em períodos de seca, que são indicativos de

aceleração eutrofização com possíveis florações de cianobactérias (Barbosa *et al.*, 2012; Braga *et al.*, 2015). Em condições naturais, o aumento da temperatura pode aumentar a biomassa de cianobactérias diretamente, aumentando as taxas de crescimento, ou indiretamente, por meio de estratificação térmica e aumento da liberação de fósforo de sedimentos (Paerl; Huisman, 2008).

Nossos resultados também indicaram que as comunidades mais trabalhadas ou mencionadas foram as de cianobactérias, fitoplâncton e zooplâncton. Os trabalhos em escala global mostraram que a comunidade mais trabalhada ou mencionada foi a de fitoplâncton, mostrando que essa comunidade é muito afetada pela eutrofização, que interfere no seu desenvolvimento e em suas funções naturais como a fotossíntese, seja por causas naturais ou antrópicas. Seguido pela comunidade de cianobactérias, mostrando que o aumento de nutrientes e as altas temperaturas, neste caso, interferem no crescimento da comunidade aumentando sua biomassa e produção de cianotoxinas no meio aquático, alterando a qualidade da água. Aumento das temperaturas globais e das intensidades de luz ligadas às mudanças nas condições climáticas globais demonstraram apoiar a proliferação excessiva de muitas florações tóxicas formando cianobactérias, levando a sua persistência e ampla distribuição geográfica (Paerl e outros, 2011; O'Neil *et al.*, 2012; Paerl e Paulo, 2012; Mantzouki *et al.*, 2018).

Nas regiões áridas e semiáridas do mundo, a vulnerabilidade relacionada com a distribuição desigual das chuvas e as elevadas taxas de evapotranspiração são as principais barreiras para o desenvolvimento (Andrade; Nunes, 2017) e a manutenção do nível de água dos corpos d'água. A expansão da economia atividades podem impactar a gestão da paisagem e uso da terra, que têm potencial de redução da resiliência do ecossistema aquático. Tal vulnerabilidade favorece um aumento da produção primária e, conseqüentemente, a eutrofização, quase sempre acompanhada de mudanças na composição e abundância de alguns grupos de produtores primários, como cianobactérias (Azare *et al.*, 2020).

Os óleos e as gorduras podem ter muitos efeitos sobre o fitoplâncton: geralmente; o petróleo bruto inibe a fotossíntese de microalgas e seu crescimento (Bretherton *et al.* 2018; Oberholster *et al.* 2010). Quanto maior a biomassa do fitoplâncton, maior a turbidez nas lagoas, isso afeta negativamente a incidência

luminosa. A limitação da luz tem um efeito direto sobre fitoplâncton, impedindo a produção primária aquática (Alexander *et al.*, 2017; Kocum *et al.*, 2002). Além disso, devido ao baixo nível de água e baixas taxas de rotatividade nas águas rasas ou nas lagoas, os nutrientes incorporados são concentrados e partículas sólidas são ressuspensas pelo vento afetando a entrada de luz e, conseqüentemente, impedindo a produção de fitoplâncton. Condições semelhantes foram observadas em estudos experimentais (Braz *et al.*, 2020; Melo *et al.*, 2018). Resultados globais podem ser norteadores de pesquisas no Semiárido brasileiro: Peixes e algas.

Nos trabalhos em escala de Semiárido brasileiro, as comunidades mais trabalhadas ou mencionadas foram as de cianobactérias e de fitoplâncton mostrando que sofrem alterações devido ao excesso de nutrientes nos corpos d'água, interferindo em suas biomassas e funções naturais, alterando o ecossistema aquático em que se encontram. Seguidos pela comunidade de zooplâncton, mostrando que a comunidade possui sua diversidade de espécies reduzida, devido a sua sensibilidade a mudanças ambientais, o que interfere na cadeia alimentar do ecossistema aquático. A comunidade de zooplâncton, por serem consumidores primários, controla o crescimento de algas nos corpos d'água e sem a presença desses organismos a proliferação de microrganismos e fitoplânctons aumenta, causando danos na qualidade de água. A riqueza funcional, a equidade funcional, a divergência funcional (Mason *et al.*, 2005) e a dispersão funcional (Laliberté e Legendre, 2010) do zooplâncton são índices com o potencial para mostrar as mudanças nos processos que regulam a estrutura da comunidade em relação aos estressores ambientais (Mason *et al.*, 2012, 2003).

A eutrofização diminui as diferenças nas combinações de características funcionais que levam a uma simplificação funcional da comunidade, evidenciada pela redução de riqueza funcional (Mouillot *et al.*, 2013; Simões *et al.*, 2020). Uma consequência direta da perda de características funcionais é a mudança nos processos ecossistêmicos, como produtividade secundária e ciclagem de nutrientes (Hébert *et al.*, 2016). Portanto, essas mudanças nas condições ambientais filtram as características funcionais do zooplâncton à medida que impactam a disponibilidade e qualidade dos recursos para o zooplâncton (Kainz; Mazumder, 2005; Melo *et al.*, 2018).

A eutrofização mostrou que é um processo de enriquecimento de nutrientes em corpos d'água, podendo ser de origem natural sendo causada por temperatura, evaporação, mudanças climáticas (como períodos de seca e chuva) e podendo ser de origem artificial sendo causada por efluentes urbanos, urbanização, desmatamento, ambos os tipos de eutrofização carregam e transportam elementos como fósforo (P) e nitrogênio (N) para os corpos d'água causando alterações nos ecossistemas aquáticos, afetando a qualidade de água para consumo e as comunidades que habitam os ambientes aquáticos.

Em geral, espera-se que a precipitação aumente o fluxo de nutrientes para águas doces devido ao aumento do escoamento (Carpenter *et al.*, 2018). Entretanto, durante as secas, o escoamento superficial é reduzido, diminuindo potencialmente a carga de nutrientes (Jeppesen *et al.*, 2011). No entanto, os períodos de seca são associados a níveis mais elevados de evaporação (balanço hídrico negativo) e redução geral do volume em lagos e reservatórios, geralmente levando ao aumento da concentração de nutrientes e, conseqüentemente, à eutrofização (Brasil *et al.*, 2016; Jeppesen *et al.*, 2015; Rocha-Junior *et al.*, 2018).

Tempos de residência curtos “que ocorrem durante períodos de seca” também podem promover a proliferação de cianobactérias (Elliott, 2010; Romo *et al.*, 2013). No Nordeste do Brasil, Brasil e colaboradores (2016) e Costa e colaboradores (2016) constataram que a estação seca induziu reduções no volume do lago e levou a elevação das concentrações de nutrientes, fitoplâncton e biomassa de cianobactérias, comprometendo a qualidade da água.

6 Conclusões

O aumento de nutrientes em corpos d'água são, em grande parte, decorrentes de contaminação antrópica, resultando na proliferação de certos grupos de biodiversidade causando assim, a contaminação da água para uso humano sendo as cianobactérias, fitoplânctons e zooplânctons, os mais comuns nos reservatórios do semiárido brasileiro.

Fatores naturais como mudanças climáticas, secas, chuvas, evaporação e retenção de água extensa, também influenciam a qualidade da água em reservatórios causando eutrofização natural, impossibilitando o consumo humano e uso econômico.

Os resultados dessa pesquisa guiarão a realização de novos estudos, bem como um maior investimento em medidas protetivas, para que no futuro próximo haja uma menor eutrofização em regiões semiáridas tanto brasileiras quanto globais e contribuir para uma melhor qualidade água como garantia de saúde humana e desenvolvimento sustentável.

Causas da eutrofização: agentes naturais (secas, chuvas) ou agentes antrópicos (esgotos industriais e domésticos, fertilizantes) de nutrientes.

Efeitos nas comunidades dos ecossistemas aquáticos: Redução das espécies aquáticas devido à redução de oxigênio, aumento de crescimento de algas, impossibilita as características naturais dos organismos.

Alterações na qualidade da água: Redução de oxigênio dissolvido, aumento de turbidez, aumento de concentração de nutrientes.

REFERÊNCIAS

- ALBERTS, J. M.; BEAULIEU, J. J.; BUFFAM, I. Watershed land use and seasonal variation constrain the influence of riparian canopy cover on stream ecosystem metabolism. **Ecosystems**, v. 20, p. 553-567, 2017.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**. 35, p. 257-284, 2004.
- Alvarez-Cobelas, M., Reynolds, C. S., Sanchez-Castillo, P., & Kristiansen, J. (1998). Phytoplankton and Trophic Gradients. **Dordrecht: Springer**.
<https://doi.org/10.1007/978-94-017-2668-9>.
- AMORIM, C. A.; MOURA, A. N. Effects of the manipulation of submerged macrophytes, large zooplankton, and nutrients on a cyanobacterial bloom: A mesocosm study in a tropical shallow reservoir. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114997, 2020.
- ANDERSON, D. M.; GLIBERT, P. M.; BURKHOLDER, Joann M. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. **Estuaries**, v. 25, p. 704-726, 2002.
- ANDRADE, J. A.; NUNES, M. A. Acesso à água no Semiárido Brasileiro: uma análise das políticas públicas implementadas na região. **Revista espinhaço**, v. 3, n. 2, p. 28-39, 2014.
- ANSARI, A. A. et al. **Eutrophication: causes, consequences and control**. 1. ed. Springer Science & Business Media, 2011.
- ARAUJO, G.; M.; LIMA NETO, I. E.; BECKER, H. Phosphorus dynamics in a highly polluted urban drainage channel-shallow reservoir system in the Brazilian semiarid. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, p. e20180441, 2019.
- AZARE, I. M. *et al.* Deforestation, desert encroachment, climate change and agricultural production in the Sudano-Sahelian Region of Nigeria. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v. 24, n. 1, p. 127-132, 2020.
- BAKER, D.B., CONFESOR, R., EWING, D.E., JOHNSON, L.T., KRAMER, J.W., MERRYFIELD, B.J., 2014. Phosphorus loading to lake erie from the maumee, sandusky, and cuyahoga rivers: the importance of bioavailability. *J. Great Lakes Res.* 40, 502e517. <https://doi.org/10.1016/J.JGLR.2014.05.001>.
- BARBOSA, J. E. L.. *et al.* Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, p. 103-118, 2012.
- Barbosa, J.E. de L., Medeiros, E.S.F., Brasil, J., Cordeiro, R. da S., Crispim, M.C.B., Silva, G.H.G. da, 2012. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnol. Bras.** 24, 103–118. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2012005000030>.

Barbosa, L.G., Alves, R.M.A., Santos, J.P.O., Araújo, M.C.S.P. & Dantas, Ê.W., 2020. Role of submerged macrophytes in sediment phosphorus stabilization in shallow lakes from the Brazilian semiarid region. **Inland Waters** 10(4), 505-515. <http://dx.doi.org/10.1080/20442041.2020.1814090>.

BERGSTRÖM, L.; KICHMANN, H.; DJODJIC, F.; KYLLMAR, K.; ULÉN, B.; LIU, J.; ANDERSON, H.; ARONSSON, H.; BÖRJESSON, G.; KYNKÄÄNNIEMI, P.; SVANBÄCK, A.; VILLA, A. Turnover and Losses of Phosphorus in Swedish Agricultural Soils: Long-Term Changes, Leaching Trends, and Mitigation Measures. **Journal of Environmental Quality**. v. 44, p. 512 – 523, 2015.

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

BOCKWOLDT, K. A. et al. Reduced phytoplankton and zooplankton diversity associated with increased cyanobacteria in Lake Champlain, USA. **Journal of Contemporary Water Research & Education**, v. 160, n. 1, p. 100-118, 2017.

BOSSA, A. Y.; DIEKKRÜGER, B.; AGBOSSOU, E. K. Scenario-based impacts of land use and climate change on land and water degradation from the meso to regional scale. **Water**, v. 6, n. 10, p. 3152-3181, 2014.

BOYD, C. E. **Water quality: an introduction**. 3. ed. Auburn: Springer Nature, 2019.

BRAGA, G. G. *et al.* Influence of extended drought on water quality in tropical reservoirs in a semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, p. 15-23, 2015.

BRAGHIN, L. S. M. et al. Zooplankton diversity in a dammed river basin is maintained by preserved tributaries in a tropical floodplain. **Aquatic Ecology**, v. 49, p. 175-187, 2015.

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

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

BRAZ, J. E. M. *et al.* Oligotrophication affects the size structure and potential ecological interactions of planktonic microcrustaceans. **Aquatic sciences**, v. 82, p. 1-10, 2020.

Camara, F.R.A., Lima, A.K.A., Rocha, O., Chellappa, N.T., 2009. The role of nutrient ^ dynamics on the phytoplankton biomass (chlorophyll-a) of a reservoir-channel continuum in a semi-arid tropical region. **Acta Limnol. Bras.** 21, 431 e 439.

Cao, J., Hou, Z., Li, Z., Chu, Z., Yang, P., & Zheng, B. (2018). Succession of phytoplankton functional groups and their driving factors in a subtropical plateau lake. **Science of the Total Environment**, 631–632, 1127–1137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.111>.

org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.026.

CARMICHAEL, W. W.; BOYER, G. L. Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. **Harmful algae**, v. 54, p. 194-212, 2016.

CARPENTER, S. R.; BOOTH, E. G.; KUCHARIK, C. J. Extreme precipitation and phosphorus loads from two agricultural watersheds. **Limnology and Oceanography**, v. 63, n. 3, p. 1221-1233, 2018.

Chen, M., Ding, S., Chen, X., Sun, Q., Fan, X., Lin, J., 2018. Mechanisms driving phosphorus release during algal blooms based on hourly changes in iron and phosphorus concentrations in sediments. *Water Res.* 133, 153e164.

CHELLAPPA, N. T. et al. Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. **Limnologica**, v. 39, n. 4, p. 273-282, 2009.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, S. L.; CHELLAPPA, S. Harmful phytoplankton blooms and fish mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. **Brazilian archives of Biology and technology**, v. 51, p. 633-641, 2008.

COSTA, D. F.; LUCENA, J. E. B.; DANTAS, E. W. Productivity–diversity relationships in reservoir phytoplankton communities in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 129, p. 64-70, 2016.

COSTA, J. A. da et al. Eutrophication in aquatic ecosystems: a scientometric study. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.

COSTA, M. R. A.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V.. Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 778, p. 75-89, 2016.

DING, J. et al. Impacts of land use on surface water quality in a subtropical River Basin: a case study of the Dongjiang River Basin, Southeastern China. **Water**, v. 7, n. 8, p. 4427-4445, 2015.

Ding S, Han C, Wang Y, Yao L, Wang D, Xu D, Sun Q, Williams PN, Zhang C (2015). In situ, high-resolution imaging of labile phosphorus in sediments of a large eutrophic lake. **Water Res** 74:100–109.

DUNCK, B.; FELISBERTO, S. A.; NOGUEIRA, I. S. Effects of freshwater eutrophication on species and functional beta diversity of periphytic algae. **Hydrobiologia**, v. 837, p. 195-204, 2019.

ELLIOTT, J. A. The seasonal sensitivity of cyanobacteria and other phytoplankton to changes in flushing rate and water temperature. **Global Change Biology**, v. 16, n. 2, p. 864-876, 2010.

Farrer, E.C., Suding, K.N., 2016. Teasing apart plant community responses to N enrichment: the roles of resource limitation, competition and soil microbes. **Ecol. Lett.** 19, 1287–1296.

GALVÃO, S. R. S.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. F. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.43, n.1, p.99-105, 2008.

GER, G.A. et al. The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. **Harmful algae**, v. 54, p. 128-144, 2016.

GERMER, S. et al. Implications of long-term land-use change for the hydrology and solute budgets of small catchments in Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 364, n. 3-4, p. 349-363, 2009.

He, X., Liu, Y.-L., Conklin, A., Westrick, J., Weavers, L.K., Dionysiou, D.D., Lenhart, J.J., Mouser, P.J., Szlag, D., Walker, H.W., 2016. Toxic cyanobacteria and drinking water: impacts, detection, and treatment. **Harmful Algae** 54, 174e193. <https://doi.org/10.1016/J.HAL.2016.01.001>

HÉBERT, M. P.; BEISNER, B. E.; MARANGER, R. Linking zooplankton communities to ecosystem functioning: toward an effect-trait framework. **Journal of Plankton Research**, v. 39, n. 1, p. 3-12, 2017.

HUANG, J. et al. Global semi-arid climate change over last 60 years. **Climate Dynamics**, v. 46, p. 1131-1150, 2016.

HURLEY, T.; SADIQ, R.; MAZUMDER, A. Adaptation and evaluation of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for use as an effective tool to characterize drinking source water quality. **Water research**, v. 46, n. 11, p. 3544-3552, 2012.

INSTITUTO BRASIL TRATA. **Ranking do Saneamento**. São Paulo: TRATA, 2017.

Jarvie, H.P., Johnson, L.T., Sharpley, A.N., Smith, D.R., Baker, D.B., Bruulsema, T.W., Confesor, R., 2017. Increased soluble phosphorus loads to lake erie: unintended consequences of conservation practices? **J. Environ. Qual.** 46, 123. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.07.0248>
Fig. 8. Fitting of phosphorus release rate as a function of the concentration of phosphorus linked to iron and aluminum for each reservoir. D.S. Moura et al. / **Chemosphere** 246 (2020) 125686 9 doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125686

JEPPESEN, E. et al. Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. **Hydrobiologia**, v. 663, p. 1-21, 2011.

JEPPESEN, E. et al. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, p. 201-227, 2015.

JEPPESEN, E. et al. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. **Freshwater biology**, v. 45, n. 2, p. 201-218, 2000.

JEPPESEN, E. et al. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). **Hydrobiologia**, v. 676, p. 279-297, 2011.

JOSUÉ, I. I. P. et al. Cyanobacteria dominance drives zooplankton functional dispersion. **Hydrobiologia**, v. 831, p. 149-161, 2019.

Kane, D.D., Conroy, J.D., Peter Richards, R., Baker, D.B., Culver, D.A., 2014. Reeutrophication of Lake Erie: correlations between tributary nutrient loads and phytoplankton biomass. *J. Great Lakes Res.* 40, 496-501. <https://doi.org/10.1016/J.JGLR.2014.04.004>.

KAINZ, M.; MAZUMDER, A. Effect of algal and bacterial diet on methyl mercury concentrations in zooplankton. **Environmental science & technology**, v. 39, n. 6, p. 1666-1672, 2005.

KANG, J.; AMOOZEGAR, A.; HESTERBERG, D.; OSMOND, D L. Phosphorus leaching in a sandy soil as affected by organic and inorganic fertilizer sources. **Geoderma**. v. 161, p. 194-201, 2011.

Khan, M. N.; Mohammad, F., 2014. Eutrophication: challenges and solutions. In: Ansari, A. A.; Gill, S. S. (Eds.). *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. V. 2. Dordrecht: **Springer**, 1-15. Available: <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7814-6>

KING, K. W. et al. Phosphorus availability in Western Lake Erie Basin drainage waters: Legacy evidence across spatial scales. **Journal of environmental quality**, v. 46, n. 2, p. 466-469, 2017.

KROL, M. S.; BRONSTERT, A. Regional integrated modelling of climate change impacts on natural resources and resource usage in semi-arid Northeast Brazil. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, n. 2, p. 259-268, 2007.

LAETZ, C. A. et al. Ecotoxicological risk of mixtures. In: Amiard-Triquet, C.; AMIRAD, J. C; MOUNEYRAC, C. **Aquatic Ecotoxicology**. 1. ed. Massachusetts: Academic Press, 2015, p. 441-462.

Laliberté, E. and Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, 91, 299–305.

LEIBOLD, M. A. Biodiversity and nutrient enrichment in pond plankton communities. **Evolutionary Ecology Research**, v. 1, n. 1, p. 73-95, 1999.

LOPES, O. F. et al. Influence of land use on trophic state indexes in northeast Brazilian river basins. **Environmental monitoring and assessment**, v. 191, p. 1-14, 2019.

LORENZI, A. S. et al. Cyanotoxin contamination of semiarid drinking water supply reservoirs. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, p. 1-8, 2018.

LUMB, A.; SHARMA, T. C.; BIBEAL, J. F. A review of genesis and evolution of water quality index (WQI) and some future directions. **Water Quality, Exposure and Health**, v. 3, p. 11-24, 2011.

LUNDBERG, C.. Eutrophication, risk management and sustainability. The perceptions of different stakeholders in the northern Baltic Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 66, n. 1-2, p. 143-150, 2013.

Mantzouki E, Lüring M, Fastner J, De Senerpont Domis L, WilkWoźniak E, Koreivienė J, Seelen L, Teurlincx S, Verstijnen Y, Krztoń W, Walusiak E, Karosienė J, Kasperovičienė J, Savadova K, Vitonytė I, Cillero-Castro C, Budzyńska A, Goldyn R, Kozak A, Rosińska J, Szeląg-Wasielewska E, Domek P, Jakubowska-Krepska N, Kwasizur K, Messyas B, Pelechata A, Pelechaty M, Kokocinski M, García-Murcia A, Real M, Romans E, Noguero-Ribes J, Duque DP, FernándezMorán E, Karakaya N, Häggqvist K, Demir N, Beklioğlu M, Filiz N, Levi EE, Iskin U, Bezirci G, Tavşanoğlu ÜN, Özhan K, Gkelis S, Panou M, Fakioglu Ö, Avagianos C, Kaloudis T, Çelik K, Yilmaz M, Marcé R, Catalán N, Bravo AG, Buck M, Colom-Montero W, Mustonen K, Pierson D, Yang Y, Raposeiro PM, Gonçalves V, Antoniou MG, Tsiarta N, McCarthy V, Perello VC, Feldmann T, Laas A, Panksep K, Tuvikene L, Gagala I, Mankiewicz-Boczek J, Yağcı MA, Çınar Ş, Çapkın K, Yağcı A, Cesur M, Bilgin F, Bulut C, Uysal R, Obertegger U, Boscaini A, Flaim G, Salmaso N, Cerasino L, Richardson J, Visser PM, Verspagen JMH, Karan T, Soylu EN, Maraşlioğlu F, Napiórkowska-Krzebietke A, Ochocka A, Pasztaleniec A, Antão-Geraldes AM, Vasconcelos V, Morais J, Vale M, Köker L, Akçaalan R, Albay M, Špoljarić Maronić D, Stević F, Žuna Pfeiffer T, Fonvielle J, Straile D, Rothhaupt K-O, Hansson L-A, Urrutia-Cordero P, Bláha L, Geriš R, Fránková M, Koçer MAT, Alp MT, Remec-Rekar S, Elersek T, Triantis T, Zervou S-K, Hiskia A, Haande S, Skjelbred B, Madrecka B, Nemova H, Drastichova I, Chomova L, Edwards C, Sevindik TO, Tunca H, Önem B, Aleksovski B, Krstić S, Vucelić IB, Nawrocka L, Salmi P, Machado-Vieira D, De Oliveira AG, Delgado-Martín J, García D, Cereijo JL, Gomà J, Trapote MC, Vegas-Vilarrúbia T, Obrador B, Grabowska M, Karpowicz M, Chmura D, Úbeda B, Gálvez JÁ, Özen A, Christoffersen KS, Warming TP, Kobos J, Mazur-Marzec H, Pérez-Martínez C, RamosRodríguez E, Arvola L, Alcaraz-Párraga P, Toporowska M, Pawlik-Skowronska B, Niedźwiecki M, Pęczuła W, Leira M, Hernández A, Moreno-Ostos E, Blanco JM, Rodríguez V, Montes-Pérez JJ, Palomino RL, Rodríguez-Pérez E, Carballeira R, Camacho A, Picazo A, Rochera C, Santamans AC, Ferriol C, Romo S, Soria JM, Dunalska J, Sieńska J, Szymański D, Kruk M, Kostrzevska-Szlakowska I, Jasser I, Žutinić P, Gligora Udovič M, Plenković-Moraj A, Frąk M, Bańkowska-Sobczak A, Wasilewicz M, Özkan K, Maliaka V, Kangro K, Grossart H-P, Paerl HW, Carey CC, Ibelings BW, 2018. Temperature effects explain continental scale distribution of cyanobacterial toxins. **Toxins** 10: pii: E156. doi: 10.3390/toxins10040156.

MARTINS, V. S. Sistemas orbitais para monitoramento de ambientes aquáticos. In: Barbosa, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; MARTINS, V. S. **Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações**. 1. ed. Brasília: INPE, 2019, p. 107-135.

Mason, N., DE Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S. and Dray, S. (2012). A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. **J. Veg. Sci.**, 24, 794–806.

Mason, N. W. H., MacGillivray K., Steel J. B., Wilson J. B. (2003). An index of functional diversity. **J. Veg. Sci.**, 14, 571–578 4.

Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G. and Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, 1, 112–118.

MAZZETTO, A. M. et al. Comparing how land use change impacts soil microbial catabolic respiration in Southwestern Amazon. **brazilian journal of microbiology**, v. 47, p. 63-72, 2016.

Medeiros, G.C.S. de, Maia, A.G., de Medeiros, J.D.F., 2019. Assessment of two different methods in predicting hydrological drought from the perspective of water demand. **Water Resour. Manag.** 33, 1851–1865. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02218-7>.

MEGLIOLI, P. A. et al. Spatial patterns of soil resources under different land use in Prosopis woodlands of the Monte desert. **Catena**, v. 149, p. 86-97, 2017.

MELO, T. X. et al. Effects of nutrient enrichment on primary and secondary productivity in a subtropical floodplain system: an experimental approach. **Hydrobiologia**, v. 827, p. 171-181, 2018.

MENEZES-BLACKBURN, D.; GILES, C.; DARCH, T.; GEORGE, T. S.; BLACKWELL, M.; STUTTER, M. SHAND, C.; LUMSDON, D.; COOPER, P.; WENDLER, R.; BROWN, L.; ALMEIDA, D. S.; WEARING, C.; ZHANG, H.; HAYGARTH, P. M.. Opportunities for mobilizing recalcitrant phosphorus from agricultural soils: a review. **Springer**. Plant Soil. v. 427, p. 5–16, 2018.

Midolo, G., Alkemade, R., Schipper, A.M., Benítez-L´opez, A., Perring, M.P., De Vries, W., 2019. Impacts of nitrogen addition on plant species richness and abundance: a global meta-analysis. **Global Ecol. Biogeogr.** 28, 398–413.

MITRE, S. K. **Aspectos da ciclagem de nutrientes em ecossistemas ripários sob diferentes usos do solo**. 2016. Tese (Doutorado em Ecologia), Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.

MOLINA, C. D. et al. Mowing does not redress the negative effect of nutrient addition on alpha and beta diversity in a temperate grassland. **Journal of Ecology**, v. 109, n. 3, p. 1501-1510, 2021.

MOUILLOT, D. et al. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 3, p. 167-177, 2013.

Moura, N.A., Nascimento, E.C., Dantas, ^ E.W., 2012. Temporal and spatial dynamics of phytoplankton near farm fish in eutrophic reservoir in Pernambuco. **Braz. Rev. Biol. Trop.** 60, 581e597.

MOURA, A. N.; TAVARES, N. A.K. C.; AMORIM, C. A. Cyanobacterial blooms in freshwater bodies from a semiarid region, Northeast Brazil: A review. **Journal of Limnology**, v. 77, 179e188, 2018.

NASCIMENTO, A. M.; NASCIMENTO, E. C.; DANTAS, Ê. Temporal and spatial dynamics of phytoplankton near farm fish in eutrophic reservoir in Pernambuco, Brazil. **Revista de Biología Tropical**, v. 60, n. 2, p. 581-597, 2012.

NIU, S. et al. Nitrogen effects on net ecosystem carbon exchange in a temperate steppe. **Global Change Biology**, v. 16, n. 1, p. 144-155, 2010.

NIXON, S. W. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. **Ophelia**, v. 41, n. 1, p. 199-219, 1995.

Ni Z, Wang S (2015) Historical accumulation and environmental risk of nitrogen and phosphorus in sediments of Erhai Lake, Southwest China. *Ecol Eng* 79:42–53.

OGASHAWARA, I.; MISHRA, D. R.; GITELSON, A. A. Remote sensing of inland waters: background and current state-of-the-art. *In*: MISHRA, D. R.; OGASHAWARA, I.; GITELSON, A. A. **Bio-optical modeling and remote sensing of inland waters**. Elsevier, 2017. p. 1-24.

O'LEAR, S. et al. Environmental geopolitics of climate engineering proposals in the IPCC 5th assessment report. **Frontiers in Climate**, v. 3, p. 718553, 2021.

OMETTO, J. P. H. B. et al. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Freshwater Biology**, v. 44, n. 2, p. 327-337, 2000.

O'Neil JM, Davis TW, Burford MA, Glober CJ, 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. **Harmful Algae**, 14:313- 334.

OUYANG, Y. Estimation of shallow groundwater discharge and nutrient load into a river. **Ecological engineering**, v. 38, n. 1, p. 101-104, 2012.

PACHECO, C. H. A.; LIMA NETO, I. E. Effect of artificial circulation on the removal kinetics of cyanobacteria in a hypereutrophic shallow lake. **Journal of Environmental Engineering**, v. 143, n. 12, p. 06017010, 2017.

Padisák, J., Scheffler, W., Sáros, C., Kasprzak, P., Koschel, R., & Krienitz, L. (2003). Spatial and temporal pattern of development and decline of the spring diatom populations in Lake Stechlin in 1999. **Archiv für Hydrobiologie**, 58(November, 2015), 135–155.

PAERL, H. W. et al. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. **The Scientific World Journal**, v. 1, p. 76-113, 2001.

PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Blooms like it hot. **Science**, v. 320, n. 5872, p. 57-58, 2008.

PAERL, H. W.; OTTEN, T. G. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. **Microbial ecology**, v. 65, p. 995-1010, 2013.

Paerl HW, Hall NS, Calandrino ES, 2011. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic- induced change. **Sci. Total Environ.** 409:1739-1745.

Paerl HW, Paul VJ, 2012. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water Res.** 46:1349- 1363.

PILGRIM, C. M. et al. Spatial and temporal analysis of land cover changes and water quality in the Lake Issaqueena watershed, South Carolina. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, p. 7617-7630, 2014.

POWERS, S. M. et al. Long-term accumulation and transport of anthropogenic phosphorus in three river basins. **Nature Geoscience**, v. 9, n. 5, p. 353-356, 2016.

PRIVETTE, C. V.; SMINK, J. Assessing the potential impacts of WWTP effluent reductions within the Reedy River watershed. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 11-16, 2017.

RAGAB, R.; PRUDHOMME, C.. Sw—soil and Water: climate change and water resources management in arid and semi-arid regions: prospective and challenges for the 21st century. **Biosystems engineering**, v. 81, n. 1, p. 3-34, 2002.

Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., & Melo, S. (2002). Review towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, 24(5), 417–428. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>.

ROCHA JUNIOR, C. A. N. et al. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.

ROMO, S. et al. Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 3, p. 513-522, 2013.

ROSSET, V. et al. Is eutrophication really a major impairment for small waterbody biodiversity?. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 415-425, 2014.

SILVA, J. S. O. et al. Effects of land cover on chemical characteristics of streams in the Cerrado region of Brazil. **Biogeochemistry**, v. 105, p. 75-88, 2011.

SIMÕES, N. R. et al. Changing taxonomic and functional β -diversity of cladoceran communities in Northeastern and South Brazil. **Hydrobiologia**, v. 847, p. 3845-3856, 2020.

SODRÉ, E. O.; BOZELLI, R. L. How planktonic microcrustaceans respond to environment and affect ecosystem: a functional trait perspective. **International Aquatic Research**, v. 11, n. 3, p. 207-223, 2019.

Tang X, Wu M, Dai X, Chai P (2014). Phosphorus storage dynamics and adsorption characteristics for sediment from a drinking water source reservoir and its relation with sediment compositions. **Ecol Eng** 64: 276–284.

TIAN, D. et al. Nonlinear responses of ecosystem carbon fluxes and water-use efficiency to nitrogen addition in Inner Mongolia grassland. **Functional Ecology**, v. 30, n. 3, p. 490-499, 2016.

TONÉ, A. J. A; PACHECO, C. H. A.; NETO, I. E. L. Circulation induced by diffused aeration in a shallow lake. **Water SA**, v. 43, n. 1, p. 36-41, 2017.

Vasanthavigar, M., Srinivasamoorthy, K., Vijayaragavan, K., & Rajiv Ganthi, R. (2010). Application of water quality index for groundwater quality assessment: Thirumanimuttar subbasin Tamilnadu, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 171, 595–609.

Vellend, M., Baeten, L., Becker-Scarpitta, A., Boucher-Lalonde, V., McCune, J.L., Messier, J., Myers-Smith, I.H., Sax, D.F., 2017. Plant biodiversity change across scales during the Anthropocene. **Annu. Rev. Plant Biol.** 68, 563–586.

WHITEHEAD, P. G. et al. Modelling phosphorus dynamics in multi-branch river systems: A study of the Black River, Lake Simcoe, Ontario, Canada. **Science of the Total environment**, v. 412, p. 315-323, 2011.

WIEGAND, M. C. et al. Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **Journal of arid environments**, v. 184, p. 104321, 2021.

XIA, J.; WAN, S.. Global response patterns of terrestrial plant species to nitrogen addition. **New Phytologist**, v. 179, n. 2, p. 428-439, 2008.

Yisa, J., & Jimoh, T. (2010). Analytical studies on water quality index of River Landzu. **American Journal of Applied Sciences**, 7, 453–458.