

Article

# Pesticidas em Ecossistemas Aquáticos e sua Interação com Algas e Cianobactérias: Uma Análise Cienciométrica

Thaynara Martins de Oliveira <sup>1</sup> , Fernanda Melo Carneiro <sup>2\*</sup> , Isabela Jubé Wastowski <sup>3</sup> 

<sup>1</sup> Mestre em Ambiente e Sociedade (Universidade Estadual de Goiás - UEG, Câmpus Sudeste, Morrinhos – GO), Brasil, Lattes: <http://lattes.cnpq.br/0472593143204242>, ORCID: 0000-0002-7237-8745, E-mail: [thaynara96martins@gmail.com](mailto:thaynara96martins@gmail.com)

<sup>2</sup> Professora Doutora do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais do Cerrado – RENAC (Universidade Estadual de Goiás – UEG), Doutora em Ecologia e Evolução (UFG), Lattes: <http://lattes.cnpq.br/8004474939716295>, ORCID: 0000-0001-6389-4564, E-mail: [fernanda.carneiro@ueg.br](mailto:fernanda.carneiro@ueg.br)

<sup>3</sup> Professora Doutora do Programa de Pós Graduação em Ciências Aplicadas a Produtos da Saúde – PPCAPS (Universidade Estadual de Goiás- UEG) Doutora em Imunologia Básica e Aplicada (USP), Lattes: <http://lattes.cnpq.br/4051434704701413>, ORCID: 0000-0001-5441-4186, E-mail: [wastowski@gmail.com](mailto:wastowski@gmail.com)

\*Correspondence: E-mail: [fernanda.carneiro@ueg.br](mailto:fernanda.carneiro@ueg.br), Fone: +55 062 3522- 5603

## ABSTRACT

To understand the relationship of micropollutants in aquatic environments and their impact on the primary production of these ecosystems, we carried out a scientometric analysis of studies on the interaction of micropollutants, mainly pesticides, in aquatic ecosystems with algae and cyanobacteria. In the Web of Science database, we selected articles with the search words (agrotoxic \* or pesticid \*) and (microalgae or phytoplankton or periphyton) in the title, abstract or keywords published between 1998 and 2018. We selected 287 articles for analysis, surveying all the studied organisms and its association with the respective values of lethal dose (DL), effective concentration (EC) or inhibitory concentration (IC) and the type of environment. The articles referred mainly to the bioaccumulation effects of the pesticides atrazine, chlorpyrifos and diuron. Clorsulfuron and metisulfuron metyl were the most common in inhibition concentration studies. The algae species most cited in the studies were: *Chlorella vulgaris* Beijerinck 1890, *Raphidocelis subcapitata* (Korshikov) Nygaard, Komárek, J.Kristiansen & O.M.Skulberg 1987, *Scenedesmus quadricauda* Chodat, nom. illeg. 1926. Cyanobacteria were the second most studied group of organisms. The pesticides answer were specie dependente. For the same specie there is not more than one answer to the same pesticide which impossibilite generalizations. Studies are predominantly in temperate regions, even with the large number of pesticides available on the market. Therefore, there is still not enough in the literature on the effect of these pesticides on natural aquatic ecosystems and, consequently, at the base of the trophic chain of environments.

**Keywords:** *Chlorella vulgaris*; bioaccumulation; atrazine; ecotoxicology.

## RESUMO

Para entender a relação de micropoluentes em ambientes aquáticos e seu impacto na produção primária desses ecossistemas realizamos uma análise cienciométrica dos estudos sobre a interação de micropoluentes, principalmente pesticidas, nos ecossistemas aquáticos com algas e cianobactérias. Na base de dados *Web of Science* selecionamos artigos que continham as palavras (agrotoxic\* or



Submissão: 26/02/2021



Aceite: 11/04/2022



Publicação: 29/04/2022



pesticid\*) and (microalgae or phytoplankton or periphyton) no título, resumo ou palavras-chave (tópico) publicados entre os anos de 1998 e 2018. Selecionamos 287 artigos para a análise, levantando todos os organismos estudados e sua associação com os respectivos valores de doses letais (DL), concentrações de efeito (EC) ou concentrações de inibição (IC) e o tipo de ambiente. Os artigos referiam-se, principalmente, aos efeitos de bioacumulação dos pesticidas atrazina, clorpirifós e diuron. Clorsulfuron e metisulfuron metílico foram os mais frequentes em estudos que analisaram as concentrações de inibição. As espécies de algas mais citadas nos estudos foram: *Chlorella vulgaris* Beijerinck 1890, *Raphidocelis subcapitata* (Korshikov) Nygaard, Komárek, J.Kristiansen & O.M.Skulberg 1987, *Scenedesmus quadricauda* Chodat, nom. illeg. 1926. As cianobactérias foram o segundo grupo de organismos mais estudado. A resposta aos pesticidas foi espécie dependente. Para uma mesma espécie não existe mais de uma resposta ao mesmo pesticida o que dificulta generalizações. Os estudos estão predominantemente em regiões temperadas mesmo com o grande número de pesticidas disponíveis no mercado. Portanto, ainda não existe na literatura conhecimento suficiente sobre o efeito desses pesticidas em ecossistemas aquáticos naturais e, conseqüentemente, na base da cadeia trófica desses ambientes.

**Palavras-chave:** *Chlorella vulgaris*; bioacumulação; atrazina; ecotoxicologia.

## 1.Introdução

O uso descontrolado de pesticidas gera efeitos danosos e compromete a vida humana e dos demais organismos através da contaminação de seu ambiente (Nascimento & Melnyk 2016). As inovações na produção dos pesticidas aumentaram a sua capacidade de dispersão, infiltração e penetração na água (Américo et al. 2015, Mazlan et al. 2017). Os POPs (poluentes orgânicos persistentes) são compostos xenobióticos halogenados aos quais os seres humanos e outros organismos são amplamente expostos por meio de várias commodities de fontes pontuais e não pontuais (Karthigadevi et al. 2021). Os POPs estão presentes em metais, fármacos, pesticidas, plásticos e cosméticos, sendo altamente persistentes no ambiente e não degradáveis, podendo bioacumular nas comunidades biológicas em diferentes níveis tróficos (Rodrigues et al. 2018, Karthigadevi et al. 2021).

Os pesticidas poluem os cursos de água superficiais e podem inviabilizar sua utilização (Pinheiro et al. 2017). As águas subterrâneas também recebem resíduos carreados ou retidos pelo solo (Soares et al. 2017). No que diz respeito a qualidade das águas superficiais quanto aos parâmetros físico-químicos, a presença de pesticidas, compostos por partículas coloidais, pode elevar a turbidez da água, dificultando a entrada da luz solar no ambiente aquático, aumentar a temperatura e reduzir o pH (Reck et al. 2018). Pode ainda, conforme esses autores, modificar a composição taxonômica das comunidades aquáticas, ocasionando a seleção de espécies tolerantes e a extinção dos organismos mais sensíveis.

Os pesticidas afetam os organismos alvos de sua ação de combate, mas devido à falta de seletividade, atingem também outros seres não-alvos presentes nos ambientes afetados por seu lançamento (Ragassi et al. 2017). Dentre os organismos não-alvos que são afetados seja pelo impacto direto em algumas espécies ou mesmo pelo efeito indireto em seus competidores ou parasitas, estão as microalgas e cianobactérias (Lu et al. 2019). As microalgas são muito frequentes em estudos de poluentes aquáticos com grandes vantagens analíticas e econômicas, porque permitem testes em escala miniaturizadas utilizando um pequeno volume e um número maior de amostras que podem abordar muitas substâncias químicas (Ceschin et al. 2021). Essas microalgas e cianobactérias compõem duas importantes comunidades dos ecossistemas aquáticos: o fitoplâncton e o perifíton.

Estudos de ecotoxicologia são utilizados para a classificação da toxicidade ambiental de pesticidas, esses estudos podem associar o alcance de determinadas substâncias químicas nos ambientes e a extensão de seus efeitos sobre os organismos vivos (Nascimento & Melnyk 2016). Por exemplo, em um estudo para determinar o impacto de determinado composto químico, foram desenvolvidas as seguintes etapas: análise das características físico-químicas do composto, sua toxicidade *in vitro* a células, e *in vivo* a um bioindicador da fauna aquática, além da avaliação da periculosidade ou dos riscos que oferece à biodiversidade do ambiente aquático (Nogueira 2020).

O fitoplâncton compreende os organismos fotossintetizantes que vivem em suspensão na coluna de água (Padisák 2004, Wetzel 2001). No fitoplâncton são encontrados representantes de praticamente todos os grupos de algas e cianobactérias (Esteves 1998). Essa comunidade atua como bioindicador da qualidade do ambiente aquático mudando a composição de espécies e a abundância em resposta as mudanças ambientais (Macêdo et al. 2017). Assim como o fitoplâncton, o perifíton também exerce um papel chave na



produção primária, ciclagem de nutrientes e interações tróficas nos ecossistemas aquáticos (Vadeboncoeur & Steinman 2002, Rodriguez et al. 2017). Como responsável por quase metade da produção global de oxigênio e compondo o ciclo biogeoquímico de muitos nutrientes não só em ambientes aquáticos como terrestres o fitoplâncton poderia ser considerado um verdadeiro engenheiro da biosfera. O fitoplâncton contribui com a regulação do clima e da qualidade do ar, além de oferecer ativos para produção de alimentos e fármacos (Naselli-Flores & Padisák 2022). Assim, alterações nessa comunidade podem implicar em alterações na cascata trófica afetando diretamente os demais níveis (ex.: atividade de pesca) ou mesmo a interação entre ambientes aquáticos e terrestres como a diminuição de serviços de polinização e produção de mel (Klatt et al. 2022). Dentro do perifiton as algas são o componente mais abundante. O perifiton é uma comunidade complexa que inclui algas, bactérias, fungos e protozoários atracados a substratos como rochas, madeiras e vegetação na água (Wetzel 1983, Azim et al. 2005, Gulzar et al. 2017).

Para sistematizar o conhecimento produzido até o momento sobre o efeito de pesticidas em ambientes aquáticos, especificamente nas microalgas e cianobactérias, desenvolvemos uma revisão sistemática baseada em análise cientométrica. A cientometria consiste em uma análise quantitativa, que através do acesso a variadas pesquisas, reúne todo conhecimento adquirido sobre determinado assunto para a sua compreensão mais totalizada, e busca preencher as lacunas de informações e estudos ainda existentes (Razera 2016). Assim, tivemos como objetivo quantificar e caracterizar as principais abordagens dos trabalhos analisados (ex.: efeitos dos micropoluentes sobre as agas, biodegradação de micropoluentes, avaliação da qualidade da água). Além disso, identificamos os principais micropoluentes, tipos de ambiente estudado, organismos e seus limites de tolerância.

## 2 MÉTODOS

Na base de dados *Web of Science* foram selecionados artigos com as palavras (agrotóxic\* or pesticid\*) and (microalgae or phytoplankton or periphyton) utilizando o termo tópico (título, resumo e palavras chaves) publicados entre os anos de 1998 e 2018. As buscas foram realizadas em fevereiro de 2018. Dos 322 artigos selecionados, após a leitura dos resumos, aqueles que não associavam algas a pesticidas foram retirados das análises. Um total de 287 artigos foram considerados para a análise após a avaliação dos resumos. Desses artigos, foram extraídas as seguintes informações: i) principal(is) objetivo(s); ii) contaminante(s) e seu(s) grupo(s) químico(s); iii) tipo de estudo (experimental ou de campo); iv) local(is) (ecossistemas marinho, de água doce ou de transição) e tipo(s) (lótico ou lêntico, caracterizados pela presença de águas em movimento e repouso parcial ou total, respectivamente) de ambiente; v) espécie(s) e família(s) do(s) organismo(s) aquático(s) analisado(s); vi) doses letais (DL), concentrações de efeito observado (EC) e concentrações de inibição (IC) dos micropoluentes sobre os organismos estudados; vii) país de origem do primeiro autor, que referimos como país da publicação; viii) revistas que publicaram os artigos; ix) áreas de pesquisa (não delimitadas previamente em correspondência a determinada grande área); x) autores que mais publicaram os artigos levantados; e xi) o número de citações que contemplaram os artigos levantados.

Reunimos e contabilizamos os artigos que apresentavam informações ou dados semelhantes para verificar as características mais presentes nos estudos, e identificamos o comportamento das publicações no decorrer dos anos (do intervalo determinado de 1998 a 2018), relacionando o número de artigos e seu ano de publicação através de uma análise de correlação de Pearson no programa PAST (Hammer et al. 2001).

Para comparar o uso de agrotóxicos às publicações associados a microalgas e cianobactérias utilizamos os dados disponibilizados pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura – FAO, da quantidade de pesticidas (em toneladas de ingredientes ativos) usados ou vendidos pelos continentes (FAO 2020), como informação adicional. Extraímos dos artigos levantados nesta análise cientométrica, os dados das doses letais, concentrações efetivas e concentrações de inibição dos micropoluentes sobre as populações de organismos, para que além da identificação dos estudos sobre a interação dos pesticidas com os organismos aquáticos verificássemos as concentrações dos pesticidas que afetam especificamente determinados organismos.

## 3 RESULTADOS

Dentre os 287 artigos analisados, 221 tinham como enfoque os efeitos de micropoluentes sobre algas, cianobactérias e seis artigos tinham como enfoque o efeito desses poluentes em microorganismos do solo (TABELA 1). Os organismos de solo abordados nesses



seis artigos englobaram múltiplos níveis tróficos como: bactérias (*Pseudomonas sp.*); comunidades fototróficas que habitam o solo e rochas como microalgas (clorofíceas, cianobactérias e diatomáceas), briófitas e angiospermas (crucíferas - *Brassica chinensis* Cent. Pl. I. 19 (1755) e *Brassica napus* Vilm., Bon Jard. 348 (1837) , gramíneas - *Cynodon dactylon* (L.) Pers., Syn. Pl. [Persoon] 1: 85 (1805) e *Lolium perenne* L., Sp. Pl. [Linnaeus] 1: 83 (1753)); anelídeos (*Eisenia andrei* (Bouché 1972), *Enchytraeus crypticus* Westheide & Graefe, 1992) e artrópodes (*Avena sativa* L.).

Tabela 1: Número de artigos total (N) e o percentual de artigos (%) e sua principal abordagem (objetivo geral).

N	%	Abordagem
221	77,0	Efeitos dos micropoluentes sobre microalgas, cianobactérias e seres do solo
23	8,0	Biodegradação de micropoluentes
10	3,5	Biosensores ou monitoramento de micropoluentes
20	7,0	Aspectos químicos de micropoluentes
8	2,8	Outros organismos com micropoluentes
5	1,7	Avaliação de parâmetros físicos, biológicos e químicos da qualidade de água

Verificamos a tendência de aumento do número de artigos sobre microalgas e cianobactérias, e pesticidas ao longo do período estudado ( $r = 0,83$ ;  $p < 0,001$ ). O número de publicações sobre fitoplâncton e micropoluentes ( $r = 0,82$ ;  $p < 0,001$ ) foi sempre maior do que com perifíton e micropoluentes ( $r = 0,03$ ;  $p > 0,1$ ; FIGURA 1).

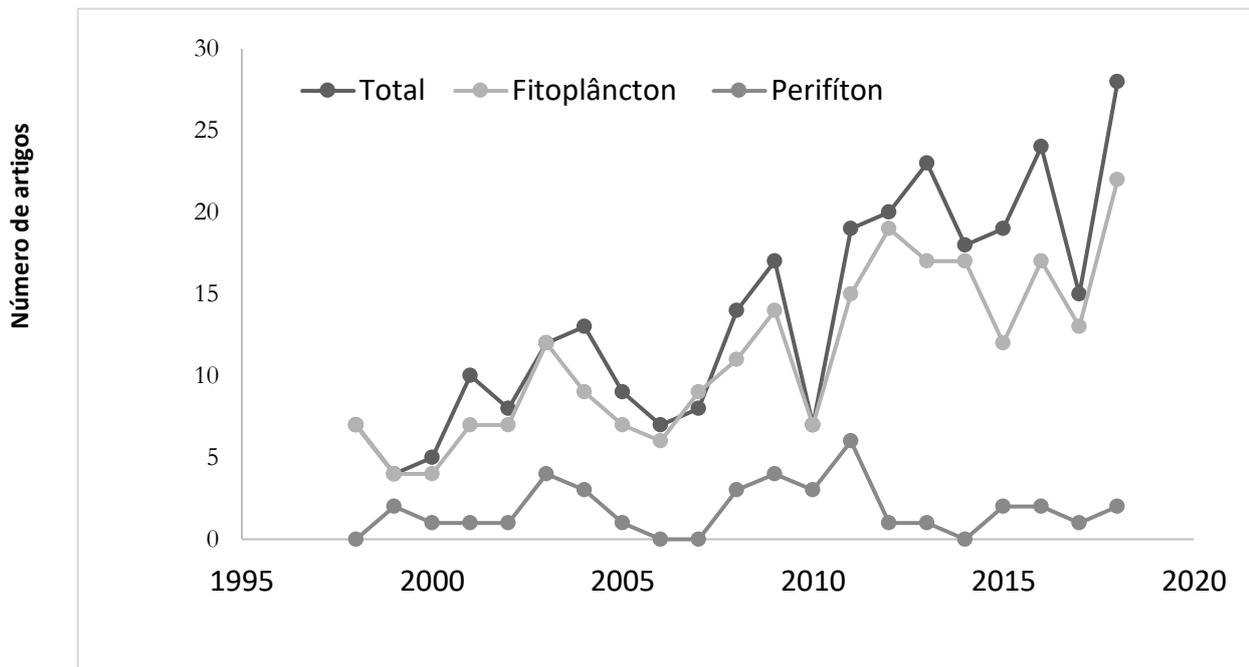


Figura 1. Número de artigos publicados por ano sobre algas perifíticas e fitoplancônicas (incluindo cianobactérias), e sua relação com micropoluentes em ambientes aquáticos, e publicados no *Web of Science*, entre 1998-2018.

De acordo com os dados disponibilizados pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura – FAO, referentes ao período de 1998 a 2017, o uso de pesticidas e outros micropoluentes importantes no mundo (precisamente pelos continentes africano, americano, europeu e oceania), apresentou-se estável, nos anos de 1998 a 2017. Nós verificamos uma redução brusca entre os anos de 2015 e 2016, no continente asiático (maior consumidor de pesticidas), após 10 anos de elevação do consumo (de 2002 a 2012) (FIGURA 2).

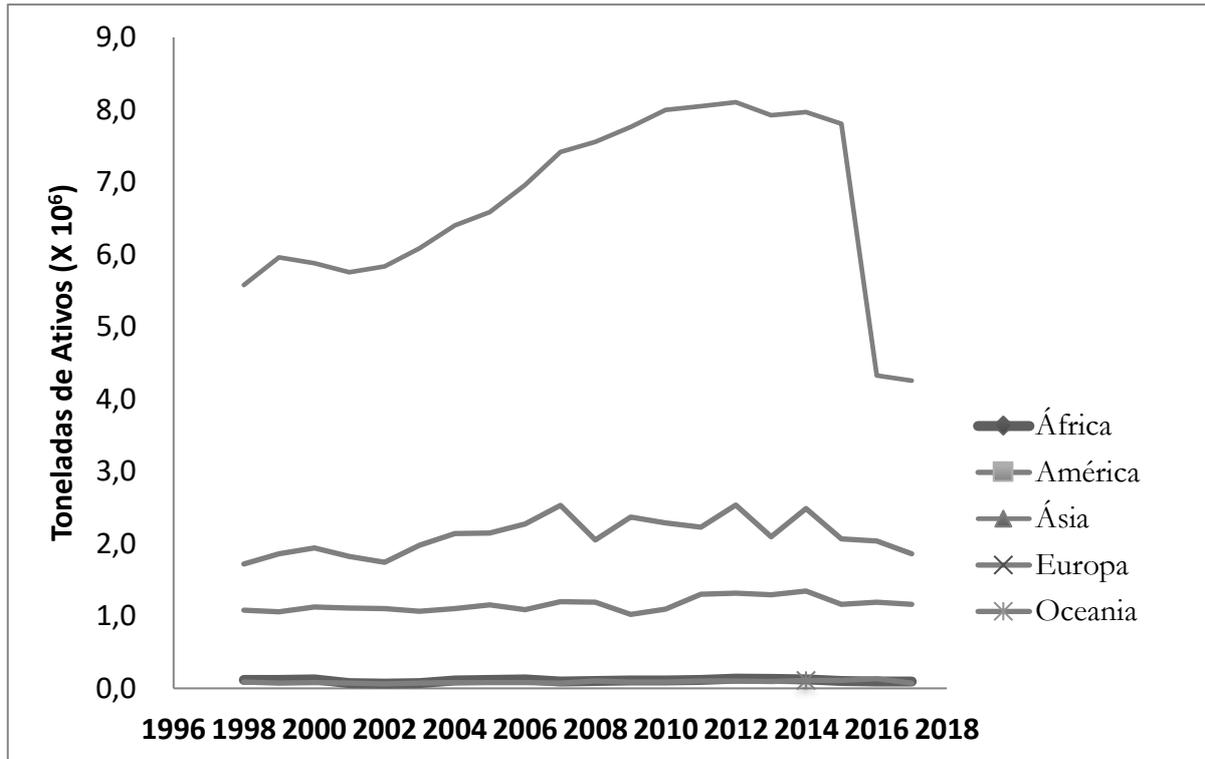


Figura 2. Quantidade de toneladas de pesticidas (inseticidas, herbicidas, fungicidas, reguladores de crescimento de plantas e rodenticidas) e de outros micropoluentes vendidos pelos continentes nos anos 1998-2017. Fonte: Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura – FAO (2020).

Os artigos levantados neste estudo foram publicados por apenas 60 países, sendo que os Estados Unidos (18,4%), China (13,6%) e a França (12,3%) foram responsáveis por quase metade das publicações sobre pesticidas relacionados a microalgas. Um total de 34 países publicou apenas um ou dois artigos (FIGURA 3).

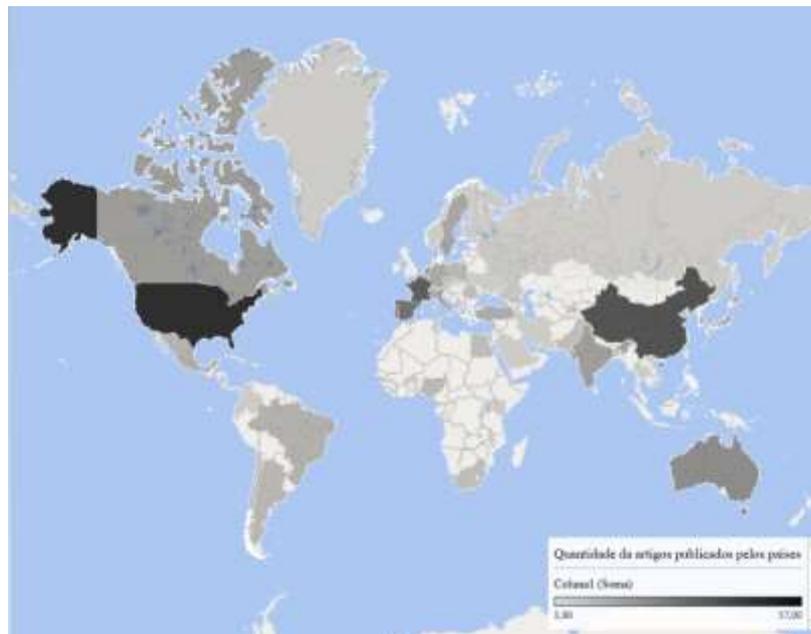


Figura 3. Mapa dos países que publicaram os artigos levantados no *Web of Science* entre 1998-2018 sobre micropoluentes e microalgas ou cianobactérias, em ambientes aquáticos.



Entre os trabalhos analisados que expunham o tipo de estudo desenvolvido (284), a maior parte eram experimentais (69,72%) e apenas 30,28% consistiram em estudos observacionais de campo. A maioria dos trabalhos que informaram sobre o ambiente estudado foi desenvolvido em ecossistemas de água doce (99), 44 estudos em ambiente marinho e 11 estudos em água doce/salobra. Dentre os estudos de água doce, apenas 46 informaram o tipo de ambiente, se lântico (30) ou lótico (13). Para os demais não foi possível fazer essa classificação, pois se tratavam de experimentos.

Um total de 289 contaminantes, contidos em 109 grupos (ou classes quanto a sua ação), foram relatados nos artigos. Os principais contaminantes mencionados foram os pesticidas atrazina, clorpirifós e diuron (FIGURA 4). Esses mais utilizados foram classificados quanto à ação, como herbicidas ou inseticidas, sendo, portanto, as classificações mais presentes nos artigos.

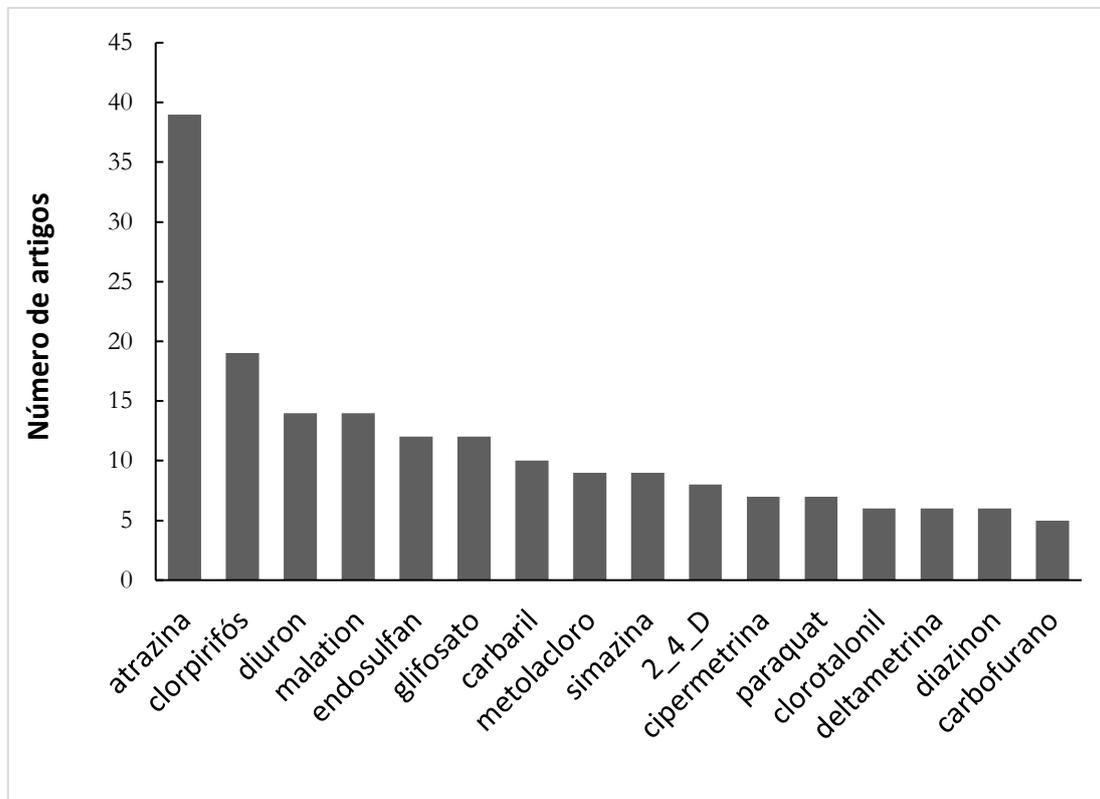


Figura 4. Micropoluentes mais citados pelos trabalhos publicados no *Web of Science*, entre 1998-2018 sobre micropoluentes, microalgas e cianobactérias em ambientes aquáticos.

Foram identificadas 268 espécies ou grupos de organismos, incluídos em 132 famílias (e subfamílias), dentre quais, as mais presentes nos estudos foram Oocystaceae, Selenastraceae e Scenedesmaceae, compostas principalmente pelas espécies: *Chlorella vulgaris* Beijerinck 1890, *Raphidocelis subcapitata* (Korshikov) Nygaard, Komárek, J.Kristiansen & O.M.Skulberg 1987 (sinônimo - *Pseudokirchneriella subcapitata*) e *Scenedesmus quadricauda* (Turpin) Brébisson, 1835, respectivamente (FIGURA 5), além das cianobactérias (mencionadas em 24 estudos).

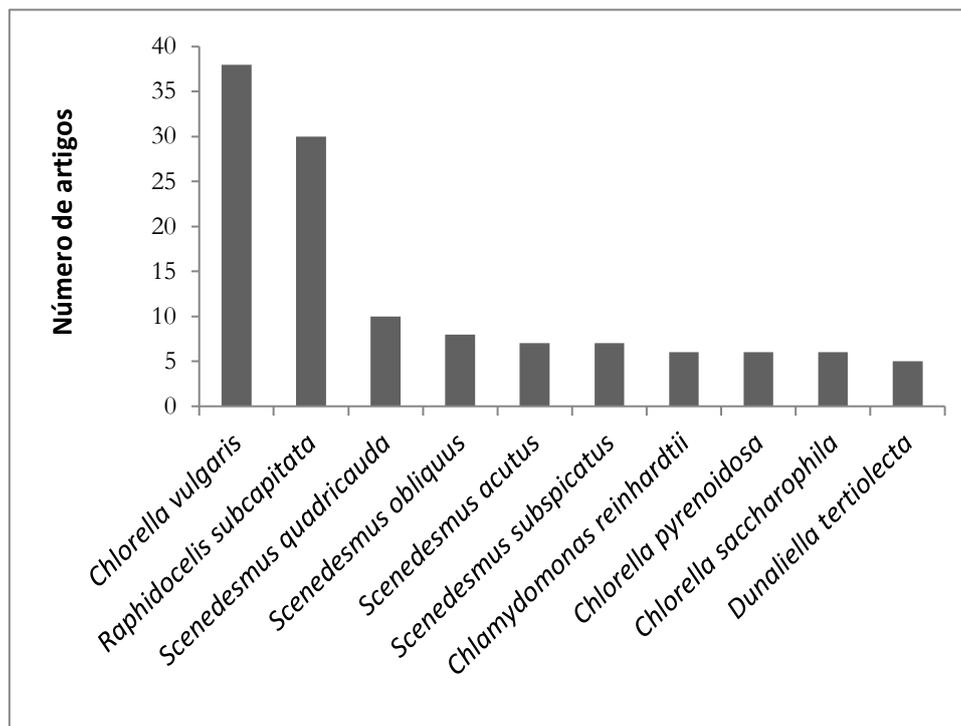


Figura 5. Espécies citadas cinco vezes ou mais pelos artigos levantados no *Web of Science*, entre 1998-2018, sobre os efeitos de micropoluentes nas microalgas e cianobactérias.

Dos artigos levantados apenas 30 disponibilizaram informações sobre dose letal (DL), concentração efetiva (EC) ou concentração de inibição mínima ( $CL_{L0}$ ) de substâncias que causam algum efeito tóxico sobre 70 espécies de microalgas e cianobactérias (Tabela 2). Para 17 dessas, 70 espécies constam os limites de tolerância para apenas um tipo de herbicida. A concentração efetiva que provocou efeito em 50% (EC50) da população nas espécies investigadas foi bem variável oscilando entre 0,000001 a 381,36 mg/L de solução. Para a grande maioria das espécies testadas, concentrações inferiores a 1 mg/L foram suficientes para ter efeitos na população (Tabela 2).

Dentre os herbicidas testados os que apresentaram maior toxicidade, ou seja, maior efeito em menor concentração foram: P-nitrophenyl 2,4,6-trichlorophenyl ether (0,000001 mg/L), Metisulfuron (0,00004 mg/L) e endosulfan (0,0013 mg/L). Clorsulfuron foi o herbicida cujo efeito foi mais reportado, indicando seu efeito em 43 espécies diferentes. Para esse composto, dentre as espécies analisadas a que apresentou maior sensibilidade foi *Synechococcus leopoliensis* (EC50= 0,016 mg/L, Cyanophyta) e a mais resistente foi *Porphyridium cruentum* (EC50= 358,8 mg/L, Rhodophyta). O segundo herbicida mais estudado foi o Metisulfuron metílico, no qual, foi testado o efeito inibidor em 38 espécies diferentes. Para esse composto as espécies com maior sensibilidade foram *Amphidinium carterae* (Dinophyta), *Anabaena flos-aquae* (Cyanophyta), *Synechococcus leopoliensis* (Cyanophyta) apresentando EC50 < 0,002 mg/L. As espécies mais resistentes foram *Phaeodactylum tricorutum* (Bacillariophyta) e *Rhodella* sp. (Rhodophyta) ambas com EC50= 381,36 mg/L (Tabela 2).

Clorpirifós foi o micropoluente cujo efeito foi reportado em 7 espécies diferentes. As espécies mais sensíveis a esse herbicida foram *Nitzschia* sp. (Bacillariophyceae) e *Oscillatoria* sp. (Cyanophyceae – filamentosa) ambas com EC50 = 0,3 mg/L. Já a espécie mais resistente foi *Ankistrodesmus* sp. (Chlorophyceae, EC50= 22,4 mg/L).

As espécies mais frequentes nos estudos de inibição com herbicidas estão no filo Chlorophyta sendo estas: *Chlorella vulgaris* (11), *Dunaliella tertiolecta* Butcher 1959 (9), *Scenedesmus acutus* Meyen 1829 (sinônimo- *Tetradismus obliquus*, *Scenedesmus obliquus* - 8), *Scenedesmus subspicatus* Chodat 1926 (sinônimo - *Desmodismus subspicatus* - 5), *Chlorella saccharophila* (Krüger) Migula 1907 (sinônimo- *Chloroidium saccharophilum* - 5). Mesmo para essas espécies que apresentam mais de 5 estudos não ocorre avaliação do mesmo herbicida para mesma



espécie. Quando se considera os diferentes herbicidas os valores foram muito variáveis de sensibilidade dentro da mesma espécie (Tabela 2).

*Chlorella vulgaris* tolerou concentrações maiores de cinosulfuron ( $EC_{50}=8$  mg/L) e menores para triasulfuron, Betanal expert® e triosulfuron-metil ( $EC_{50}<0,02$  mg/L). *Dunaliella tertiolecta* foi mais sensível a atrazina e clorotalonil ( $EC_{50}<0,07$ ) que a 2, 4-D ( $EC_{50}=45$  mg/L) e clorpirifós ( $EC_{50}=18,9$  mg/L). *Scenedesmus acutus* foi muito sensível a besulfunol-metil ( $EC_{50}=0,015$  mg/L) e resistente a glifosato ( $EC_{50}=47,63$  mg/L). *Chlorella saccharophila* foi mais sensível ao mefenacet e bensulfuron-metil, que em relação ao cinosulfuron e clorpirifós.

Tabela 2: Valores em mg/L para a Dose letal (DL), Concentração efetiva (EC) e a concentração mínima de inibição (IC) de substâncias sobre diferentes espécies de microalgas e cianobactérias ou ainda valores para a comunidade (microalgas, fitoplâncton, perifiton ou diatomáceas perifíticas) estudados nos artigos investigados. Com a indicação do ecossistema, quando informado, e a citação da fonte.

Organismo	DL, EC ou IC	Ecossistema	Citação
<i>Amphidinium carterae</i>	$EC_{50}=8,59$ Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Amphidinium carterae</i>	$EC_{50}<0,00038$ Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Amphora coffeaeformis</i>	$IC_{50}=13,1$ mesotriona	-	(Moro et al. 2012)
<i>Amphora coffeaeformis</i>	$IC_{50}=0,08$ Clorosulfuron	-	(Moro et al. 2012)
<i>Anabaena flos-aquae</i>	$EC_{50}=0,00038$ Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Anacystis montana</i>	$EC_{50}=10,37$ Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Anacystis montana</i>	$EC_{50}=7,63$ Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	$IC_{50}=56,1$ mesotriona	-	(Moro et al. 2012)
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	$IC_{50}=0,05$ Clorosulfuron	-	(Moro et al. 2012)
<i>Ankistrodesmus gradlis</i>	$EC_{50}$ de 96h= 22,44 clorpirifós	-	(Asselborn et al. 2015)
<i>Asterionella formosa</i>	$EC_{50}=66,91$ Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Asterionella formosa</i>	$EC_{50}=0,81$ Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Aulacoseira granulata</i>	$EC_{50}=1-0,5$ P-nitrophenyl*	-	(Guanzon & Nakahara 2002)
<i>Bumilleriopsis filiformis</i>	$EC_{50}=0,31$ Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Bumilleriopsis filiformis</i>	$EC_{50}>0,38$ Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Chlamydomonas</i>	$EC_{50}$ 48h= 0,52 Hydrothol	lêntico	(Ruzycski et al. 1998)
<i>Chlamydomonas dysosmos</i>	$EC_{50}=8,23$ Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Chlamydomonas dysosmos</i>	$EC_{50}=1,03$ Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)



<i>Chlamydomonas pseudocostara</i>	EC50= 0,26 Betanal expert ®	-	(Vidal et al. 2009)
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	EC50=57,61 Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	EC50=9,15 Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Chlorella emersonii</i>	EC50=43,29 Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Chlorella emersonii</i>	EC50=55,68 Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Chlorella kessleri</i>	DL50 24h= 0,315 rotenona	Lêntico	(Van Ginkel et al. 2015)
<i>Chlorella ovalis</i>	EC50=59,03 Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Chlorella ovalis</i>	EC50=20,97 Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	EC50= 0,17-0,25 4-(2,4-diclorofenoxi) -fenol, diclofope-metilo, diclofope	-	(Cai et al. 2007)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	EC50= 7,63-19,64 clorpirifós	Continental	(Chen et al. 2016)
<i>Chlorella saccharophila</i>	EC50 72h= 0,25-0,67 mefenacet	-	(Ferraz et al. 2004)
<i>Chlorella saccharophila</i>	EC50 96h= 2,2-30,9 piridaphenthion	-	(Sabater & Carrasco 2001)
<i>Chlorella saccharophila</i>	EC50 96h= 0,84-11,9 fenitrothion, clorsulfuron, molinato, piridafentiona	Continental	(Sabater & Carrasco 2001b)
<i>Chlorella saccharophila</i>	EC50 96h= 8-104 cinosulfuron	-	(Sabater et al. 2002)
<i>Chlorella saccharophila</i>	EC50 96h= 0,015-6,2 bensulfuron-metil	-	(Sabater et al. 2002)
<i>Chlorella sp.</i>	EC50 48h > 0,60 Hydrothol	Lêntico	(Ruzycycki et al. 1998)
<i>Chlorella sp.</i>	EC50= 1,29-41,16 clorpirifós, terbufos, metamidofos	Lótico	(Tien & Chen 2012)
<i>Chlorella sp.</i>	EC25= 0,120 glufosinato	Continental	(Yeo et al. 2018)
<i>Chlorella vulgaris</i>	EC50= 0,42-2,23 4-(2,4-diclorofenoxi) -fenol, diclofope-metilo, diclofope	-	(Cai et al. 2007)
<i>Chlorella vulgaris</i>	EC50 72h= 0,25-0,67 mefenacet	-	(Ferraz et al. 2004)
<i>Chlorella vulgaris</i>	IC30> 40 diazinon	Continental	(Kurade et al. 2016)
<i>Chlorella vulgaris</i>	EC50 ≤ 0,742 diazinon	-	(Natal-da-Luz et al. 2012)
<i>Chlorella vulgaris</i>	EC20 ≤ 0,223 diazinon	-	(Natal-da-Luz et al. 2012)



<i>Chlorella vulgaris</i>	EC50 96h= 2,2-30,9	piridaphenthion	-	(Sabater & Carrasco 2001)
<i>Chlorella vulgaris</i>	EC50 96h= 0,84-11,9	fenitrothion, clorsulfuron, molinato, piridafentiona	Continental	(Sabater & Carrasco 2001b)
<i>Chlorella vulgaris</i>	EC50 96h= 8-104	clorosulfuron	-	(Sabater et al. 2002)
<i>Chlorella vulgaris</i>	EC50 96h= 0,015-6,2	bensulfuron-metil	-	(Sabater et al. 2002)
<i>Chlorella vulgaris</i>	EC50= 0,0225	Betanal expert ®	-	(Vidal et al. 2009)
<i>Chlorella vulgaris</i>	EC50<0,011	triasulfuron	-	(Vulliet et al. 2004)
<i>Chlorococcum meneghini</i>	EC50= 20,0 -0,67-117	DDE (DDT)	-	(Chung et al. 2007)
<i>Coscinodiscus centralis</i>	IC50= 17,7 ± 3,9	monocrotofos	-	(Karthikeyan et al. 2015)
<i>Cryptomonas baltica</i>	EC50=21,83	Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Cryptomonas baltica</i>	EC50=20,59	Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Cryptomonas pyrenoidifera</i>	EC50=212,87	Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Cryptomonas pyrenoidifera</i>	EC50=28,23	Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Cyclotella cryptica</i>	EC50=275,48	Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Cyclotella cryptica</i>	EC50=122,035	Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Diatoma elongata</i>	EC50=3,43	Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Diatoma elongata</i>	EC50=48,43	Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Diatomáceas peritíticas</i>	EC50= 0,0045-0,019	diuron	Continental	(Roubeix et al. 2011)
<i>Ditylum brightwellii</i>	EC50 72h= 0,0013	endosulfan	Marinho	(Ebenezer & Ki 2014)
<i>Ditylum brightwellii</i>	EC50=21,11	Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Ditylum brightwellii</i>	EC50=16,78	Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	EC50= 0,064	clorotalonil	-	(Delorenzo & Serrano 2003)
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	EC50= 0,069	atrazina	-	(Delorenzo & Serrano 2003)
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	EC50= 0,769	clorpirifós	-	(Delorenzo & Serrano 2003)
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	EC50 96h = 0,007 mg/ L	irgarol	Marinho	(Delorenzo & Serrano 2006)



<i>Dunaliella tertiolecta</i>	EC50 96h= 0,064	clorotalonil	Marinho	(Delorenzo & Serrano 2006)
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	EC50 de 96h= 0,069	de atrazina	Marinho	(Delorenzo & Serrano 2006)
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	EC50 96h= 45	2, 4-D	Marinho	(Delorenzo & Serrano 2006)
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	EC50=18,96	Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	EC50=5,34	Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Emiliana huxleyi</i>	EC50=109,83	Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Emiliana huxleyi</i>	EC50=9,15	Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Fitoplâncton</i>	IC50= 0,014	lambda-cialotrina	Marinho	(Ikram & Shoaib 2018)
<i>Isochrysis galbana</i>	EC50=159,93	Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Isochrysis galbana</i>	EC50=1,52	Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Lemna minor</i>	EC50<0,011	triasulfuron	-	(Vulliet et al. 2004)
<i>Merismopedia sp.</i>	EC50= 7,63-19,64	clorpirifós	Continental	(Chen et al. 2016)
<i>Microalgas</i>	EC50 72h= 0,5	4-nonilfenol	Lótico	(Graff et al. 2003)
<i>Microalgas</i>	EC50 72h= 0,8-0,9	fosalona	Lótico	(Graff et al. 2003)
<i>Microalgas</i>	EC50 72h= 0,25-0,1	pentaclorofenol	Lótico	(Graff et al. 2003)
<i>Microalgas</i>	EC50 72h= 1,69-0,73	2,4,5-tricloroanilina	Lótico	(Graff et al. 2003)
<i>Microalgas</i>	EC50 72h= 0,20-0,056	zinco	Lótico	(Graff et al. 2003)
<i>Microcystis aeruginosa</i>	EC50= 1-0,5 10-6	P-nitrophenyl *	-	(Guanzon & Nakahara 2002)
<i>Microcystis sp.</i>	EC50 48h= 0,04-0,08	Hydrothol	Lêntico	(Ruzycski et al. 1998)
<i>Microcystis sp.</i>	EC50 48h= 0,04-0,22	Hydrothol	Lêntico	(Ruzycski et al. 1998)
<i>Monoraphidium contortum</i>	EC50=0,32	Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Monoraphidium contortum</i>	EC50=0,26	Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Monoraphidium pusillum</i>	EC50=0,07	Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Monoraphidium pusillum</i>	EC50=0,15	Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Nitzschia sp.</i>	EC50= 0,30-1,68	clorpirifós, terbufos, metamidofos	Lótico	(Tien & Chen 2012)



<i>Nodularia harveyana</i>	EC50=4,65 Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Nodularia harveyana</i>	EC50=0,034 Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Odontella mobiliensis</i>	IC50= 7,2 ± 0,3 monocrotofos	-	(Karthikeyan et al. 2015)
<i>Oscillatoria sp.</i>	EC50= 0,33-7,99 clorpirifós, terbufos, metamidofos	Lótico	(Tien & Chen 2012)
<i>Pavlova lutherii</i>	EC50=48,66 Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Pavlova lutherii</i>	EC50=25,17 Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Pediastrum sp.</i>	EC50=0,83 Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Pediastrum sp.</i>	EC50=2,78 Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Perifiton</i>	EC50= 0,039 isoproturon	Marinho/ Zona costeira	(Schmitt-Jansen & Altenburger 2005)
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	EC50=181,40 Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	EC50>381,36 Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Phormidium luridum</i>	EC50=0,52 Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Phormidium luridum</i>	EC50=0,049 Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Phormidium sp.</i>	EC50 48h= 0,05-0,097 Hydrothol	Lêntico	(Ruzycki et al. 1998)
<i>Platymonas subcordiformis</i>	EC50=1,78885 Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Platymonas subcordiformis</i>	EC50=0,38 Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Pomhyridium aeruginum</i>	EC50=21,47 Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Pomhyridium aeruginum</i>	EC50=38,52 Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Porphyridium cruentum</i>	EC50=358,84 Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Porphyridium cruentum</i>	EC50=139,19 Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Prorocentrum minimum</i>	EC50 72h= 0,025 endosulfan	Marinho	(Ebenezer & Ki 2014)
<i>Prorocentrum minimum</i>	EC50=10,02 Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Prorocentrum minimum</i>	EC50=0,31 Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Prymnesium parvum</i>	IC50 96h= 0,073-0,088 atrazina	Marinho	(Flood & Burkholder 2018)



<i>Pseudanabaena galeata</i>	EC50 96h= 2,2-30,9	piridaphenthion	-	(Sabater & Carrasco 2001)
<i>Pseudanabaena galeata</i>	EC50 96 h= 0,84-11,9	fenitrothion, clorsulfuron, molinato, piridafentiona	Continetal	(Sabater & Carrasco 2001b)
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	EC50 = 0,00322	Betanal expert ®	-	(Vidal et al. 2009)
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	EC25= 0,043	glufosinato	Continetal	(Yeo et al. 2018)
<i>Pseutlokirchneriella subcapitata</i>	EC50<0,011	triasulfuron	-	(Vulliet et al. 2004)
<i>Raphidonema longiseta</i>	EC50=8,23	Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Raphidonema longiseta</i>	EC50<0,38	Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Rhodella sp.</i>	EC50=178,88	Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Rhodella sp.</i>	EC50>381,36	Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Rhodomonas lens</i>	EC50=176,38	Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Rhodomonas lens</i>	EC50=8,01	Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Scenedesmus acutus</i>	EC50 72h= 0,29-5,98	propanil	-	(Ferraz et al. 2004)
<i>Scenedesmus acutus</i>	EC50 96h= 2,2-30,9	piridaphenthion	-	(Sabater & Carrasco 2001)
<i>Scenedesmus acutus</i>	EC50 96h= 0,84-11,9	de fenitrothion, clorsulfuron, molinato, piridafentiona	Continental	(Sabater & Carrasco 2001b)
<i>Scenedesmus acutus</i>	EC50 96h= 8-104	cinossulfuron	-	(Sabater et al. 2002)
<i>Scenedesmus acutus</i>	EC50 96h= 0,015-6,2	bensulfuron-metil	-	(Sabater et al. 2002)
<i>Scenedesmus obliquus</i>	EC50= 4,76-8,89	4- (2,4-diclorofenoxy) -fenol, diclofope-metilo, diclofope	-	(Cai et al. 2007)
<i>Scenedesmus obliquus</i>	EC50= 47,63-118,19	glifosato	-	(Ermis & Demir 2009)
<i>Scenedesmus obliquus</i>	EC50= 0,74-1,54	etoxisulfuron	-	(Ermis & Demir 2009)
<i>Scenedesmus obtusiusculus</i>	EC50=3,58	Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Scenedesmus obtusiusculus</i>	EC50=5,72	Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	EC50= 1-0,5 10-6	P-nitrophenyl *	-	(Guanzon & Nakahara 2002)



<i>Scenedesmus sp.</i>	EC50 48h> 0,60	Hydrothol	Lêntico	(Ruzycki et al. 1998)
<i>Scenedesmus sp.</i>	EC50 48h= 0,23	Hydrothol	Lêntico	(Ruzycki et al. 1998)
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC50 72h= 0,12-0,15	tebufenozida	-	(Ferraz et al. 2004)
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC50 96h= 2,2-30,9	piridaphenthion	-	(Sabater & Carrasco 2001)
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC50 96h= 0,84-11,9	fenitrothion, clorsulfuron, molinato, piridafentiona	Continetal	(Sabater & Carrasco 2001b)
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC50 96h = 8-104	clorosulfuron	-	(Sabater et al. 2002)
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC50 96h= 0,015-6,2	bensulfuron-metil	-	(Sabater et al. 2002)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC50= 9,4 e EC10= 0,43-64,3	Fenantreno (HAP)	-	(Chung et al. 2007)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC50=2,47	Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC50=4,96	Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Skeletonema costatum</i>	EC50=55,81	Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Skeletonema costatum</i>	EC50=175,42	Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Staurastrum gracile</i>	EC50<0,36	Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Staurastrum gracile</i>	EC50=0,19	Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Stichococcus chloranthus</i>	EC50=21,82	Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Stichococcus chloranthus</i>	EC50=24,41	Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Synechococcus leopoliensis</i>	EC50=0,016	Clorosulfuron	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Synechococcus leopoliensis</i>	EC50=0,0023	Metisulfuron metílico	Continental	(Nystrom et al. 1999)
<i>Tetraselmis sp.</i>	EC50=2,86	Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Tetraselmis sp.</i>	EC50=1,52	Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Tetraselmis suecica</i>	EC50 72h= 0,045	endosulfan	Marinho	(Ebenezer & Ki 2014)
<i>Tetraselmis suecica</i>	EC50= 0,2209	rotenona	Lêntico	(Van Ginkel et al. 2015)
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	EC50=173,52	Clorosulfuron	Marinho	(Nystrom et al. 1999)
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	EC50=215,09	Metisulfuron metílico	Marinho	(Nystrom et al. 1999)



*Thalassiosira weissflogii* EC50= 0,0078 Primextra (r) gold tz Marinho (Filimonova et al. 2016)

*Thalassiosira weissflogii* EC50= 0,383 metal Marinho (Filimonova et al. 2016)

DL50 = doses que mataram 50% dos indivíduos utilizados no experimento; EC25 = concentração efetiva de uma substância que provocou efeito observado em 25% dos indivíduos investigados; EC50 = concentração efetiva de uma substância que provocou efeito observado em 50% dos indivíduos investigados; IC30 = concentração de uma substância que inibiu 30% de organismos; IC50 = concentração de uma substância que inibiu 50% dos indivíduos analisados. \*P-nitrophenyl 2,4,6-trichlorophenyl ether; [O,O-dimethyl O-(3-methyl-4-nitrophenyl) thiophosphate; isoprotioloano (C12H18O4S2); tri-n-butyltin chloride).

Os trabalhos foram publicados principalmente nas revistas *Ecotoxicology* (19 artigos, FI=2,83), *Aquatic Toxicology* – ( 17 artigos, FI=4,96) e *Science of the Total Environment* (17 artigos, FI= 7,96) (FIGURA 6).

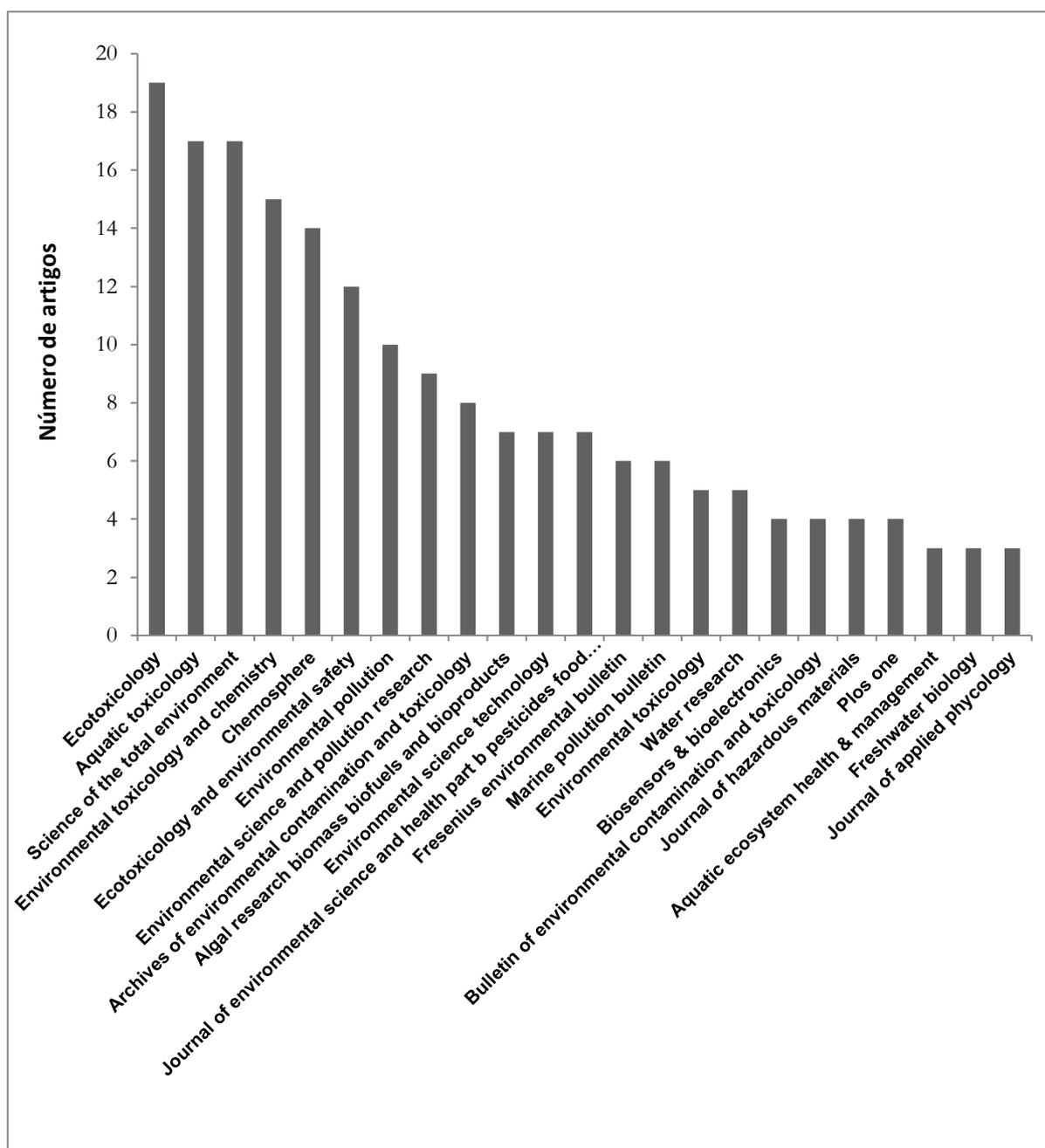


Figura 6. Quantidade de artigos publicados por revista no levantamento de trabalhos no *Web of Science* entre 1998-2018 sobre micropoluentes e microalgas ou cianobactérias, em ambientes aquáticos.



As áreas de pesquisa que abrangeram o maior número de artigos foram: Ciências Ambientais e Ecologia (191 artigos); Toxicologia (89 artigos); Biologia Marinha e de Água Doce (44 artigos); Química e Engenharia (21 artigos cada).

Grande parte dos pesquisadores (87,8%), publicaram um ou dois artigos, enquanto somente três autores foram responsáveis por dez ou mais pesquisas publicadas. São estes: Paul J. Van den Brink (13 publicações), da Wageningen University & Research, Holanda, que publicou o quarto artigo mais citado deste levantamento; Fernando Goncalves (12 publicações), da Universidade de Aveiro, Portugal; e Rick A. Relyea (11 publicações), do Rensselaer Polytechnic Institute, dos Estados Unidos, que publicou o segundo artigo mais citado.

A grande maioria dos artigos não recebeu nenhuma ou apenas uma citação (Figura 7). Somente 7 artigos concentraram 1134 citações (Tabela 3).

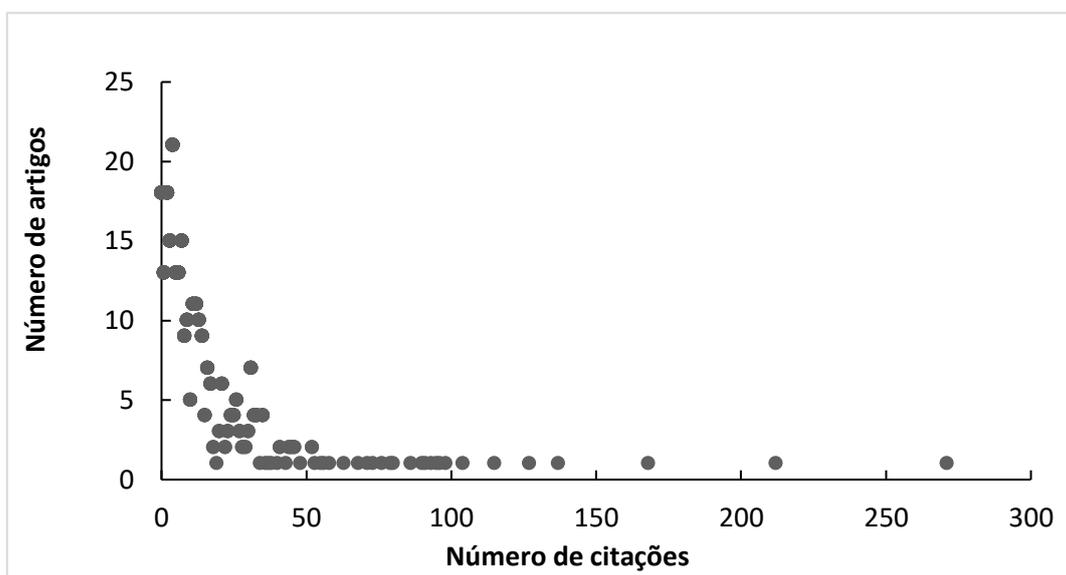


Figura 7. Dispersão de pontos ilustrando a associação entre a quantidade de artigos do *Web of Science*, publicados entre 1998-2018 sobre micropoluentes e microalgas ou cianobactérias, em ambientes aquáticos, e as citações que receberam.

Tabela 3: Título, autores (Citação) e número de citação (N) dos artigos mais citados.

Título	Citação	N
Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: comparison between different organisms and the effects of environmental factors	(Tsui & Chu 2003)	271
A cocktail of contaminants: how mixtures of pesticides at low concentrations affect aquatic communities	(Relyea 2009)	212
Terrestrial discharge into the Great Barrier Reef Lagoon: nutriente behavior in coastal Waters	(Devlin & Brodie 2005)	168
Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. II. Zooplankton, primary producers and final conclusions	(Van den Brink et al. 2000)	137
Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review	(Ahmed et al. 2017)	127
A bi-enzymatic whole cell conductometric biosensor for heavy metal ions and pesticides detection in water samples	(Chouteau et al. 2005)	115
Distribution and bioaccumulation of heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and potential health risk assessment from Taihu lake, China	(Tao et al. 2012)	104



#### 4 DISCUSSÃO

O desenvolvimento de estudos sobre o efeito de pesticidas em microalgas e cianobactérias foi pequeno ao longo dos anos, portanto, as informações geradas sobre o tema não acompanharam o crescente desenvolvimento e utilização de pesticidas pela indústria (Faria 2012, Medeiros et al. 2017). Em uma revisão dos tipos de poluentes investigados em estudos ecotoxicológicos com plantas superiores, microalgas e macroalgas os pesticidas tiveram pouca representatividade quando comparado a outros poluentes aquáticos, representando aproximadamente 5% dos estudos (Ceschin et al. 2021). Na literatura, o percentual de identificação de agrotóxico na água (em 14% dos estudos) não é tão expressivo como a identificação destes micropoluentes nos alimentos (68%) (Dias et al. 2016). A baixa expressividade desses estudos pode ser associada a complexidade de se padronizar doses efetivas de poluentes em ambientes naturais. A identificação de compostos tóxicos na água e as respectivas concentrações dependem de inúmeros fatores como as condições climáticas, os parâmetros de qualidade da água (pH, salinidade, turbidez, nutrientes), o efeito nas espécies aquáticas em diferentes níveis (organismo, população e comunidade) (Moiseenko et al. 2008). Ademais, os pesticidas na água podem seguir diferentes formas de degradação e aspectos como meia vida do pesticida na coluna de água, concentração de sólidos na água, fluxo da água e erosão devem ser considerados (D'Andrea et al. 2020).

Os três países (Estados Unidos, França e China) que mais publicaram dentro da temática, estão contidos no hemisfério norte, e apresentam clima temperado. Esses países desenvolvidos somente utilizam pesticidas após estudos que comprovem sua segurança. Por exemplo, os carbamatos fungicidas, inseticidas e nematicidas são proibidos nesses países pelo seu potencial carcinogênico (Moura 2007). Assim, a grande quantidade de estudos desenvolvidos por estes países pode estar relacionada às exigências de estudos de segurança antes de sua liberação. Os estudos não estão espacialmente distribuídos entre as diferentes condições climáticas. Países tropicais como o Brasil apresentaram poucas publicações, mesmo apresentando intensa atividade agrícola, dominando a produção mundial de soja, milho, feijão, laranja, açúcar, café (Ritchie & Roser 2020). As regiões de clima temperado e tropical, apresentam condições climáticas e de solo, dentre outras características, diferentes entre si, de forma que é inadequado compará-las quanto ao desenvolvimento de suas atividades agrícolas ou mesmo adotar como referência os métodos implementados nos ambientes temperados para regiões tropicais (Paterniani 2001). O desempenho e degradação dos pesticidas deve ocorrer de forma diferente para cada uma dessas regiões, devido às diferenças de solo e clima.

A atrazina, que foi o pesticida mais presente nos trabalhos, afeta diferentes organismos. É classificado como potencial disruptor endócrino e carcinógeno (PAN 2019), tem grande capacidade de ser transportada pela água e médio potencial de carreamento por sedimentos (Nascimento & Naval 2019). Pesticidas podem causar efeito direto ou indireto em microalgas e cianobactérias e a avaliação do efeito não pode ser feita em uma única espécie. Atrazina, por exemplo, pode favorecer o desenvolvimento de cianobactérias em ambientes aquáticos em detrimento de outras comunidades, pois inibe o crescimento de competidores eucariontes e também inibe o crescimento de fungos que parasitam as cianobactérias (Lu et al. 2019). Outro estudo com glifosato também reportou efeito maior em microalgas do que em cianobactérias com o favorecimento da produção de cianotoxinas e conseqüentemente um efeito indireto de alelopatia em toda a comunidade (Hernández-García & Martínez-Jerónimo 2020).

O segundo pesticida mais estudado, clorpirifós, interfere no sistema nervoso dos organismos impedindo a ação da enzima acetilcolinesterase, que através da normalização da quantidade de acetilcolina, atua indiretamente sobre as células motoras (Bernardelli 2020). Diuron, o terceiro pesticida mais estudado, é classificado como carcinogênico para o ser humano, porém tem potencial oncogênico, por exemplo, quando em associação a superexpressão, mutação e exclusão de genes (Briand et al. 2019). Induz modificações no epitélio de revestimento dos rins (Benedito et al. 2018).

Apenas 30 estudos disponibilizaram informações sobre dose letal (DL), concentração de efeito (EC) e concentração inibitória (IC) de substâncias sobre os seres estudados. Embora a dose ou concentração letal (DL ou LC) de uma substância seja um parâmetro limitado por considerar os efeitos gerados pelas substâncias no tempo de estudo, por não considerar os efeitos percebidos posteriormente (Henriques 2015). Os testes toxicológicos evidenciam os efeitos de contaminantes no ambiente sendo exigidos em inúmeros países como Argentina, Chile, Colômbia desde de 1980 (Ronco et al. 2000) e no Brasil a partir de 2005 (Costa et al. 2008).

O pesticida mais estudados nos ensaios de ecotoxicologia com microalgas e cianobactérias foram o Clostuluron e o Metilsulfuron metílico. Pesticidas sulfonilureias são considerados altamente tóxicos para alguns grupos de algas, podendo ter impacto na microbiota



aquática até mesmo em concentrações nanomolar (Nystrom et al. 1999). Dentre os herbicidas testados os que apresentaram maior toxicidade, ou seja, maior efeito em menor concentração para as microalgas foram P-nitrophenyl 2,4,6-trichlorophenyl ether, Metisulfuron e endosulfan (valores inferiores a 0,01 mg/L). As concentrações de pesticidas encontradas em ecossistemas aquáticos podem variar de  $\mu\text{g}$  a mg/L (Lu et al. 2021). O que pode ser reflexo de níveis de antropização desses locais e de condições implícitas do ambiente como sedimento, erosão, fluxo de água, variáveis limnológicas, clima (D'Andrea et al. 2020). Porém, diferenças nos valores de pesticidas detectado na água podem se devido a limitações metodológicas como a utilização de metodologias diferentes que possuem limites de detecção diferentes (Voutchkova et al. 2021).

Os valores observados com efeito nas microalgas e cianobactérias encontrados foram em alguns casos inferiores aos permitidos para diferentes legislações como OMS, EPA, Brasil (Fernandes Neto & Sarcinelli 2009). O efeito de pesticidas em microalgas e consequentemente na produção primária de ecossistemas aquáticos também podem afetar outros níveis tróficos. A intensidade de transferência de POPs na cadeia trófica em riachos foi dependente das relações entre as comunidades nos diferentes níveis bem como o grau de preservação desses ambientes (Windsor et al. 2020). Por exemplo, as condições ambientais locais, como a carga de nutrientes no meio, podem alterar o efeito desses poluentes para as microalgas e cianobactérias (Flood et al. 2018). Diante disso, a avaliação do impacto de pesticidas deve considerar as relações ecológicas entre as espécies para medir o efeito no ecossistema (Lu et al. 2019).

O destaque de algumas áreas de pesquisa (Ciências Ambientais e Ecologia, Toxicologia, Biologia Marinha e de Água Doce, Química e Engenharia) na divulgação de trabalhos sobre os efeitos e interações de pesticidas com microalgas e cianobactérias nos ecossistemas aquáticos, pode resultar da necessidade de constante inovação das informações sobre os efeitos dos pesticidas no meio (Ribeiro et al. 2008). Reforçando a importância de se entender a relação entre o impacto dos pesticidas nas interações ecológicas e nas condições ambientais. Uma vez que alterações na base da cadeia trófica provocadas pelos pesticidas pode implicar em mudanças nos demais níveis tróficos e consequentemente em perdas da biodiversidade tanto do ecossistema aquática como do ambiente terrestre circundante. As alterações no fitoplâncton podem alterar vários serviços ecossistêmicos como os principais ciclos biogeoquímicos, polinização, pesca, produção de alimentos e usos da água para sedentação humana e de animais (Wijewardene et al. 2021, Klatt et al. 2022, Rumschlag et al. 2021, Naselli-Flores & Padisák 2022).

Microalgas e microcrustáceos são objetos de estudo mais investigados e monitorados nos níveis comportamental, fisiológico e morfológico quanto a sua sensibilidade em relação a qualidade de seu ambiente (Magalhães & Ferrão Filho 2008). Algumas das microalgas mais frequentes nos estudos que mediram o efeito tóxico de pesticidas como *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus* sp., e também foram as mais comuns nos estudos com poluentes aquáticos de uma forma geral (Ceschin et al. 2021). Em um estudo que analisou os efeitos de seis pesticidas sobre cinco espécies de algas, *Chlorella vulgaris* apresentou sensibilidade mediana em relação aos pesticidas analisados (Ma et al. 2007). O interesse no estudo de *Chlorella vulgaris* pode se justificar por sua capacidade de biorremediação do excesso de nutrientes e resíduos lançados no ambiente aquático, e, com isso, sua importância na produção de biomassa como fonte energética (Lopes et al. 2018) e na possibilidade de ser cultivada em meios autotróficos (produzindo seus próprios nutrientes através da fotossíntese) e mixotróficos (sobrevivendo autotroficamente ou heterotroficamente, extraindo a matéria orgânica do ambiente aquático) (Vieira et al. 2014).

Nenhuma espécie apresentou mais de um estudo para o mesmo micropoluinte. Assim como observado aqui vários estudos tem reportado respostas aos pesticidas espécie dependente de microalgas e cianobactérias (Nystrom et al. 1999, Moro et al. 2018). Um estudo com mais de 20 espécies diferentes, representantes de cianobactéria e dinoflagelados foram as mais sensíveis (Nystrom et al. 1999). O uso de múltiplas espécies de microalgas foi uma ferramenta efetiva para avaliar a toxicidade de herbicidas em ecossistemas aquáticos naturais e artificiais de água doce (Stone et al. 2020) e salgada (Moro et al. 2018).

A maior parte dos trabalhos levantados foram experimentais. Trabalhos experimentais são fundamentais para respaldar trabalhos teóricos e empíricos (Moraes et al. 2017). O objetivo mais presente nos trabalhos consistiu no estudo dos efeitos de micropoluentes, principalmente pesticidas, sobre o ambiente aquático e seus organismos. Outro objetivo também encontrado foi voltado a investigação da ação de biodegradação dos micropoluentes pelos microrganismos aquáticos. Os estudos foram predominantemente em água doce e em ambientes lênticos. O uso de pesticidas na agricultura pode resultar na contaminação da água doce daquela bacia próxima aos



campos agricultáveis (Chiarello et al. 2017). Pesticidas podem reduzir a qualidade ambiental influenciando o funcionamento do ecossistema e reduzindo a diversidade de espécies (Dellamatrice & Monteiro, 2014).

O fator de difusão de artigos, revistas e autores, refletem o alcance que os seus conhecimentos e informações atingiram (Zanotto et al. 2017). Nesse estudo, identificamos uma condição desigual, com muitos artigos sendo pouco ou nenhuma vez citados por outros trabalhos, e apenas alguns poucos artigos recebendo centenas de citações. Situação semelhante à identificada na quantidade de publicações feitas pelas revistas, em que 102 publicaram nove ou menos artigos, enquanto sete revistas apenas foram responsáveis pela publicação de 10 a 19 artigos. As revistas *Ecotoxicology*, *Aquatic Toxicology* e *Science of the Total Environment* foram responsáveis pela maior parte das publicações e apresentam alto fator de impacto dentro da área de ciências ambientais demonstrando um alto interesse da comunidade pela temática, pois o fator de impacto tem sido considerado a principal métrica para avaliar a importância e a qualidade de jornais (Garfield 1996). Entretanto, para entender a relevância de uma determinada área de pesquisa o mais adequado seria a combinação de diferentes métricas bibliométricas (Roldan-Valadez et al. 2019).

## 5 CONCLUSÃO

Existe uma discrepância entre o efeito dos pesticidas na produção primária de ecossistemas aquáticos e o seu uso. O elevado consumo de pesticidas no mundo, não tem acompanhado o desenvolvimento de pesquisas que avaliam seu impacto no ambiente. Dentre os países que publicaram artigos sobre a interação de micropoluentes com microalgas e cianobactérias, entre 1998 e 2018, os Estados Unidos e a China foram os de maior produção. As poucas pesquisas que avaliaram essa relação se concentram em ambientes temperados independente do intenso uso em ambientes tropicais, como o Brasil.

Poucos trabalhos avaliaram o efeito dos micropoluentes em microalgas e cianobactérias no seu ambiente natural. A maioria dos trabalhos foram desenvolvidos de forma experimental, sendo que *Chlorella vulgaris*, *Raphidocelis subcapitata* e cianobactérias foram os organismos mais estudados. Contudo, quando se considera a resposta das microalgas e cianobactérias aos pesticidas, outras espécies foram mais frequentes como *Chlorella vulgaris*, *Dunaliella tertiolecta* e *Scenedesmus acutus* (*Tetradesmus obliquus*, *Scenedesmus obliquus*). Ainda assim, nenhuma espécie apresentou mais de um estudo para o mesmo micropoluente. Isso impossibilita comparações ou mesmo generalizações para amplitude do efeito de concentrações seguras para esses organismos. Além disso, existe uma relação dependente da espécie na resposta ao mesmo micropoluente, ou seja, cada espécie parece responder de forma diferente.

As microalgas e cianobactérias são uma alternativa robusta para o monitoramento de poluição por pesticidas em ecossistemas aquáticos devido as suas rápidas respostas. Contudo, o efeito deve ser medido em múltiplas espécies para que se possa perceber o real impacto no ecossistema aquático e nos demais níveis tróficos. Além disso, dada a interferência de outros fatores nessa comunidade, as concentrações de pesticidas devem ser avaliadas em diferentes condições ambientais (ex.: nutrientes, pH, clima, fluxo de água).

Atrazina (herbicida) e clorpirifós (inseticida) foram os pesticidas mais frequentes nos estudos. Quando se analisou as relações específicas de concentrações de inibição dos pesticidas os mais reportados foram clorsulfuron e metisulfuron metílico. As concentrações observadas nos estudos de ecotoxicologia que apresentaram efeito negativo nas microalgas e cianobactérias estavam, em alguns casos, dentro dos valores admitidos pela legislação. Portanto, esses limites permitidos podem estar inadequados por afetarem a produção primária em ecossistemas aquáticos.

Essa síntese ressalta, portanto, a importância de novos trabalhos com maior amplitude espacial. Ela ainda evidencia a necessidade de mais trabalhos para a mesma espécie para a maior padronização de limites de tolerância de cada organismo. Assim como o uso de outros níveis tróficos para maior compreensão do efeito no ecossistema. Espera-se que esse trabalho subsidie a escolha de organismos modelos de microalgas e cianobactérias bem como as concentrações efetivas para novos trabalhos de ecotoxicologia com pesticidas.

## Agradecimentos

As autoras reconhecem o apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e da Universidade Estadual de Goiás pelas bolsas de estudo concedidas à mestranda.



## Referências

- Ahmed MB, Zhou JL, Ngo HH, Guo W, Thomaidis NS, Xu J 2017. Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review. *Journal of Hazardous Materials* 323:274-298.
- Américo JHP, Manoel LO, Torres NH, Ferreira LFR 2015. O uso de agrotóxicos e os impactos nos ecossistemas aquáticos. *Revista Científica ANAP* 8(13):101-115.
- Asselborn V, Fernandez C, Zalocar Y, Parodi ER 2015. Effects of chlorpyrifos on the growth and ultrastructure of green algae, *Ankistrodesmus gracilis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 120: 334-341.
- Azim ME, Verdegem MCJ, Van Dam AA, Beverige MCM 2005. Periphyton: ecology, exploitation and management. *Aquaculture and Fisheries*, 319 pp.
- Benedito OL, Fava RM, Camargo JLV, Oliveira MLCS 2018. Proliferação celular na pelve renal de ratos expostos ao herbicida diuron ou ao adoçante artificial sacarina sódica. *Revinter* 11(03):106-118.
- Bernardelli PV 2020. *Processo oxidativo avançado UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> aplicado como pré-tratamento do Sistema BIOBED para degradação do agrotóxico tebuconazole com e sem mistura com clorpirifós*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 120 pp.
- Briand J, Nadaradjane A, Bougras-Cartron G, Olivier C, Vallette FM, Cartron PF 2019. A exposição ao diuron e a superexpressão de Akt promovem a formação de glioma através da hipometilação do DNA. *Clinical Epigenetics* 11(1).
- Cai XY, Liu WP, Jin MQ, Lin KD 2007. Relation of diclofop-methyl toxicity and degradation in algae cultures. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26(5):970-975.
- Ceschin S, Bellini A, Scalici M 2021. Aquatic plants and ecotoxicological assessment in freshwater ecosystems: a review. *Environmental Science and Pollution Research* 28:4975-4988.
- Chen SC, Chen MD, Wang Z, Qiu WJ, Wang JF, Shen YF, Wang YJ, Ge S 2016. Toxicological effects of chlorpyrifos on growth, enzyme activity and chlorophyll a synthesis of freshwater microalgae. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 45:179-186.
- Chiarello M, Graeff RN, Minetto L, Cemin G, Schneider VE, Moura S 2017. Determinação de agrotóxicos na água e sedimentos por HPLC-HRMS e sua relação com o uso e ocupação do solo. *Química Nova* 40(2):158-165.
- Chouteau C, Dzyadevych S, Durrieu C, Chovelon J-M 2005. A bi-enzymatic whole cell conductometric biosensor for heavy metal ions and pesticides detection in water samples. *Biosensors and Bioelectronics* 21:273-281.
- Chung MK, Hu R, Wong MH, Cheung KC 2007. Comparative toxicity of hydrophobic contaminants to microalgae and higher plants. *Ecotoxicology* 16:393-402.
- Costa CR, Olivi P, Botta CMR, Espindola ELG 2008. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova* 31(7):1820-1830.
- Dellamatrice PM, Monteiro RTR 2014. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 18(12):1296-1301.
- Delorenzo ME, Serrano L 2003. Individual and mixture toxicity of three pesticides; Atrazine, chlorpyrifos, and chlorothalonil to the marine phytoplankton species *Dunaliella tertiolecta*. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes* 38(5):529-538.
- Delorenzo ME, Serrano L 2006. Mixture toxicity of the antifouling compound irgarol to the marine phytoplankton species *Dunaliella tertiolecta*. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes* 41:1349-1360.
- Devlin MJ, Brodie J 2005. Terrestrial discharge into the Great Barrier Reef Lagoon: nutrient behavior in coastal Waters. *Marine Pollution Bulletin* 51(1-4):9-22.
- Dias ICL, Costa HD, Firmo WCA, Mendes HBR, Nunes GS 2016. Prospeção científica e tecnológica sobre métodos de detecção de agrotóxicos em amostras de água. *Revista GEINTEC* 6(1):2874-2884.
- Ebenezer V, Ki JS 2014. Quantification of toxic effects of the organochlorine insecticide endosulfan on marine green algae, diatom and dinoflagellate. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences* 42(3):393-399.
- Ermis UB, Demir N 2009. Toxicity of glyphosate and ethoxysulfuron to the green microalgae (*Scenedesmus obliquus*). *Asian Journal of Chemistry* 21(3): 2163-2169.



- Esteves FA 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2 Ed., Interciência, Rio de Janeiro, 226 pp.
- Fao.org [homepage on the internet]. Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), Inc.; c2020 [cited 2020 May 17]. Available from: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>.
- Faria NMX 2012. Modelo de desenvolvimento, agrotóxicos e saúde: prioridades para uma agenda de pesquisa e ação. *Revista Brasileira de Saúde Ocupacional* 37(125):17-50.
- Fernandes Neto ML, Sarcinelli PN 2009. Agrotóxicos em água para consumo humano: uma abordagem de avaliação de risco e contribuição ao processo de atualização da legislação brasileira. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 14(1):69-78.
- Ferraz DGB, Sabater C, Carrasco JM 2004. Effects of propanil, tebufenozide and mefenacet on growth of four freshwater species of phytoplankton: a microplate bioassay. *Chemosphere* 56:315-320.
- Filimonova V, Goncalves F, Marques JC, De Troch M, Goncalves AMM 2016. Biochemical and toxicological effects of organic (herbicide Primextra Gold TZ) and inorganic (copper) compounds on zooplankton and phytoplankton species. *Aquatic Toxicology* 177:33-43.
- Flood S, Burkholder J, Cope G 2018. Assessment of atrazine toxicity to the estuarine phytoplankton, *Dunaliella tertiolecta* (Chlorophyta), under varying nutrient conditions. *Environmental Science and Pollution Research* 25:11409–11423.
- Flood SL, Burkholder JM 2018. Imbalanced nutrient regimes increase *Prymnesium parvum* resilience to herbicide exposure. *Harmful Algae* 75:57-74.
- Garfield E 1996. How can impact factors be improved? *BMJ* 313(7054):411–413.
- Graff L, Isnard P, Cellier P, Bastide J, Cambon JP, Narbonne JF, Budzinski H, Vasseur P 2003. Toxicity of chemicals to microalgae in river and in standard Waters. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22:1368-1379.
- Guazon NG, Nakahara H 2002. Growth and photosynthesis inhibition by agricultural pesticides in three freshwater microalgae. *Fisheries Science* 68(1):144-151.
- Gulzar A, Mehmood MA, Chaudhary R 2017. Stream periphyton community: a brief review on ecological importance and regulation. *International Journal of Applied and Pure Science and Agriculture* 3(9):64-68.
- Hammer, Øyvind, Harper, David A.T., and Paul D. Ryan, 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, vol. 4, issue 1, art. 4: 9pp., 178kb. Available from: [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm).
- Henriques NFD 2015. *Avaliação da sensibilidade de gastrópodes a nitratos do efluente de uma ETAR*. Relatório de Mestrado, Instituto Politécnico de Tomar, Portugal, 185 pp.
- Hernández-García CI, Martínez-Jerónimo F 2020. *Science of the Total Environment* 717:1-11.
- Ikram N, Shoaib N 2018. Effects of pesticides on photosynthesis of marine phytoplankton. *Bangladesh Journal of Botany* 47(4):1007-1011.
- Karthigadevi G, Manikandan S, Karmegam N, Subbaiya R, Chozhavendhan S, Ravindran B, Chang SW, Awasthi MK 2021. Chemico-nanotreatment methods for the removal of persistent organic pollutants and xenobiotics in water – A review. *Bioresource Technology* 324.
- Karthikeyan P, Mohan D, Jaikumar M 2015. Growth Inhibition Effect of Organophosphate Pesticide, Monocrotophos on Marine Diatoms. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences* 44(10):1516-1520.
- Kurade MB, Kim JR, Govindwar SP, Jeon BH 2016. Insights into microalgae mediated biodegradation of diazinon by *Chlorella vulgaris*: Microalgal tolerance to xenobiotic pollutants and metabolism. *Algal Research* 20:126-134.
- Lopes TSA, Ferreira WB, Silveira TN, Diniz CR, Santos WB, Torquato AL, Oliveira LSO 2018. Estudo cinético do desenvolvimento da microalga *Chlorella vulgaris* em efluentes de tratamento anaeróbio de esgoto doméstico para fins de produção de biodiesel. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais* 9(8):70-81.
- Lu T, Zhang Q, Lavoie M, Zhu Y, Ye Y, Yang J, Pearl HW, Qian H, Zu Y-G 2019. The fungicide azoxystrobin promotes freshwater cyanobacterial dominance through altering competition. *Microbiome* 7:128.
- Lu T, Zhang Q, Zhang ZY, Hu BL, Chen JM, Chen J, Qian HF 2021. Pollutant toxicology with respect to microalgae and cyanobacteria. *Journal of Environmental Science* 99: 175-196.
- Ma J, Wang P, Chen J, Sun Y, Che J 2007. Differential response of green algal species *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus obliquus*, *Chlorella vulgaris* and *Chlorella pyrenoidosa* to six pesticides. *Polish Journal of Environmental Studies* 16(6):847-851.
- Macêdo IME, Oliveira FHPC, Lira OO, Padilha MRF, Machado J, Nóbrega RS, Shinohara NKS 2017. Relação Fitoplâncton - Zooplâncton em Ambiente Oligotrófico. *Revista Brasileira de Geografia Física* 10(5):1368-1376.



- Magalhães DP, Ferrão Filho AS 2008. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis* 12(3):355-381.
- Mazlan N, Ahmed M, Muharam FM, Alam MA 2017. Status of persistent organic pesticide residues in water and food and their effects on environment and farmers: a comprehensive review in Nigeria. *Semina: Ciências Agrárias* 38(4):2221-2236.
- Medeiros BE, Marconato T, Souza AE 2017. Estudo bibliométrico sobre a motivação para o consumo de produtos orgânicos. *Revista Cadernos de Economia* 21(38):74-88.
- Moraes RTA, Carvalho P, Pereira DG 2017. Avanços no conhecimento ecológico de protozoários ciliados planctônicos de água doce: uma análise cienciométrica. *SaBios: Revista Saúde e Biologia* 12(2):33-42.
- Moro CV, Bricheux G, Portelli C, Bohatier J 2012. Comparative effects of the herbicides chlortoluron and mesotrione on freshwater microalgae. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31(4):778-786.
- Moro L, Pezzotti G, Turemis M, Sanchís J, Farré M, Denaro R, Giacobbe MG, Crisafi F, Giardi MT 2018. Fast pesticide pre-screening in marine environment using a green microalgae-based optical bioassay. *Marine Pollution Bulletin* 129:212-221.
- Moura RM 2007. Agrotóxicos: heróis ou vilões? a face da questão que todos devem saber. *Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica* 4:23-49.
- Nascimento L, Melnyk A 2016. A química dos pesticidas no meio ambiente e na saúde. *Revista Mangaio Acadêmico* 1(1):54-61.
- Nascimento LC, Naval LP 2019. Toxicidade determinada pelo uso dos agrotóxicos em organismos indicadores de qualidade da água. *RBCLAMB* 53:69-80.
- Natal-da-Luz T, Moreira-Santos M, Ruepert C, Castillo LE, Ribeiro R, Sousa JP 2012. Ecotoxicological characterization of a tropical soil after diazinon spraying. *Ecotoxicology* 21:2163-2176.
- Nogueira DJ 2020. *Toxicidade in vitro e in vivo de nanopartículas de óxido de alumínio dependente da fase cristalina e avaliação de risco em ecossistemas aquáticos usando uma abordagem probabilística*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 164 pp.
- Nystrom B, Bjornsater B, Blanck H 1999. Effects of sulfonylurea herbicides on non-target aquatic micro-organisms - Growth inhibition of micro-algae and short-term inhibition of adenine and thymidine incorporation in periphyton communities. *Aquatic Toxicology* 47:9-22.
- Padisák J 2004. Phytoplankton. In O'Sullivan PE, Reynolds CS (Eds). *The Lakes Handbook (Volume 1): Limnology and Limnetic Ecology*, 1st edn. Blackwell Scientific Publishers, p. 251-308.
- Pan-international.org [homepage on the internet]. Germany: Pesticide Action Network International, Inc.; c2019 [cited 2020 Nov 29]. Available from: [http://pan-international.org/wp-content/uploads/PAN\\_HHP\\_List.pdf](http://pan-international.org/wp-content/uploads/PAN_HHP_List.pdf).
- Paterniani E 2001. Agricultura sustentável nos trópicos. *Estudos avançados* 15(43):303-326.
- Pinheiro AI, Milhome MAL, Ferreira FEFR, Costa RS, Santos JLG, Oliveira LKB, Amorim AV 2017. Potencial de contaminação em águas superficiais pelo uso de agrotóxicos em Iguatu, Ceará. *Revista Craibeiras de Agroecologia* 1(1):1-5.
- Ragassi B, Américo-Pinheiro JHP, Silva Junior OP 2017. Ecotoxicidade de agrotóxicos para algas de água doce. *Revista Científica ANAP Brasil* 10(19).
- Razera JCC 2016. A formação de professores em artigos da revista Ciência & Educação (1998-2014): uma revisão cienciométrica. *Ciência & Educação* 22(3).
- Reck L, Reimche GB, Alves CB, Abreu KV, Oliveita MA, Machado SLO 2018. Efeito dos herbicidas imazapir e imazapique na comunidade fitoplancônica em lavoura de arroz irrigado. *Iberingia, Série Botânica* 73(3):298-307.
- Relyea RA 2009. A cocktail of contaminants: how mixtures of pesticides at low concentrations affect aquatic communities. *Oecologia* 159:363-376.
- Ribeiro ML, Lourencetti C, Polese L, Navickiene S, Oliveira LC 2008. Pesticidas: usos e riscos para o meio ambiente. *Holos Environment* 8(1):53-71.
- Ritchie H, Roser M 2020. Agricultural Production. OurWorldInData.org [homepage on the internet]. England: Agricultural Production, Inc.; c2020 [cited 2020 Nov 26]. Available from: <https://ourworldindata.org/agricultural-production>.
- Rodrigues JS, Cordeiro J, Calazans GM, Cordeiro JL, Guimarães JCS 2018. Presença de fármacos e hormônios na água: uma análise cienciométrica. *Research, Society and Development* 7(6):01-22.
- Rodriguez FM, Caro CI, Pinilla GA, Osorio DP 2017. Estado actual del conocimiento sobre microalgas del perifiton y macroinvertebrados bentónicos en el Departamento del Meta, Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 22(3):274-306.



- Ronco AE, Castillo G, Díaz-Baez MC 2000. Development and application of microbioassays for routine testing and biomonitoring in Argentina, Chile and Colombia. In: Persoone G, Janssen C, De Coen W. (Eds). *New Microbiotests for Routine Toxicity Screening and Biomonitoring*, Springer, New York, p. 49-61.
- Roubeix V, Mazzella N, Schouler L, Fauvelle V, Morin S, Coste M, Delmas F, Margoum C 2011. Variations of periphytic diatom sensitivity to the herbicide diuron and relation to species distribution in a contamination gradient: implications for biomonitoring. *Journal of Environmental Monitoring* 13.
- Ruzycki EM, Axler RP, Owen CJ, Martin TB 1998. Response of phytoplankton photosynthesis and growth to the aquatic herbicide Hydrothol 191. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17(8):1530-1537.
- Sabater C, Carrasco JM 2001. Effects of pyridaphenthion on growth of five freshwater species of phytoplankton. A laboratory study. *Chemosphere* 44(8):1775-1781.
- Sabater C, Carrasco JM 2001b. Effects of the organophosphorus insecticide fenitrothion on growth in five freshwater species of phytoplankton. *Environmental Toxicology* 16(4):314-320.
- Sabater C, Cuesta A, Carrasco R 2002. Effects of bensulfuron-methyl and cinosulfuron on growth of four freshwater species of phytoplankton. *Chemosphere* 46:953-960.
- Schmitt-Jansen M, Altenburger R 2005. Toxic effects of isotroturon on periphyton communities - a microcosm study. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 62:539-545.
- Soares DF, Faria AM, Rosa AH 2017. Análise de risco de contaminação de águas subterrâneas por resíduos de agrotóxicos no município de Campo Novo do Parecis (MT), Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 22(2):277-284.
- Stone S, Adams MS, Stauber JL, Jolley DF, Warne MSTJ 2020. Toxicity of herbicide mixtures to tropical freshwater microalgae using a multispecies test. *Environmental Toxicology*.
- Tao Y, Yuan Z, Xiaona H, Wei M 2012. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and potential health risk assessment from Taihu lake, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 81:55-64.
- Tien CJ, Chen CS 2012. Assessing the toxicity of organophosphorous pesticides to indigenous algae with implication for their ecotoxicological impact to aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes* 47:901-912.
- Tsui MTK, Chu LM 2003. Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: comparison between different organisms and the effects of environmental factors. *Chemosphere* 52:1189-1197.
- Vadeboncoeur Y, Steinman AD 2002. Periphyton Function in Lake Ecosystems. *The Scientific World Journal* 2: 1-20.
- Van den Brink PJ, Hattink J, Bransen F, Van Donk E, Brock TCM 2000. Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. II. Zooplankton, primary producers and final conclusions. *Aquatic Toxicology* 48:251-264.
- Van Ginkel SW, Igou T, Hu ZX, Narode A, Cheruvu S, Doi S, Johnston R, Snell T, Chen YS 2015. Taking advantage of rotifer sensitivity to rotenone to prevent pond crashes for algal-biofuel production. *Algal Research* 10:100-103.
- Vidal T, Goncalves AMM, Pardal MA, Azeiteiro UM, Goncalves F 2009. Assessing the toxicity of Betanal (R) on growth and sensitiveness of five freshwater planktonic species. *Fresenius Environmental Bulletin* 18:585-589.
- Vieira TQ, Ferreira WB, Araújo HWC, Cunha THCS, Vidal ICA, Melo DJN 2014. Estudo da viabilidade do uso de resíduos líquidos no cultivo da microalga *Chlorella* sp visando a produção de biocombustíveis. *Revista Monografias Ambientais – REMOA* 13(4):3477-3490.
- Vulliet E, Emmelin C, Chovelon JM, Chouteau C, Clement B 2004. Assessment of the toxicity of triasulfuron and its photoproducts using aquatic organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23:2837-2843.
- Wetzel RG 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems*. 3 Ed. Academic press, Estados Unidos da América, 1006 pp.
- Wetzel RG [Ed.] 1983. *Periphyton of freshwater ecosystems*. Developments in Hydrobiology (17), Dr. W. Junk BV Publishers, The Hague, Suécia, 346 pp.
- Windsor FM, Pereira MG, Morrissey CA, Tyler CR, Ormerod SJ 2020. Environment and food web structure interact to alter the trophic magnification of persistent chemicals across river ecosystems. *Science of the Total Environment* 717:1-6.
- Yeo BS, Chu WL, Wong CY, Kok YY, Phang SM, Tan BK, Mustafa EM 2018. Combined effects of glufosinate ammonium and temperature on the growth, photosynthetic pigment content and oxidative stress response of *Chlorella* sp. and *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Journal of Applied Phycology* 30:3043-3055.



Zanotto Sr, Vanz SAS, Stumpf IRC 2017. Fator de difusão: uma medida da difusão do conhecimento através das citações. *Investigación Bibliotecológica* 31:101-122.