

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE GOIÁS  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM AMBIENTE E SOCIEDADE  
CAMPUS MORRINHOS

THAYNARA MARTINS DE OLIVEIRA

**INFLUÊNCIA DA ATIVIDADE HUMANA NOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS:  
UMA ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA E UM ESTUDO DE CASO**

MORRINHOS-GO  
2020

THAYNARA MARTINS DE OLIVEIRA

**INFLUÊNCIA DA ATIVIDADE HUMANA NOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS:  
UMA ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA E UM ESTUDO DE CASO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ambiente e Sociedade, da Universidade Estadual de Goiás – Campus Morrinhos, como requisito para obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Professora Dra. Isabela Jubé Wastowski

Coorientadora: Professora Dra. Fernanda Melo Carneiro

MORRINHOS-GO

2020

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catálogo na Publicação (CIP)  
Universidade Estadual de Goiás

Oliveira, Thaynara Martins

Influência da atividade humana nos ecossistemas aquáticos: uma análise cienciométrica e um estudo de caso / Thaynara Martins de Oliveira. – 2020.

86 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ambiente e Sociedade) – Universidade Estadual de Goiás, Morrinhos/GO, 2020.

Orientação: Prof<sup>ª</sup>. Dra. Isabela Jubé Wastowski; Fernanda Melo Carneiro.

1. Pesquisa cienciométrica. 2. Estado trófico. 3. Produtividade primária. 4. Estudo de microbacias. I. Wastowski, Isabela Jubé, orient. II. Carneiro, Fernanda Melo, orient. III. Título.

TERMO DE APROVAÇÃO

INFLUÊNCIA DA ATIVIDADE HUMANA NOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS: UMA  
ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA E UM ESTUDO DE CASO

BANCA EXAMINADORA

---

Prof<sup>a</sup> Dra. Isabela Jubé Wastowski  
Orientadora

---

Prof<sup>a</sup> Dra. Fernanda Melo Carneiro  
Coorientadora

---

Prof<sup>a</sup> Dra. Vanessa Guimarães Lopes  
Membro da Banca Examinadora

---

Prof<sup>a</sup> Dra. Juliana Simião Ferreira  
Membro da Banca Examinadora

Data: \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_

Resultado: \_\_\_\_\_

## AGRADECIMENTOS

Ao meu bom e amado Deus que é a razão de meu viver e de meus esforços diários. O sustento e impulso de meus passos. Minha esperança, paz e alegria.

A minha família, avós, tios(as), padrinhos, madrinhas, primos(as), meus pais João e Nilvânia, e meus irmãos, tia Maria, Thalya e Wallysson, por toda paciência e amor que dedicam a mim, e porque como presentes de Deus na minha vida, caminham comigo e me motivam a não desistir.

Às minhas orientadoras, professoras Isabela Jubé Wastowski e Fernanda Melo Carneiro, que merecem todo mérito da realização deste trabalho, por todo esforço que renderam para me orientar.

A todos que me acolheram em Goiânia durante os períodos que era orientada, como os funcionários do Acalantu's hotel e a família da professora Fernanda.

Ao professor Renato, que embora compromissado, não excitou em elaborar os mapas dos locais amostrados para a realização deste trabalho.

Aos muitos amigos que Deus me concedeu nas visitas aos locais de coleta das regiões das microbacias dos Ribeirões Mimoso e da Serra, em especial, à dona Marilda e a senhora sua mãe, dona Marizete, Joviana com sua família, o proprietário da fazenda Sobradinho e o trabalhador da fazenda pipoca, que nos disponibilizaram informações sobre os locais de coleta ou até mesmo nos conduziram até estes.

A meus amigos e irmãos da Renovação Carismática Católica, da Pastoral da Criança, e de toda a Santa Igreja Cristã Católica Apostólica Romana, que me acompanham com suas orações. E meus amigos, funcionários, graduandos e mestrandos da Universidade Estadual de Goiás, que contribuíram com minha formação.

Às professoras que gentilmente acolheram o convite para comporem minhas bancas da qualificação e da defesa: Carla de Moura Martins, Débora de Jesus Pires, Juliana Simião Ferreira e Vanessa Guimarães Lopes.

Enfim, agradeço imensamente a todos que direta ou indiretamente fizeram parte de minha vida durante estes dois anos, porque com toda certeza marcaram a realização deste trabalho. Que Nosso Senhor Jesus Cristo possa retribuir toda contribuição que forneceram a mim, com imensas bênçãos em suas vidas.

*“Precisamos de um debate que nos una a todos, porque o desafio ambiental, que vivemos, e as suas raízes humanas dizem respeito e têm impacto sobre todos nós”.*

(Papa Francisco, 2020)

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL .....	7
REFERÊNCIAS .....	7
<b>CAPÍTULO 1: PESTICIDAS EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS E SUA INTERAÇÃO COM ALGAS E CIANOBACTÉRIAS: UMA ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA.....</b>	<b>9</b>
RESUMO .....	9
1 INTRODUÇÃO.....	11
2 METODOLOGIA.....	14
3 RESULTADOS .....	15
4 DISCUSSÃO .....	34
5 CONCLUSÃO.....	40
6 REFERÊNCIAS .....	41
<b>CAPÍTULO 2: DETERMINANTES DA PRODUÇÃO PRIMÁRIA DE RIACHOS COM DIFERENTES GRADIENTES DE USO.....</b>	<b>48</b>
RESUMO .....	48
1 INTRODUÇÃO.....	50
2 METODOLOGIA.....	54
2.1 Área de estudo .....	54
2.2 Coleta de dados.....	57
2.3 Análise dos dados .....	57
3 RESULTADOS .....	60
4 DISCUSSÃO .....	73
5 CONCLUSÃO.....	78
6 REFERÊNCIAS .....	79
CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	85
ANEXO .....	86

## INTRODUÇÃO GERAL

O comprometimento da água através da contaminação dos recursos hídricos refletem em consequências muito prejudiciais (VIANNA; VIANNA JUNIOR; VIANNA, 2005). Muitas são as fontes de contaminação que ao atingir pontualmente um reservatório alcançam uma grande extensão, pela movimentação das águas, e compromete a sua qualidade (RESENDE, 2002). Embora os eventos naturais interfiram na essência da água, o ser humano, com o lançamento de resíduos industriais, urbanos e agrícolas nos cursos de água e no solo, também interfere, direta ou indiretamente, em sua qualidade, isto é, nas características desejadas (ALVES et al., 2008; BARRETO et al. 2013). Assim, os ambientes aquáticos são influenciados e retratam as condições dos ambientes terrestres nos quais se inserem (PEREIRA, 2014).

Como os parâmetros físicos e químicos refletem as condições do ecossistema aquático, os organismos desse ambiente, sensíveis às alterações implementadas em seu habitat também podem ser estudados como indicadores das condições dos cursos de água (MARIANI et al., 2006), pois no estudo do ecossistema é necessário considerar as relações existentes entre as comunidades de organismos e seus componentes biológicos aos aspectos físicos e químicos do ambiente analisado (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Determinados agentes tóxicos podem interferir na qualidade da água com a diminuição da comunidade de microalgas, por exemplo (GÓMEZ; LARDUET; ABRAHANTES, 2001). Em contrapartida, a grande disponibilidade de nutrientes no ambiente aquático, que corresponde ao processo de eutrofização, também interfere na comunidade de organismos, ao favorecer o desenvolvimento e a dominância de cianobactérias, que em condições normais conviveriam em equilíbrio (BARRETO et al. 2013; JARDIM, 2011). A eutrofização do ambiente aquático também é favorecida pelos pesticidas e fertilizantes utilizados na atividade agrícola e carreados para o curso de água (CEOLIN; AGUIAR JÚNIOR; MORAIS, 2017).

## REFERÊNCIAS

ALVES, E. C.; SILVA, C. F.; COSSICH, E. S.; TAVARES, C. R. G.; SOUZA FILHO, E. E.; CARNIEL, A. Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó – Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 30, n. 1, p. 39-48, 2008.

BARRETO, L. V.; BARROS, F. M.; BONOMO, P.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. S. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v. 9, n. 16, p. 2165- 2179, 2013.

CEOLIN, L. P. W. AGUIAR JÚNIOR, T. R.; MORAIS, M. M. Avaliação de impactos ambientais em sistemas aquáticos. Caso de estudo do Rio Órbigo, Espanha. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 2, p. 535-542, 2017.

GÓMEZ, L.; LARDUET, Y.; ABRAHANTES, N. Contaminación y biodiversidad en ecosistemas acuáticos. El fitoplancton de la Bahía de Santiago de Cuba. **Revista de Investigaciones Marinas**, v. 22, n. 3, p. 191-197, 2001.

JARDIM, B. F. M. **Variação dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais da bacia do rio das velhas-mg e sua associação com as florações de cianobactérias**. 2011. 127 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

MARIANI, C. F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; BRANDIMARTE, A. L.; NISHIMURA, P. Y.; TÓFOLI, C. F.; DURAN, D. S.; LOURENÇO, E. M.; BRAIDOTTI, J. C.; ALMEIDA, L. P.; FIDALGO, V. H.; POMPEO, M. L. M. Biota and water quality in the Riacho Grande reservoir, Billings Complex (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n. 3, p. 267-280, 2006.

PEREIRA, A. C. R. **Utilização de parâmetros físico-químicos e biológicos para avaliar a influência do uso e ocupação do solo sobre a qualidade ambiental no alto Rio Pará**. 2014. 71 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável) - Universidade Federal de São João Del-Rei, Ouro Branco, 2014.

RESENDE, A. V. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VIANNA, R. C.; VIANNA JUNIOR, C. C.; VIANNA, R. M. Os recursos de água doce no mundo – situação, normatização e perspectiva. **Juris**, Rio Grande, 11: 247-269, 2005.

## **CAPÍTULO 1: PESTICIDAS EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS E SUA INTERAÇÃO COM ALGAS E CIANOBACTÉRIAS: UMA ANÁLISE CIENCIOMÉTRICA**

### **RESUMO**

Para entender as relações dos micropoluentes em ambientes aquáticos realizamos uma análise cienciométrica dos estudos sobre a interação de micropoluentes, principalmente pesticidas, nos ecossistemas aquáticos. Na base de dados *Web of Science* foram selecionados artigos com as palavras de busca (agrotoxic\* or pesticid\*) and (microalgae or phytoplankton or periphyton) publicados entre os anos de 1998 e 2018. Dos 322 artigos selecionados 287 foram considerados para a análise. Esses referiam-se, principalmente, aos efeitos dos pesticidas atrazina, clorpirifós e diuron sobre esses organismos, que respectivamente, se bioacumula nos seres, interfere no sistema nervoso central, e é carcinogênico para o ser humano. As espécies do fitoplâncton mais citadas nos estudos foram: *Chlorella vulgaris*, *Raphidocelis subcapitata* (*Pseudokirchneriella subcapitata* ou *Selenastrum capricornutum*), *Scenedesmus quadricauda*, pertencentes às famílias Oocystaceae, Scenedesmaceae e Selenastraceae, respectivamente. As cianobactérias foram o segundo grupo de organismos mais estudado. A maioria dos artigos levantados eram pesquisas experimentais realizadas em ecossistema de água doce, e lênticos, publicados pelos Estados Unidos e pela China, que eram os Países de origem de seus autores, pelas revistas *Ecotoxicology Aquatic*, *Toxicology* e *Science of the Total Environment*, desenvolvidos nas áreas de pesquisa Ciências Ambientais e Ecologia, Biologia Marinha e de Água Doce, e Toxicologia, e foram publicados ao longo dos anos com oscilações. Dos 287 artigos analisados, 17 não foram citados nenhuma vez, enquanto sete receberam 1134 citações. Por fim, esta síntese pode subsidiar a realização de novos trabalhos sobre ecotoxicologia com microorganismos direcionando a escolha de novos organismos modelos, com base na indicação das espécies e micropoluentes já estudados, dada a importância desses grupos de organismos como indicadores da saúde dos ecossistemas aquáticos.

**Palavras-chave:** Artigo. Pesticida. Fitoplâncton. Ambiente. Efeito.

**ABSTRACT**

We carry out a scientometric analysis of studies on the interaction of micropollutants in aquatic ecosystems. In the Web of Science database, articles with the words (agrototoxic \* or pesticide \*) and (microalgae or phytoplankton or periphyton) published between 1998 and 2018 were selected. From 322 selected articles, 309 were analyzed. These referred mainly to the effects of the pesticides atrazine, diuron and chlorpyrifos on these organisms. These bioaccumulate in beings, are carcinogenic to humans, and interfere with the central nervous system, respectively. The algae species most cited in the studies were: *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus quadricauda*, *Raphidocelis subcapitata*. Although the search was focused on algae, *Daphnia magna*, a species of zooplankton, which is the most studied. Most of the articles surveyed were experimental research carried out in a freshwater ecosystem. The United States and China have the largest number of publications. There have been fluctuations in the number of articles published over the years. *Ecotoxicology*, *Aquatic Toxicology* and *Science of the Total Environment* were the journals that published the most studies. *Environmental Sciences and Ecology*, *Marine and Freshwater Biology*, and *Toxicology* the areas of research concentrated most publications. From 309 articles analyzed, 18 were not cited, while seven together had 1134 citations. This synthesis can support new studies performing on ecotoxicology with microorganisms directing the choice of model organisms, based on the sensitivity indication in several species to micropollutants. The importance of organism groups should be given as indicators of aquatic health ecosystems.

**Keywords:** Article. Pesticide. Phytoplankton. Environment. Effect.

## 1 INTRODUÇÃO

O uso de forma inadequada e indiscriminada de pesticidas compromete a saúde humana e ambiental, alterando os processos de vida dos organismos e, conseqüentemente, o ecossistema do ambiente afetado (SPADOTTO, 2006). Os pesticidas poluem, em maior ou menor grau, 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; FARIA; ROSA, 2017).

Desde 2015 a quantidade de pesticidas liberados no território brasileiro tem aumentado, até que em 2019 esse aumento resultou em 439 pesticidas, isto é, a maior quantidade liberada em 10 anos (PREITE SOBRINHO, 2019). Sendo que desde janeiro até a metade de maio do mesmo ano (2019) foram registrados mais 169 produtos relacionados a pesticidas, dos quais 48% são muito tóxicos e 25% são proibidos na União Europeia (MELO, 2019). Estes produtos, em sua variedade, são classificados principalmente, como técnicos e formulados, devido seu uso na indústria e pelo consumidor, respectivamente, além dos produtos biológicos, registrados em menor quantidade, que são caracterizados por apresentarem baixa toxicidade (CANCIAN, 2019).

As inovações na produção dos pesticidas aumentaram a capacidade de dispersão, infiltração e penetração desses na água (AMÉRICO et al., 2015). Os poluentes orgânicos persistentes (POPs), metais e fármacos advindos de efluentes podem gerar alterações endócrinas nos organismos vivos (RODRIGUES et al., 2018), e redução da riqueza de espécies, com o aumento da seletividade de organismos (MILESI et al., 2008). Pesticidas contaminam os ambientes aquático, terrestre e aéreo interferindo na organização e manutenção dos processos de ciclagem de nutrientes e energia (BERTI et al., 2009).

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 dos cursos de água ocasionando a seleção de espécies tolerantes e extinção dos organismos mais sensíveis. A modificação de células e do conteúdo de clorofila-*a*, isto é, sua concentração celular e fluorescência, são outros efeitos gerados ao fitoplâncton.

Os fatores químicos, físicos e bióticos modelam a dinâmica, manutenção e desenvolvimento dos ecossistemas aquáticos, de forma que o excesso de substâncias no ambiente aquático, determinado pela poluição química, por exemplo, altera a constituição das comunidades aquáticas (CARDOSO, 2018). O fitoplâncton e zooplâncton são comunidades aquáticas que respondem rapidamente ao distúrbio ambiental, podendo funcionar como bioindicadores de impactos gerados pelos pesticidas (LI; ZHENG; LIU, 2010).

Outro organismo aquático que pode ser afetado por substâncias lançadas em seu ambiente é o perifíton, o qual consiste em algas aderidas a superfícies naturais ou artificiais, e participa da cadeia alimentar transferindo nutrientes e energia aos outros organismos no ambiente aquático, e assim como o fitoplâncton, indicam o estado de conservação desse ecossistema pelas mudanças em suas características (MORENO; AGUIRRE R., 2013). O fitoplâncton é o conjunto de microalgas que vivem na coluna de água e interferem na organização do ecossistema aquático por serem fotossintetizantes (BRASIL; HUSZAR, 2011) e estarem na base da cadeia alimentar. As cianobactérias são seres procariontes fotossintetizantes, de ampla ocorrência, geralmente encontrados no plâncton e perifíton dos mais diversos ambientes, tanto marinhos como de água doce (MOLICA; AZEVEDO, 2009).

Nos anos 70 que a opinião pública impulsionou o desenvolvimento de estudos nas áreas de Toxicologia Ambiental e Ecotoxicologia, pressionando as indústrias a solucionarem seus problemas com a poluição (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). A toxicologia estuda os efeitos nocivos dos compostos químicos e as condições nas quais esses riscos se apresentam (SILVA; CAMPOS; BOHM, 2013). Conforme esses autores os danos ocasionados pelas substâncias a determinados seres aquáticos, por exemplo, são difundidos nos demais organismos do ambiente, e nisso a ecotoxicologia busca interferir em situações e condições de contaminação dos cursos de água. Embora possa abranger estudos com amplo enfoque, que considere todo o ecossistema, a ecotoxicologia tem desenvolvido mais estudos específicos, dos efeitos de estressores químicos a determinadas espécies, enquanto o ambiente mais amplo e natural vem sendo abordado nos estudos da Ecologia dos Estresses (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

A busca por estudos sistematizados desenvolvidos até então sobre determinada temática, consiste na cienciometria, que é uma importante alternativa para a identificação de lacunas nas áreas de estudo, referentes a assuntos pouco ou não estudados (LAURINDO; MAFRA, 2010). Surgindo da necessidade de reunião e organização das informações produzidas cientificamente, a cienciometria utiliza recursos para a quantificação e análise estatística das informações produzidas (PARRA; COUTINHO; PESSANO, 2019).

Neste estudo, desenvolvemos uma análise cienciométrica dos artigos sobre os efeitos da interação de pesticidas e outros micropoluentes com o ambiente aquático e suas algas: microalgas e cianobactérias do plâncton e perifíton. Buscamos levantar, organizar e quantificar as seguintes informações, quanto a sua frequência nos artigos: objetivos de estudo, tipo de micropoluentes, tipos de estudo e ambientes, espécies de organismos, países de origem dos primeiros autores, revistas, áreas de pesquisa, autores e citações.

## 2 METODOLOGIA

Na base de dados *Web of Science* foram selecionados artigos com as palavras (agrotóxic\* or pesticid\*) and (microalgae or phytoplankton or periphyton) publicados entre os anos de 1998 e 2018 (período de dez anos mais recente, sendo que este estudo foi desenvolvido em 2019). Dos 322 artigos selecionados, 287 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 efetivas (EC) e concentrações de inibição (IC), dos micropoluentes sobre os organismos estudados, extraídas dos artigos levantados que expunham esta informação; 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.

Buscamos informações sobre a utilização de pesticidas e outros micropoluentes no mundo através dos 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 (FAOSTAT, 2019), como informação adicional. Extraímos dos artigos levantados nesta análise cienciométrica, 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

Dos 287 resumos analisados, 248 (86,41%) abordavam a interação de organismos aquáticos (e 6 ou 2,09%, do solo) com os micropoluentes, e destes 239 ou 94,09% consistiam em pesticidas. Do total de trabalhos analisados, 221 (77%) estudaram os efeitos dos micropoluentes sobre as microalgas, cianobactérias e seres do solo, 23 (8,01%) analisaram a atividade de biodegradação dos organismos sobre os micropoluentes ou de potencialização dos efeitos destes produtos pelos mesmos organismos, 10 (3,48%) monitoraram as substâncias através dos seres utilizados, em sua maioria (isto é, em oito artigos) em biosensores, 20 (6,97%) estudaram apenas os micropoluentes, 8 (2,79%) referiam-se somente às interações entre os organismos, e 5 (1,74%) voltaram-se a investigação dos parâmetros físicos, químicos e biológicos dos ambientes aquáticos. O número de publicações de artigos sobre o perifíton, no período de 1998 a 2018, tiveram períodos de redução e aumento (FIGURA 1A), enquanto que as publicações sobre o fitoplâncton aumentou (FIGURA 1B). Verificamos a tendência a elevação do número de artigos sobre algas e pesticidas ao longo do período estudado (FIGURA 2).

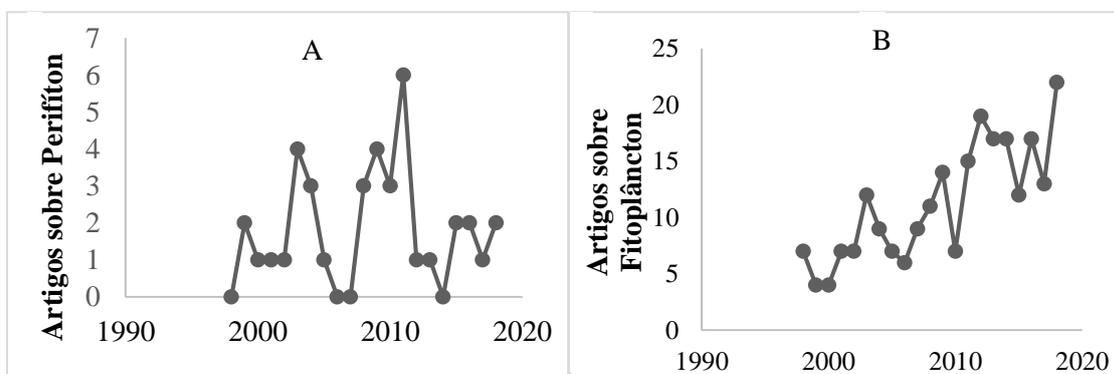


Figura 1 – Número de artigos publicados ao longo dos anos sobre algas (A perifíticas; e B – fitoplanctônicas, incluindo cianobactérias), no *Web of Science*, entre 1998-2018

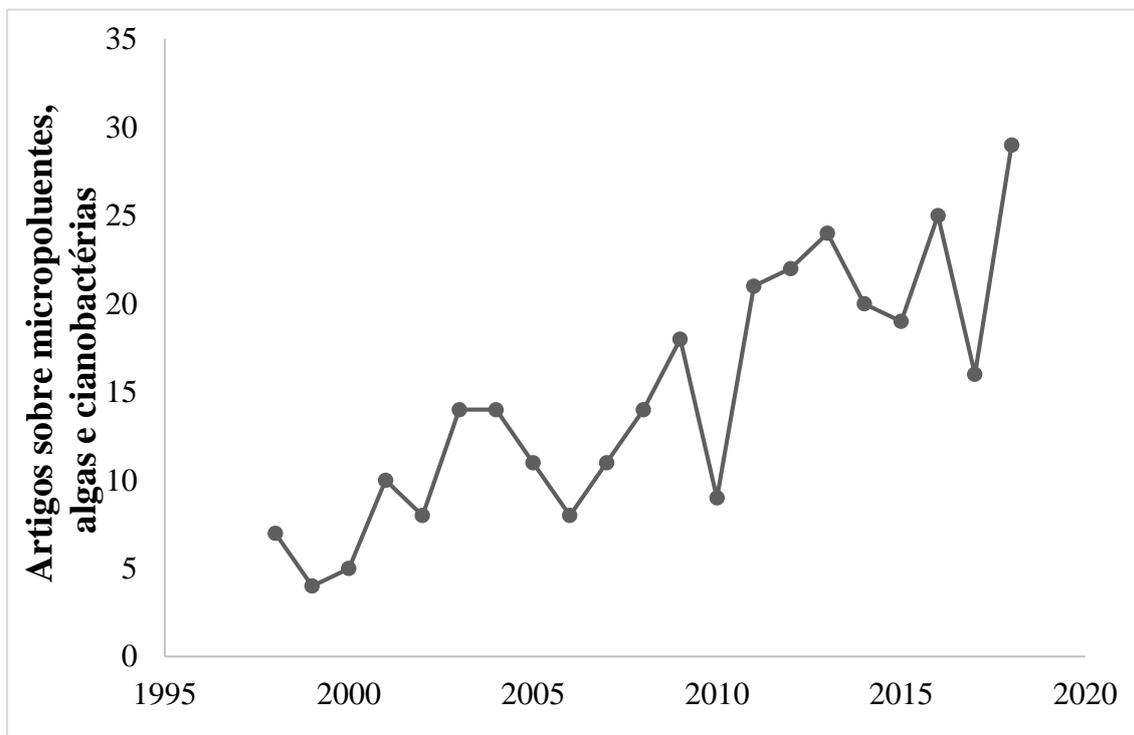


Figura 2 – Relação de artigos publicados ao longo dos anos sobre micropoluentes em ambientes aquáticos com algas e cianobactérias no *Web of Science*, entre 1998-2018

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. Havendo redução brusca, nos anos de 2015 e 2016, no continente asiático (maior consumidor de pesticidas), após 10 anos de elevação do consumo (de 2002 a 2012) (FIGURA 3).

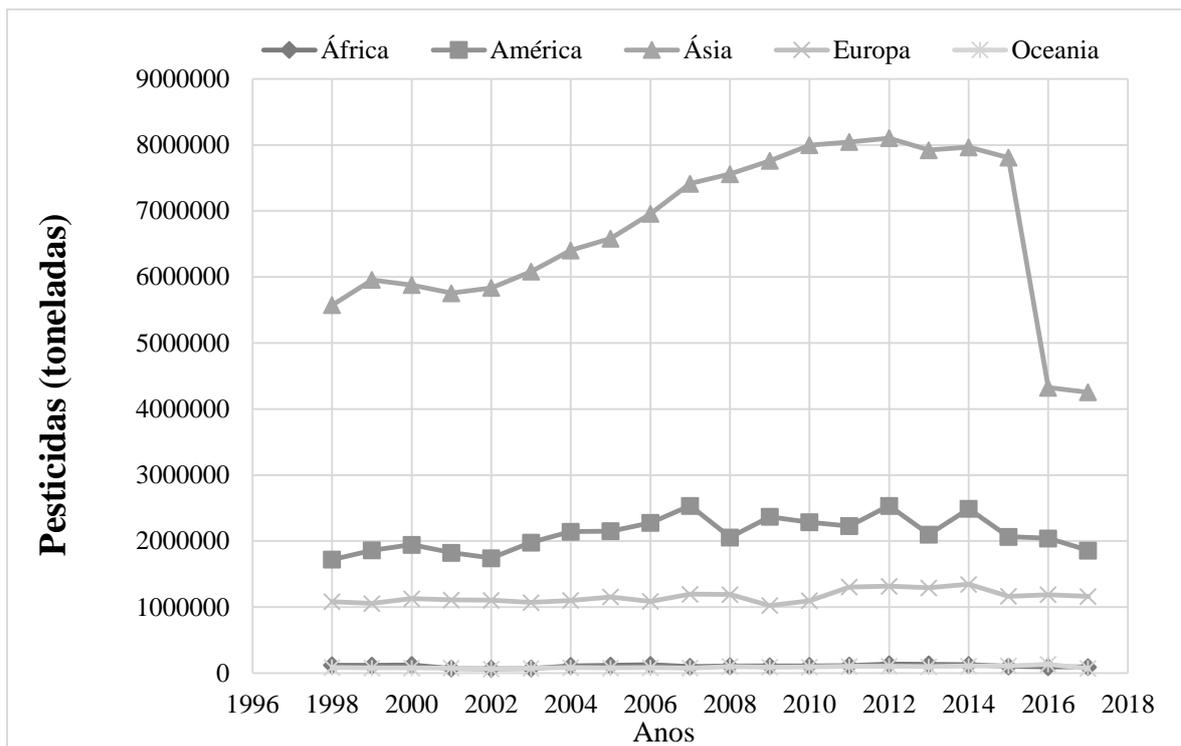


Figura 3 – Quantidade em toneladas de pesticidas (inseticidas, herbicidas, fungicidas, reguladores de crescimento de plantas e rodenticidas) e de outros micropoluentes vendidos pelos continentes nos anos 1998-2017. Fonte: Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura – FAO (2019)

Os artigos levantados neste estudo foram publicados por apenas 60 países, Estados Unidos publicou 57 (18,45%); China, 42 artigos (13,59%); e França publicou 38 artigos (12,30%). Um total de 34 países publicou apenas um ou dois artigos (FIGURA 4).

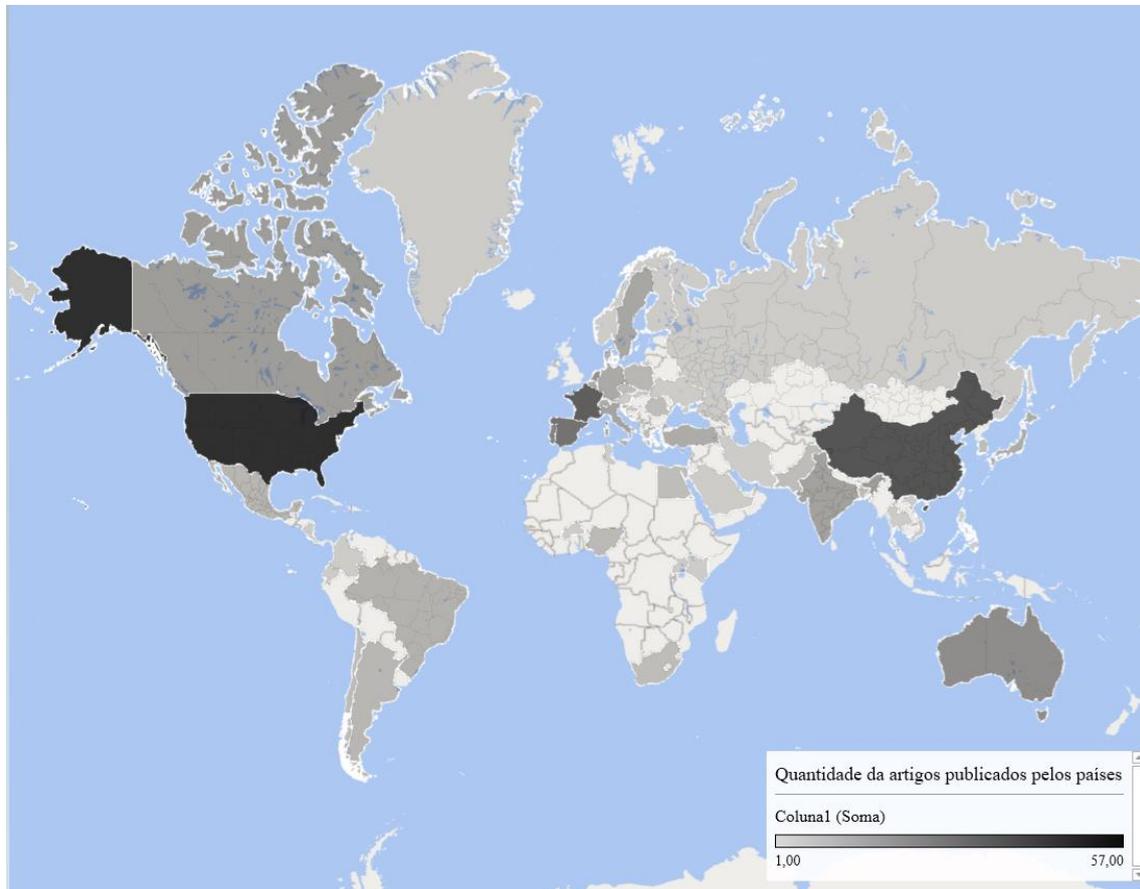


Figura 4 – Mapa dos países que publicaram os artigos levantados no *Web of Science* entre 1998-2018 sobre micropoluentes e algas e/ou cianobactérias, em ambientes aquáticos

Um total de 289 contaminantes, contidos em 109 grupos (ou classes quanto a ação), foram relatados nos artigos. Nos ecossistemas aquáticos, os principais contaminantes mencionados foram os pesticidas atrazina, clorpirifós e diuron (FIGURA 5). Esses mais utilizados foram classificados quanto a ação, como herbicidas (atrazina e diuron) e inseticida (clorpirifós), que concomitantemente foram as classificações mais presentes nos artigos.

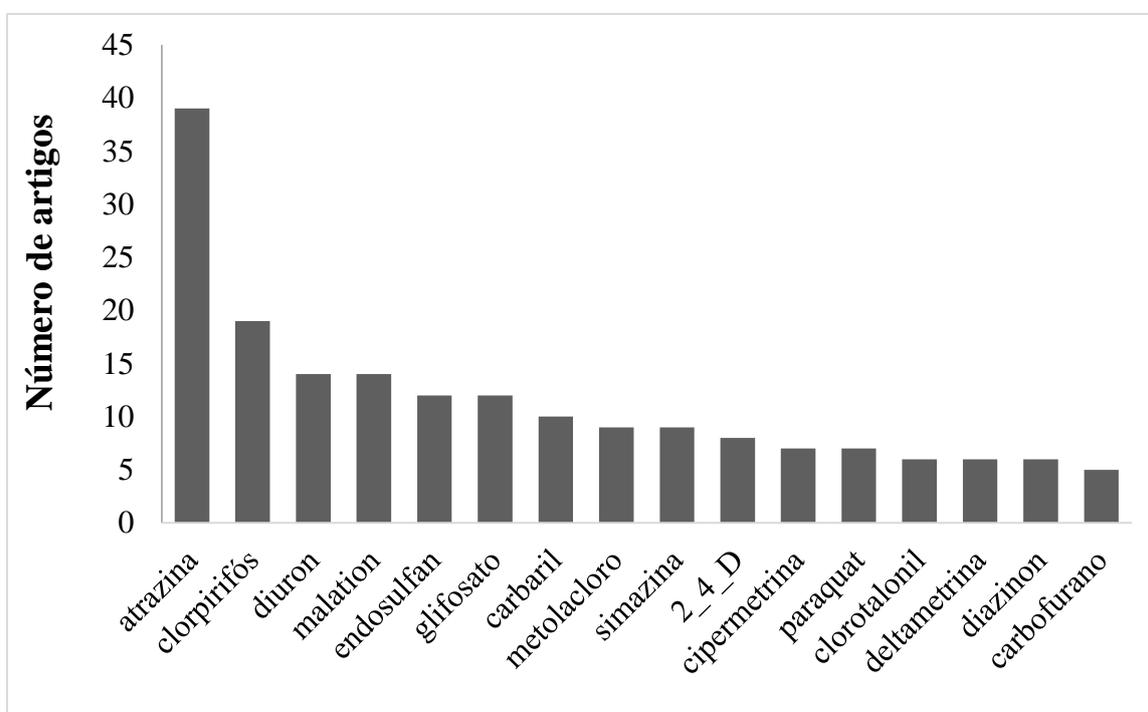


Figura 5 – Quantidade de artigos que citaram os micropoluentes mais estudados pelos trabalhos levantados no *Web of Science*, entre 1998-2018

Entre os trabalhos analisados, a maioria eram estudos experimentais (69,90% dos estudos que expuseram esta metodologia utilizada) e apenas 30 (10%) dos estudos consistiram em estudos de campo. A maioria dos trabalhos que informaram sobre o ambiente estudado foi desenvolvido em ecossistemas de água doce (85) (FIGURA 6). Dentre esses trabalhos, 34 eram em ambientes lênticos e 12 em ambiente lótico.

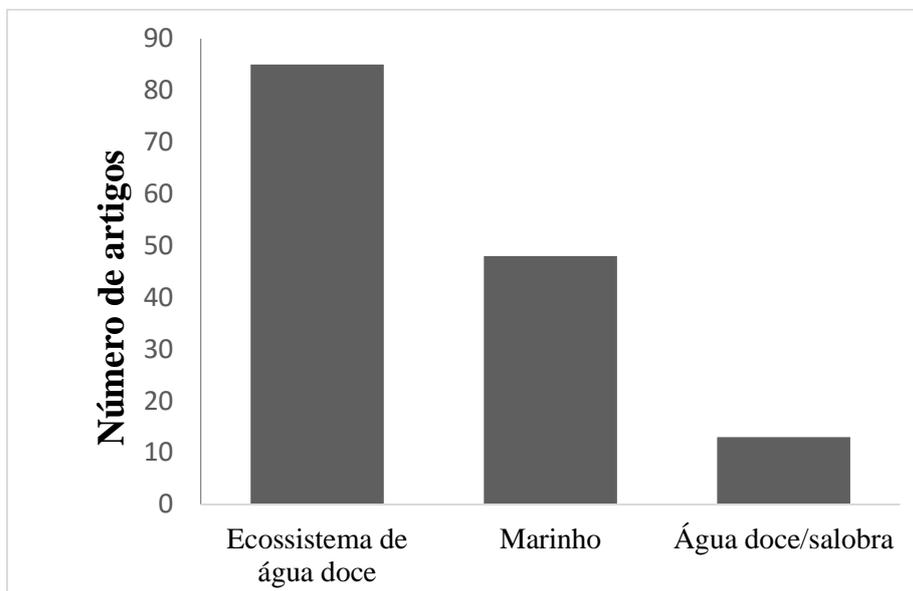


Figura 6 – Quantidade de artigos levantados no *Web of Science*, entre 1998-2018, sobre os efeitos de micropoluentes nas algas e/ou cianobactérias, que informaram os tipos de ambientes estudados, quanto a salinidade da água: ambientes de transição (água doce/salobra), de água doce ou marinho

Foram identificadas 268 espécies ou grupos de organismos, incluídos em 132 famílias (e superfamília), dentre quais, as mais presentes nos estudos foram Oocystaceae, Scenedesmaceae e Selenastraceae, compostas principalmente pelas espécies fitoplanctônicas: *Chlorella vulgaris*, *Raphidocelis subcapitata* (*Pseudokirchneriella subcapitata* ou *Selenastrum capricornutum*) e *Scenedesmus quadricauda*, respectivamente, além das cianobactérias (FIGURA 7).

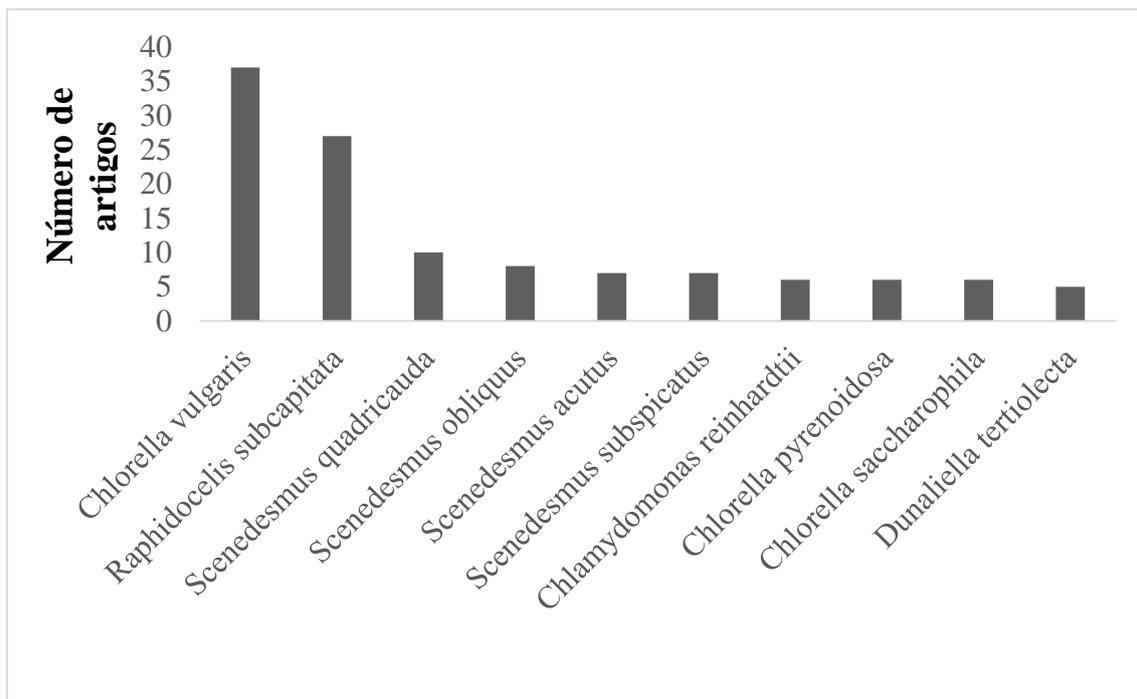


Figura 7 – Espécies citadas cinco vezes ou mais pelos artigos levantados no *Web of Science*, entre 1998-2018, sobre os efeitos de micropoluentes nas algas e/ou cianobactérias

Alguns artigos apresentaram as concentrações dos pesticidas que exerceram efeitos sobre os organismos, conforme são descritas na tabela 1. Consideramos e coletamos essas informações pois expõem as concentrações de pesticidas que comprovadamente interagem com os seres analisados gerando efeitos sobre estes.

Tabela 1 – Informações extraídas dos artigos analisados das doses letais (DL), concentrações efetivas (EC) e concentrações de inibição (IC) dos micropoluentes que afetam as populações de organismos estudados nos artigos publicados no *Web of Science*, entre 1998-2018, sobre os efeitos de micropoluentes nas algas e/ou cianobactérias

Tóxico	Organismo	DL, EC ou IC
--------	-----------	--------------

Lambda-cialotrina	fitoplâncton	IC50 = 0,014 ppm
Glufosinato	<i>Chlorella sp.</i>	EC25 = 120 µg mL (-1),
	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	EC25 = 43 µg mL (-1)
Atrazina	<i>Prymnesium parvum</i>	IC50 de 96h = 73,0 a 88,3 µg L-1 na salinidade 10
		IC50 de 96h = 118 a > 200 µg de L-1 na salinidade 20
Diazinon	<i>Chlorella vulgaris</i>	IC30 > 40 mg L-1
Primextra (r) gold tz	<i>Thalassiosira weissflogii</i>	EC50 = 0,0078 mg / L
	<i>Acartia tonsa</i>	EC50 = 0,925 mg / L
	<i>Anemia franciscano</i>	EC50 = 20,35 mg / L
Metal	<i>Thalassiosira weissflogii</i>	EC50 = 0,383mg / L
	copépode	EC50 = 0,234 mg / L
	<i>Artemia franciscana</i>	EC50 = 18,93 mg / L
Clorpirifós	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	EC50 = 7,63 a 19,64 mg / L
	<i>Merismopedia sp.</i>	
Monocrotofos	<i>Odontella mobiliensis</i>	IC50 = 7,2 ± 0,3 mg / L
	<i>Coscinodiscus centralis</i>	IC50 = 17,7 ± 3,9 mg / L
Clorpirifós	<i>Ankistrodesmus gradlis</i>	EC50 de 96 h = 22,44 mg L-1
Rotenona	<i>Brachionus calyciflorus,</i>	DL50 de 24 h = 0,074 µM

	<i>Chlorella kessleri</i> ,	DL50 de 24 h = 0,8 $\mu$ M
	<i>Tetraselmis suecica</i> ,	EC50 = 0,56 $\mu$ M
	<i>Brachionus rotundiformis</i> ,	EC50 = 0,13 $\mu$ M
	<i>Brachionus manjavacas</i>	EC50 = 0,26 $\mu$ M
Celangulina, matrina, toosendanina, azadirachtina	<i>Brachionus plicatilis</i>	DL50 de 24 h = 0,175 mg L-1 de celangulina
		DL50 de 24 h = 0,061 mg L-1 de matrina
		DL50 de 24 h = 2,132 x 10 <sup>-3</sup> mg L-1 de toosendanina
		DL50 de 24 h = 18.386 mg L-1 de azadirachtina
Endosulfan	<i>Ditylum brightwellii</i>	EC50 de 72 h = 0,0013
	<i>Prorocentrum mínimo</i>	EC50 de 72 h = 0,025
	<i>Tetraselmis suecica</i>	EC50 de 72 h = 0,045 mg L-1
Cispermetrina,	<i>Thamnocephalus platyurus</i>	DL50 de 24h = 0,89 $\mu$ g gl (-1)
	<i>Brachionus calycilforus</i>	DL50 de 24h = 3,828 mg l (-1)
Deltametrina	<i>Thamnocephalus platyurus</i>	DL50 de 24h = 1,51 $\mu$ g gl (-1)
	<i>Brachionus calycilforus</i>	DL50 de 24h = 8,425 mg l (-1)
Diazinon	<i>Folsomia candida</i>	EC50 = 0,288 mg a.i./kg
	<i>Eisenia andrei</i>	EC20 = 1,75 mg a.i./kg

	<i>Chlorella vulgaris</i>	EC50 ≤ 0,742 mg / L
		EC20 ≤ 0,223 mg / L
	<i>Daphnia magna</i>	EC50 ≤ 0,00771 mg / L
		EC20 ≤ 0,00646 mg / L
Mesotriona,	<i>Amphora coffeaeformis</i>	IC50 = 13,1 Mg / L
	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	IC50 = 56,1 mg / L
Clortolurão	<i>Amphora coffeaeformis</i>	IC50 = 0,08 μ mg / L
	<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	IC50 = 0,05 mg / L
Mistura de clorpirifós, terbufos, metamidofos	<i>Nitzschia sp.</i>	EC50 = 0,30-1,68 mg L-1
	<i>Oscillatoria sp.</i>	EC50 = 0,33-7,99 mg L-1
	<i>Chlorella sp.</i>	EC50 = 1,29-41,16 mg L-1
Diuron	Diatomáceas perifíticas	EC50 = 4,5 a 19 μg L-1
Isômeros de bifenilos policlorados (pcbs), hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (pahs) e pesticidas organoclorados (ocps) -hexaclorociclohexanos (hchs) e da família diclorodifenil tricloroetano (DDT)	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	EC50 = 16% de efluente
	<i>Daphnia magna</i>	EC50 = 28 % de efluente
Glifosato	<i>Scenedesmus obliquus</i>	EC50 = 80,0 mg L-1 (intervalo de confiança de 95% = 47,63-118,19 mg L-1)

Etoxisulfurão		EC50 = 1,1 mg L-1 (intervalo de confiança de 95% = 0,74-1,54 mg L -1)
Betanal expert ®	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> ,	EC50 = 3,22 mu g.L-1
	<i>Chlamydomonas pseudocostara</i>	EC50 = 266 mu g.L-1
	<i>Chlorella vulgaris</i>	EC50 = 22,5 µg.L-1
	<i>Daphnia magna</i>	EC50 = 4,45 mg.L-1
	<i>Daphnia longispina</i>	EC50 = 2,73 mg.L-1
Fenantreno (HAP) DDE (DDT)	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC50 = 9,4 mg kg (-1); para
	<i>Chlorococcum meneghini</i>	EC50 = 20,0 mg kg (-1)
4- (2,4-diclorofenoxi) - fenol, diclofope-metilo, diclofope	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	EC50 = 0,17 a 0,25
	<i>Chlorella vulgaris</i>	EC50 = 0,42 a 2,23
	<i>Scenedesmus obliquus</i>	EC50 = 4,76 a 8,89 mg / L
Irgarol		EC50 de 96h = 0,7 µg / L
Clorotalonil		EC50 de 96h = 64 µg / L
Atrazina		EC50 de 96h = 69 µg / L
2, 4-d	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	EC50 de 96h = 45.000 mu g / L
Isoproturão	Comunidades perifíticas	EC50 = 0,039 mg L-1.
Triasulfurão	<i>Daphnia magna</i>	EC50 de 48 h= 49 +/- 1 mg / L
	<i>Vibrio fischeri</i>	EC50 de 30 min > 100 mg / L

	<i>Lemna minor</i> , <i>Pseutokirchneriella subcapitata</i> , <i>Chlorella vulgaris</i>	EC50 <11 caneca / L
Propanil,	<i>Scenedesmus acutus</i> ,	EC50 de 72h = 0,29 a 5,98 mg / l
Tebufenozida,	<i>Scenedesmus subspicatus</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Chlorella saccharophila</i>	EC50 de 72h = 0,12 a 0,15 mg / l
Mefenacet		EC50 de 72h = 0,25 a 0,67 mg / l
Roundup	Bactéria <i>Microtox</i>	IC50 = 23,5 a 29,5 mg AE / l
	Protozoários	
4-nonilfenol	Microalgas	EC50 de 72 h = 0,5 mg / L
Fosalona		EC50 de 72 h = 0,8-0,9 mg / L
Pentaclorofenol		EC50 de 72 h = 0,25 vs. 0,1 mg / L
2,4,5-tricloroanilina		EC50 de 72 h = 1,69 vs. 0,73 mg / L
Zinco		EC50 de 72 h = 0,20 vs. 0,056 mg / L
Clorotalonil		EC50 da taxa de crescimento = 64 caneca / L
Atrazina		EC50 da taxa de crescimento = 69 caneca / L
Clorpirifós	<i>Dunaliella tertiolecta</i>	EC50 da taxa de crescimento = 769 caneca / L

Endossulfão	<i>Daphnia magna</i>	EC50 de imobilização de 24 h = 366,33 caneca / L;	
		EC50 de filtração de 5h = 165,57 caneca / L	
		EC50 de ingestão = 166,44 caneca / L	
Cinossulfurão,	<i>Scenedesmus acutus</i> , <i>Scenedesmus subspicatus</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Chlorella saccharophila</i>	EC50 de 96 h = 8 a 104 mg / l	
Bensulfuron-metil		EC50 de 96 h = 0,015 a 6,2 mg / l	
P-nitrophenyl ether; [O,O-dimethyl methyl-4-nitrophenyl) thiophosphate; isoprotiolano (C12H18O4S2); butyltin chloride)	2,4,6-ether; O-(3-methyl-4-nitrophenyl) tri-n-	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Scenedesmus quadricauda</i>	EC50 = 0,001-0,05µg / L para crescimento e fotossíntese
Piridaphenthion	<i>Scenedesmus acutus</i> , <i>Scenedesmus subspicatus</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Chlorella saccharophila</i> , <i>Pseudanabaena galeata</i>	EC50 de 96h = 2,2 a 30,9 mg / l	

Fenitrotião, clorsulfuron, molinato, piridafentião	<i>Chlorella saccharophila</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Scenedesmus acutus</i> , <i>Scenedesmus subspicatus</i> , <i>Pseudanabaena galeata</i>	EC50 de 96 h = 0,84 a 11,9 mg / L
Tiobencarb (S-4-clorobenzil dietiltiocarbamato)	<i>Daphnia magna</i>	EC50 estática de 24 h = de 3,01 mg / L
Clorsulfuron, metsulfuron metil, tribenurão-metilo	Cianobactérias, dinoflagelados	EC50 = faixa nanomolar
Tribenurão-metilo	Perifíton	EC50 = 3 nM
Hydrothol	<i>Microcystis</i> azul esverdeado	EC50 de 48 h = 0,04 a 0,08 mg / L para o crescimento celular EC50 de 48 h = 0,04 a 0,22 mg / L para a capacidade fotossintética
	Formídio	EC50 de 48 h = 0,05 mg / L e 0,097 mg / L crescimento celular e capacidade fotossintética
	<i>Chlorella</i>	EC50 de 48 h > 0,60 mg / L para crescimento celular e capacidade fotossintética
	<i>Scenedesmus</i>	EC50 de 48 h > 0,60 mg / L para crescimento celular

		EC50 de 48 h = 0,23 mg / L para capacidade fotossintética
	<i>Chlamydomonas</i>	EC50 de 48 h = 0,52 mg / L
		EC50 de 48 h = 0,42 mg / L para capacidade fotossintética

DL = dose letal média de uma substância expressa no grau de toxicidade aguda de produtos químicos que matam determinado percentual de indivíduos; EC = concentração efetiva de uma substância que provoca efeito observado em dado percentual dos indivíduos; IC = concentração de uma substância que inibe determinado percentual de indivíduos; DL50 = doses que mataram 50% dos animais utilizados para experiência; 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

Os trabalhos foram publicados principalmente nas revistas *Ecotoxicology* (21 artigos), *Aquatic Toxicology* e *Science of the Total Environment* (ambos com 20 artigos no total) (FIGURA 8).

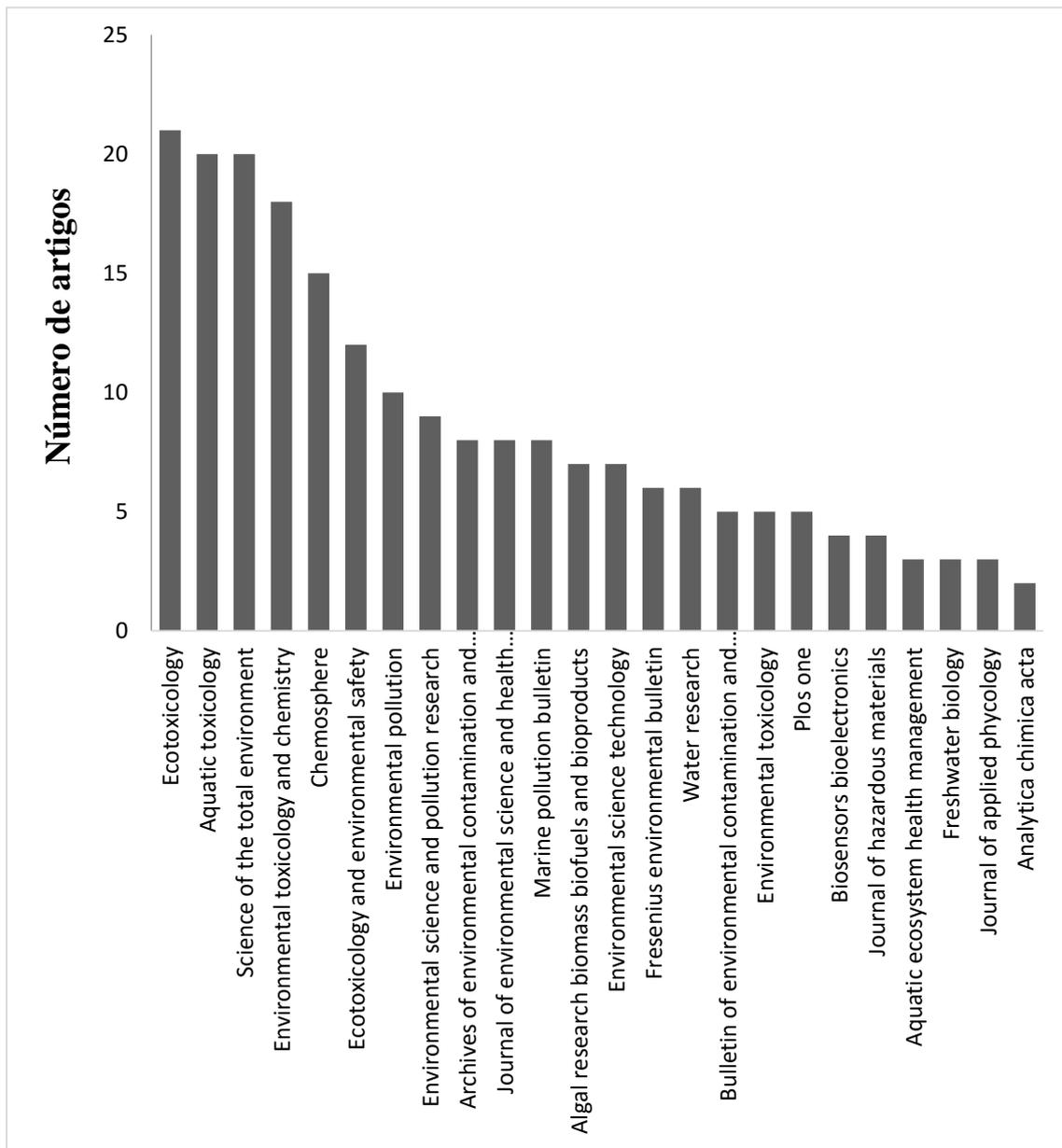


Figura 8 – Quantidade de artigos publicados nas respectivas revistas informadas no levantamento de trabalhos no *Web of Science* entre 1998-2018 sobre micropoluentes e algas e/ou cianobactérias, em ambientes aquáticos

As áreas de pesquisa mais comuns foram: Ciências Ambientais e Ecologia; Toxicologia; e Biologia Marinha e de Água Doce (FIGURA 9).

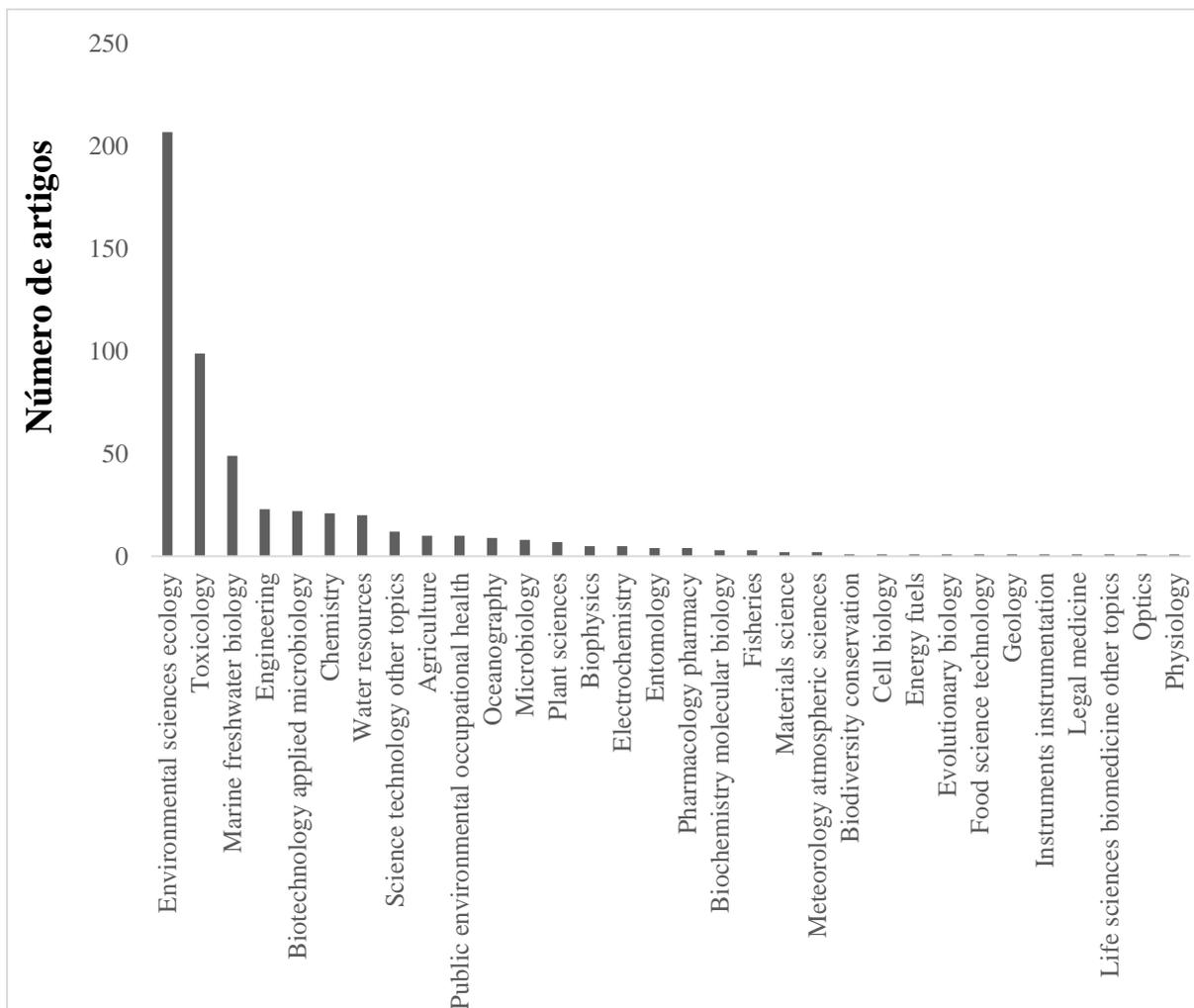


Figura 9 – Áreas de pesquisa dos trabalhos levantados no *Web of Science* entre 1998-2018 sobre micropoluentes e algas e/ou cianobactérias, em ambientes aquáticos

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.

Na figura 10, apresentamos a relação do número de citações recebidas por cada artigo, com 17 não sendo citados nenhuma vez, 21 recebendo 2 citações e sete artigos somente contando com 1134 citações juntos, os quais foram descritos na tabela 2.

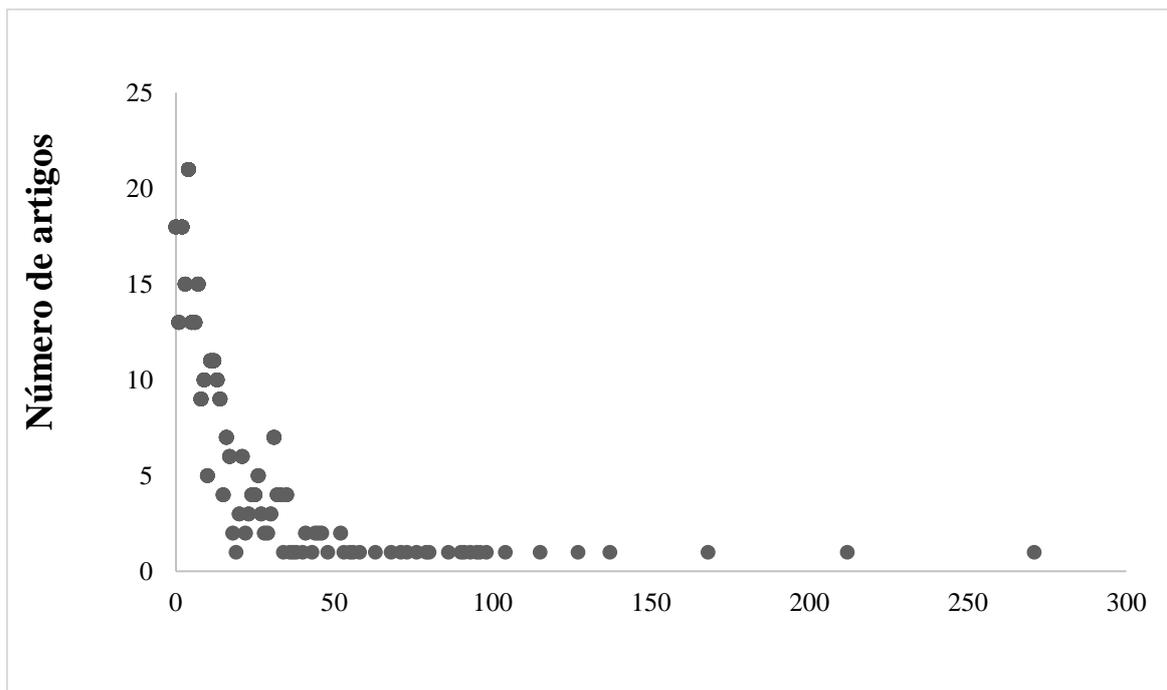


Figura 10 – Dispersão de pontos ilustrando a associação entre a quantidade de artigos do *Web of Science*, publicados entre 1998-2018 sobre micropoluentes e algas e/ou cianobactérias, em ambientes aquáticos, e as citações que receberam

Tabela 2 – Informações dos sete artigos levantados que foram mais citados

<b>Título</b>	<b>Número de citações recebidas</b>	<b>Organismo estudado</b>	<b>Tipo de estudo</b>	<b>Tipo de ambiente estudado</b>
<i>Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: comparison between different organisms and the effects of environmental factors</i>	271	<i>Vibrio fischeri</i> , <i>Selenastrum capricornutum</i> , <i>Skeletonema costatum</i> , <i>Tetrahymena pyriformis</i> , <i>Euplotes vannus</i> , <i>Ceriodaphnia dubia</i> e <i>Acartia tonsa</i>	Campo	-
<i>A cocktail of contaminants: how mixtures of pesticides at low concentrations affect aquatic communities</i>	212	fitoplâncton, zooplâncton, perifíton e anfíbios <i>Hyla versicolor</i> , <i>Rana pipiens</i>	Experimental	-

<i>Terrestrial discharge into the Great Barrier Reef Lagoon: nutrient behavior in coastal Waters</i>	168	-	Campo	-
<i>Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. II. Zooplankton, primary producers and final conclusions</i>	137	<i>Keratella quadrata</i> , <i>Lecane sp.</i> , <i>Testudinella parva</i> , <i>Lymnaea stagnalis</i> , <i>Physella acuta</i> e <i>Elodea nuttallii</i>	Experimental	Ecosistema de água doce
<i>Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review</i>	127	Microalgas	Campo	-
<i>A bi-enzymatic whole cell conductometric biosensor for heavy metal ions and pesticides detection in water samples</i>	115	<i>Chlorella vulgaris</i>	Experimental	-
<i>Distribution and bioaccumulation of heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and potential health risk assessment from Taihu lake, China</i>	104	<i>Bellamyia sp.</i> (caramujo humano comestível), Corbiculidae (bivalve), peixes ectenes, <i>Erythroculter ilishaeformis</i> e peixes herbívoros	Campo	Ecosistema de água doce e lântico

## 4 DISCUSSÃO

O desenvolvimento de estudos e a publicação de informações sobre os efeitos dos pesticidas na saúde e no ambiente não acompanham o crescente desenvolvimento e utilização de pesticidas pela indústria (MEDEIROS; MARCONATO; SOUZA, 2017; FARIA, 2012). Neste estudo, verificamos que a quantidade de publicações sobre micropoluentes no ambiente e seus efeitos nas microalgas aumentou. No entanto, devido a utilização de toneladas de ingredientes ativos no mundo os estudos aparentemente não acompanham o uso de pesticidas, sendo necessário intensificar a pesquisa e divulgação de informações sobre os riscos dos vários pesticidas e outros contaminantes constantemente introduzidos no mercado.

Os três países que mais publicaram dentro da temática investigada, estão contidos no hemisfério norte, apresentam clima temperado e são classificados como desenvolvidos (Estados Unidos e França) e em desenvolvimento (China), ao que embora utilizem amplamente os pesticidas, parecem privilegiar também o desenvolvimento de estudos. Esses países desenvolvidos, que geralmente correspondem aos territórios de ambiente temperado, não utilizam os pesticidas, dos quais são desconhecidos todos os possíveis efeitos gerados, como os carbamatos fungicidas, inseticidas e nematicidas, que são proibidos nestes países pela possibilidade, ainda não comprovada, de causarem câncer (MOURA, 2007). Assim, geralmente, para o aumento da variedade de pesticidas utilizados nos países desenvolvidos, deve-se primeiramente impulsionar os estudos que comprovem todos os efeitos gerados por estes, antes de serem aprovados, e por isso, talvez, identificamos uma grande quantidade de estudos desenvolvidos por estes países.

A publicação de artigos menos expressiva pelos países do hemisfério sul, como o Brasil, pode se fundamentar na dependência destes em relação as informações divulgadas pelos países do hemisfério norte, as quais são aplicadas sem o devido estudo voltado para as condições do próprio ambiente do hemisfério sul. As regiões de clima temperado e tropical, geralmente contidas nos hemisférios norte e sul, respectivamente, 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 classificar o desenvolvimento das regiões tropicais (PATERNIANI, 2001). Com isso, espera-se o desempenho de ações diferentes para cada uma dessas regiões, devido as mudanças de solo e climáticas. Quando o intuito de maior produtividade é imperado todas as regiões do mundo enfrentam problemas nas esferas ambiental, social e política, pela busca da adequação as condições das regiões temperadas de produção (GONÇALVES, 2004).

Atrazina, que foi o pesticida mais presente nos trabalhos, afeta diferentes organismos. É cancerígeno para o ser humano (ZANINI, 2010), e mutagênico para células eucariotas de *Allium cepa*, ocasionando a morte celular desse vegetal (VENTURA, 2004). É classificado como medianamente tóxico - classe III, como produto muito perigoso ao meio ambiente - classe II (BRASIL, 2019a), e persiste no ambiente oferecendo o risco de bioacumular nos organismos (CARMO et al., 2013).

O segundo pesticida mais estudado, clorpirifós, com seu caráter lipossolúvel, pode ser absorvido pelo organismo pelas vias cutânea e respiratória, por exemplo (PENA et al., 2003). É extremamente tóxico - classe I e muito perigoso para o ambiente - classe II (BRASIL, 2019b). Por inibir a enzima acetilcolinesterase, o inseticida clorpirifós interfere nas conexões do sistema nervoso central dos organismos (MELLO-DA-SILVA; FRUCHTENGARTEN, 2005). Havia a hipótese do clorpirifós atuar como desregulador endócrino (MORALES; RODRÍGUEZ, 2004), a qual foi confirmada, posteriormente, através de estudos desenvolvidos com organismos aquáticos principalmente (GHISELLI; JARDIM, 2007).

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). Apresentou toxicidade para o sistema reprodutivo e gerou alterações no fígado de ratos. (FERNANDES, 2005). É classificado como produto medianamente tóxico e muito perigoso ao ambiente (BRASIL, 2008). Embora o herbicida diuron apresente baixo potencial de toxicidade aguda, seus produtos de degradação podem apresentar maior toxicidade (DOMINGUES, 2007).

Com a necessidade da realização de trabalhos experimentais aplicáveis a realidade, junto aos teóricos e empíricos (MORAES; CARVALHO; PEREIRA, 2017), a maioria dos trabalhos levantados realizaram o método experimental. O objetivo mais presente nos trabalhos consistiu no estudo dos efeitos de micropoluentes, principalmente pesticidas, sobre o ambiente aquático e seus organismos, e outro objetivo também encontrado foi voltado a investigação da ação de biodegradação dos micropoluentes pelos microrganismos aquáticos.

*Chlorella vulgaris* foi a espécie mais estudada pelos artigos levantados neste trabalho, tanto nos ecossistemas de água doce quanto marinhos. 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). Neste levantamento foram considerados estudos que investigaram os efeitos gerados a *Chlorella sp.* (*Chlorella vulgaris*, *Chlorella mirabilis*, *Chlorella pyrenoidosa*, *Chlorella kessleri*, *Chlorella saccharophila*, *Chlorella emersonii*), pelos seguintes pesticidas e substâncias ativas: glufosinato de amônio, boscalida, Winner Top, nicosulfuron, terbutilazina, glifosato, butaclor, clorpirifós, rotenona, celangulina, matrina, toosendanina, azadiractina, cipermetrina, deltametrina, diazinon, diclorvós, trifluralin, paraquat, Betanal Expert, fenmedifam, desmedifão, etofumesato, terbufós, metamidofós, diclorprop, oxadiazon, benzofenap, clomazone, bensulfuron-methyl, carbendazim, triciclazol, flusilazol, ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2, 4-D), propiconazole, isoprocarb, flumetralina, propargite, terbutrina, diclofop-metil, diclofop, 4- (2,4-diclorofenoxi) – fenol, triazina, atrazina, carbofurano, isoproturon, trissulfuron sulfoniluréia, propanil, mfenacet, molinato, bentiocarbe, tebufenozida, clorsulfuron, pyridaphenthion, fenitrothion, cinosulfuron e Hydrothol 191. Como *Chlorella vulgaris* é utilizada em biossensores como biorreceptor (SERNA-COCK; PERENGUEZ-VERDUGO, 2011) *Chlorella spp.* foram estudadas no monitoramento de simazina, atrazina, diuron, butachlor, glifosato, paraoxon-metilo, paration-metilo, carbofurano,  $Cd^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$  e isoproturon. Sendo também estudada como agente degradador de triclosan, 2,4-diclorofenol, diazinon, 2-isopropil-6-metil-4-pirimidinol, metalaxil, pirimetanil, fenhexamid, iprodione, triclopyr, clorpirifós e cloretos de tri-, di- e mono-butilestanho, apresentando determinada resistência em relação a estas substâncias. Em outro estudo, não levantado neste estudo, *Chlorella vulgaris* foi capaz de remover nitrogênio, fósforo, ferro, manganês, cobre e zinco (SILVA, 2006).

O interesse no estudo de *Chlorella vulgaris* está em sua capacidade de biorremocão do excesso de nutrientes e resíduos de efluentes ou do ambiente aquático (SILVA, 2006; BERTOLDI et al. 2007; ZANATA, 2020) 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). *Chlorella ssp.* se desenvolveram em ambientes ácido, neutro e alcalino, com o pH entre 5,0 e 9,0, mas puderam ser afetadas em ambientes mais ácidos (SILVA, 2006). Microalgas e microcrustáceos são alguns dos organismos objetos de estudo mais investigados e monitorados nos níveis comportamental, fisiológico e morfológico, por exemplo, quanto a sua sensibilidade em relação a qualidade de seu ambiente (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). 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).

Considerando a análise dos efeitos dos micropoluentes, a dose ou concentração letal (DL ou LC) de uma substância, sua concentração de efeito (EC), e sua concentração inibitória (IC) (utilizada para avaliar a redução dos processos normais dos seres, como da taxa de crescimento, por exemplo) são parâmetros limitados, por considerarem os efeitos gerados pelas substâncias no tempo de estudo, não levando em conta os efeitos percebidos apenas posteriormente (HENRIQUES, 2015). Os testes toxicológicos evidenciam os efeitos de contaminantes no ambiente e estão sendo exigidos pela legislação brasileira desde 2005 (COSTA et al., 2008). Conforme esses autores, nos parágrafos 1 e 2 do artigo 34 do capítulo IV da Resolução nº. 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) a análise da toxicidade de efluentes deve ser desenvolvida através de testes ecotoxicológicos com organismos aquáticos.

O fator de difusão de artigos, revistas e autores, refletem o alcance que os seus conhecimentos e informações atingiram. Esta difusão é quantificada por meio das citações feitas destes artigos, revistas ou autores, que se presentes em trabalhos (citantes) diversificados, apresentam maior dispersão e impacto (ZANOTTO; VANZ; STUMPF, 2017). Neste estudo verificamos a difusão dos artigos pelo número de citações recebidas, e identificamos uma condição desigual, com muitos artigos sendo pouco ou nenhuma vez citados por outros trabalhos, e apenas um, recebendo centenas de citações, provavelmente pela tendência de autores citarem em seus trabalhos documentos com informações fundamentais, que já sejam muito citados, e desconsiderarem aqueles menos referenciados. Em uma análise individual encontramos tanto altos quanto baixos fatores de difusão.

Estudos sobre as populações de seres vivos e sua conservação, desenvolvidos através da adoção de novas metodologias e abordagens de estudo, em ecologia, demonstram o movimento dessa ciência e de outras, na busca pela promoção da conservação ambiental (LIMA-RIBEIRO et al., 2007). Identificar, organizar e sintetizar as publicações com esse enfoque, as condições e fatores ambientais e atópicos estudados, e as propostas para o gerenciamento e promoção de ações de conservação, são contribuições disponibilizadas por estudos cienciométricos, como o presente trabalho.

## 5 CONCLUSÃO

Em sua maioria, poucos trabalhos avaliaram o efeito dos micropoluentes em algas no seu ambiente natural. A maioria dos trabalhos foram desenvolvidas de forma experimental. Sendo que *Chlorella vulgaris* e *Raphidocelis subcapitata* foram as espécies mais estudadas, enquanto atrazina (herbicida) e clorpirifós (inseticida) foram os pesticidas mais frequentes nos estudos. Portanto, ainda não existe na literatura conhecimento suficiente sobre o efeito desses pesticidas em ecossistemas aquáticos naturais e consequentemente na base da cadeia trófica desses ambientes.

Dentre os países que publicaram artigos sobre a interação de micropoluentes com algas e cianobactérias, entre 1998 e 2018, os Estados Unidos e a China foram os que mais publicaram. Assim, esses poucos estudos estão primordialmente focados em ecossistemas temperados independente do intenso uso em ambientes tropicais, como o Brasil. *Ecotoxicology*, *Aquatic Toxicology* e *Science of the Total Environment* foram as revistas que mais publicaram os artigos e Ciências Ambientais e Ecologia, Toxicologia, e Biologia Marinha e de Água Doce, as áreas de pesquisa que tiveram mais trabalhos publicados na temática investigada.

Esta síntese pode subsidiar o desenvolvimento de novos trabalhos sobre ecotoxicologia com microorganismos direcionando a escolha de organismos modelos, com base na indicação de várias espécies e micropoluentes, principalmente pesticidas, já estudados, dada a importância dos grupos de organismos como indicadores da saúde dos ecossistemas aquáticos.

## 6 REFERÊNCIAS

AHMED, M. B.; ZHOU, J. L.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; THOMAIDIS, N. S.; XU, J. Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review. **Journal of Hazardous Materials**, Austrália, v. 323, p. 274-298, abr. 2016.

AMÉRICO, J. H. P.; MANOEL, L. O.; TORRES, N. H.; FERREIRA, L. F. R. O uso de agrotóxicos e os impactos nos ecossistemas aquáticos. **Revista Científica ANAP**, Jaboticabal, v. 8, n. 13, p. 101-115, 2015.

BENEDITO, O. L.; FAVA, R. M.; CAMARGO, J. L. V.; OLIVEIRA, M. L. C. S. Proliferação celular na pelve renal de ratos expostos ao herbicida diuron ou ao adoçante artificial sacarina sódica. **Revinter**, Botucatu, v. 11, n. 03, p. 106-118, out. 2018.

BERTI, A. P.; DÜSMAN, E.; SOARES, L. C.; GRASSI, L. E. A. Efeitos da contaminação do ambiente aquático por óleos e agrotóxicos. **SaBios: Revista de Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 4, n. 1, p. 45-51, jan./jun. 2009.

BERTOLDI, F. C.; SANT'ANNA, E.; OLIVEIRA, J. L. B.; REBELO, A. M. Biorremediação de nitrogênio e fósforo da solução hidropônica residual por meio da microalga *Chlorella vulgaris*. **Evidência**, Joaçaba, v. 7, n. 2, p. 85-92, jul./dez. 2007.

BRASIL. Atrazina 500 SC. RAINBOW all about growing, Paraná, 2019a. Disponível em: <[http://www.adapar.pr.gov.br/arquivos/File/defis/DFI/Bulas/Herbicidas/ATRAZINA500SC\\_110719.pdf](http://www.adapar.pr.gov.br/arquivos/File/defis/DFI/Bulas/Herbicidas/ATRAZINA500SC_110719.pdf)>. Acesso em: 09 de FEV. DE 2020.

BRASIL. Clorpirifós Nortox EC. Adapar, Paraná, 2019b. Disponível em: <<http://www.adapar.pr.gov.br/arquivos/File/defis/DFI/Bulas/Inseticidas/clorpirifosnortoxec.pdf>>. Acesso em: 10 fev. 2020.

BRASIL. Diuron Nortox. Adapar, Paraná, 2008. Disponível em: <<http://www.adapar.pr.gov.br/arquivos/File/defis/DFI/Bulas/Herbicidas/diuronnortox.pdf>>. Acesso em: 10 fev. 2020.

BRASIL, J. HUSZAR, V. L. M. O papel dos traços funcionais na Ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 799-834, 2011.

BRIAND, J.; NADARADJANE, A.; BOUGRAS-CARTRON, G.; OLIVIER, C.; VALLETTE, F. M.; CARTRON, P. F. A exposição ao diuron e a superexpressão de Akt promovem a formação de glioma através da hipometilação do DNA. **Clinical Epigenetics**, Nantes, v. 11, n. 1, nov. 2019.

CANCIAN, N. Registro de agrotóxicos no Brasil cresce e atinge maior marca em 2018. UOL, São Paulo, 4 mar 2019. Disponível em: <<https://www1.folha.uol.com.br/mercado/2019/03/registro-de-agrotoxicos-no-brasil-cresce-e-atinge-maior-marca-em-2018.shtml>>. Acesso em: 27 fev. 2020.

CARDOSO, C. E. **Caracterização limnológica do lago da Universidade Federal de Santa Catarina, no campus Florianópolis, Brasil**. 2018. 70 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Florianópolis, 2018.

CARMO, D. A.; CARMO, A. P. B.; PIRES, J. M. B.; OLIVEIRA, J. L. M. Comportamento ambiental e toxicidade dos herbicidas atrazina e simazina. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 133-143, 2013.

CHOUTEAU, C.; DZYADEVYCH, S.; DURRIEU, C.; CHOVELON, J. M. A bi-enzymatic whole cell conductometric biosensor for heavy metal ions and pesticides detection in water samples. **Biosensors and Bioelectronics**, Vaulx-en-Velin, v. 21, n. 2, p. 273-281, ago. 2005.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, Ribeirão Preto, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, set. 2008.

DEVLIN, M. J.; BRODIE, J. Terrestrial discharge into the Great Barrier Reef Lagoon: nutrient behavior in coastal Waters. **Marine Pollution Bulletin**, Lowestoft, v. 51, n. 1-4, p. 9-22, 2005.

DIAS, I. C. L.; COSTA, H. D.; FIRMO, W. C. A.; MENDES, H. B. R.; NUNES, G. S. Prospecção científica e tecnológica sobre métodos de detecção de agrotóxicos em amostras de água. **Revista GEINTEC**, São Cristóvão, v. 6, n. 1, p.2874-2884, 2016.

DOMINGUES, A. **Avaliação do potencial imunotóxico do herbicida diuron: estudo de toxicidade de 28 e 90 dias (doses repetidas)**. 2007. 97 f. Dissertação (Mestrado em Patologia) -Faculdade de Medicina de Botucatu, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Botucatu-SP, 2007.

FAOSTAT. Pesticides Use. **Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO)**. 2019. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>>. Acesso em: 17 maio 2020.

FARIA, N. M. X. Modelo de desenvolvimento, agrotóxicos e saúde: prioridades para uma agenda de pesquisa e ação. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, São Paulo, v. 37, n. 125, p. 17-50, jan./jun. 2012.

FERNANDES, G. S. A. **Toxicidade reprodutiva do diuron em ratos machos adultos**. 2005. 57 f. Tese (Mestrado em Biologia Celular e Estrutural) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP, 2005.

GHISELLI, G.; JARDIM, W. F. Interferentes endócrinos no ambiente. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 695-706, mai./jun. 2007.

GONÇALVES, C. W. P. Geografia da riqueza, fome e meio ambiente: pequena contribuição crítica ao atual modelo agrário/agrícola de uso dos recursos naturais. **Revista Internacional Interdisciplinar Iterthesis PPGICH UFSC**, Florianópolis, v. 1, n. 1, 2004.

HENRIQUES, N. F. D. **Avaliação da sensibilidade de gastrópodes a nitratos do efluente de uma ETAR**. 2015. 211f. Dissertação (Mestre em Tecnologia Química) - Instituto Politécnico de Tomar, Portugal, 2015.

LAURINDO, R.; MAFRA, T. Cienciometria da revista Comunicação & Sociedade identifica interfaces da área. **Comunicação & Sociedade**, ano 31, n. 53, p. 233-260, jan./jun. 2010.

LI, L.; ZHENG, B.; LIU, L. Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends. **Procedia Environmental Sciences**, Pequim, v. 2, p. 1510–1524, 2010.

LIMA-RIBEIRO, M. S.; NABOUT, J. C.; PINTO, M. P.; MOURA, I. O.; MELO, T. L.; COSTA, S. S.; RANGEL, T. F. L. V. B. Análise cienciométrica em ecologia de populações: importância e tendências dos últimos 60 anos. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 29, n. 1, p. 39-47, nov. 2007.

MA, J.; WANG, P.; CHEN, J.; SUN, Y.; CHE, J. 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**, v. 16, n. 6, p. 847-851, 2007.

MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO FILHO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.

MEDEIROS, B. E.; MARCONATO, T.; SOUZA, A. E. Estudo bibliométrico sobre a motivação para o consumo de produtos orgânicos. **Revista Cadernos de Economia**, Chapecó, v. 21, n. 38, p. 74-88, 2017.

MELLO-DA-SILVA, C. A.; FRUCHTENGARTEN, L. Riscos químicos ambientais à saúde da criança. **Jornal de Pediatria**, Rio de Janeiro, v. 81, n. 5, p. 205-211, 2005.

MELO, L. Ritmo de liberação de agrotóxicos em 2019 é o maior já registrado. G1, 26 maio 2019. Disponível em: <<https://g1.globo.com/economia/agronegocios/noticia/2019/05/26/ritmo-de-liberacao-de-agrotoxicos-em-2019-e-o-maior-ja-registrado.ghtml>>. Acesso em: 27 fev. 2020.

MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Efeito de metais Cobre (Cu) e Zinco (Zn) sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do sul do Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 30, n. 3, p. 283-289, set. 2008.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 229-246, mar. 2009.

MORAES, R. T. A.; CARVALHO, P.; PEREIRA, D. G. Avanços no conhecimento ecológico de protozoários ciliados planctônicos de água doce: uma análise cienciométrica. **SaBios: Revista Saúde e Biologia**, Goiânia, v.12, n.2, p.33-42, mai./ago. 2017.

MORALES, C. A.; RODRÍGUEZ, N. El Clorpirifos: posible disruptor endocrino en bovinos de leche. **Revista Colombiana de Ciências Pecuarias**, Medellín, v. 17, n. 3, p. 255-266, set. 2004.

MORENO, Y. M.; AGUIRRE R, N. Estado del arte del conocimiento sobre perifíton en Colombia. **Revista Gestión y Ambiente**, Bogotá, v. 16, n. 3, p. 91-117, dez. 2013.

MOURA, R. M. Agrotóxicos: heróis ou vilões? a face da questão que todos devem saber. **Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agronômica**, Recife, v. 4, p.23-49, 2007.

PARRA, M. R.; COUTINHO, R. X.; PESSANO, E. F. C. Um breve olhar sobre a cienciometria: Origem, Evolução, Tendências e sua Contribuição para o Ensino de Ciências. **Revista Contexto & Educação**, ano 34, n. 107, p. 126-141, jan./ abr. 2019.

PATERNIANI, E. Agricultura sustentável nos trópicos. **Estudos avançados**, São Paulo, v. 15, n. 43, p. 303-326, set./dez. 2001.

PENA, M. F.; AMARAL, E. H.; SPERLING, E. V.; CRUZ, I. Método para determinação de resíduos de clorpirifós em alface por cromatografia a líquido de alta eficiência. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 37-44, jan./dez. 2003.

PINHEIRO, A. I.; MILHOME, M. A. L.; FERREIRA, F. E. F. R.; COSTA, R. S.; SANTOS, J. L. G.; OLIVEIRA, L. K. B.; AMORIM, A. V. Potencial de contaminação em águas superficiais pelo uso de agrotóxicos em Iguatu, Ceará. **Revista Craibeiras de Agroecologia**, Rio Largo, v. 1, n. 1, p. 1-5, jul. 2017.

PREITE SOBRINHO, W. Número de agrotóxicos liberados no Brasil é o maior dos últimos dez anos. **UOL**, São Paulo, 28 nov. 2019. Disponível em: <<https://noticias.uol.com.br/meio-ambiente/ultimas-noticias/redacao/2019/11/28/com-novas-aprovacoes-liberacao-de-agrotoxicos-ja-e-o-maior-da-historia.htm>>. Acesso em: 27 fev. 2020.

RECK, L.; REIMCHE, G. B.; ALVES, C. B.; ABREU, K. V.; OLIVEITA, M. A.; MACHADO, S. L. O. Efeito dos herbicidas imazapir e imazapique na comunidade fitoplanctônica em lavoura de arroz irrigado. **Iheringia, Série Botânica**, Porto Alegre, v. 73, n. 3, p. 298-307, dez. 2018.

RELYEA R. A. A cocktail of contaminants: how mixtures of pesticides at low concentrations affect aquatic communities. **Oecologia**, Pitsburgo, v. 159, n. 2, p. 363-76, mar. 2009.

RODRIGUES, J. S.; CORDEIRO, J.; CALAZANS, G. M.; CORDEIRO, J. L.; GUIMARÃES, J. C. S. Presença de fármacos e hormônios na água: uma análise cienciométrica. **Research, Society and Development**, v. 7, n. 6, p. 01-22, 2018.

SERNA-COCK, L.; PERENGUEZ-VERDUGO, J. G. Biosensors applications in agri-food industry. In: SOMERSET, V. **Environmental biosensors**. IntechOpen: Croacia, 2011. cap. 3, p. 43-64.

SILVA, F. Biorremocão de nitrogênio, fósforo e metais pesados (Fe, Mn, Cu, Zn) do efluente hidropônico, através do uso de *Chlorella vulgaris*. 2006. 87 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SILVA, M. R.; CAMPOS, A. C. E.; BOHM, F. Z. Agrotóxicos e seus impactos sobre ecossistemas aquáticos continentais. **SaBios: Revista de Saúde e Biologia**, Maringá, v. 8, n. 2, p.46-58, ago. 2013.

SOARES, D. F.; FARIA, A. M.; ROSA, A. H. 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**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 2, p. 277-284, out. 2017.

SPADOTTO, C. A. Abordagem interdisciplinar na avaliação ambiental de agrotóxicos. In: JORNADA JURÍDICA DA FACULDADE MARECHAL RONDON, 4., 2006, São Manuel, SP. Artigos publicados... São Manuel, SP: FMR, 2006. p. 1-9. Revista do Núcleo de Pesquisa Interdisciplinar, São Manuel, p. 1-9, mai. 2006.

TAO, Y.; YUAN, Z.; XIAONA, H. WEI, M. 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**, Pequim, v. 81, p. 55-64, jul. 2012.

TSUI, M. T. K; CHU, L. M. Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: comparison between different organisms and the effects of environmental factors. **Chemosphere**, Hong Kong, v. 52, n. 7, p. 1189-1197, ago. 2003.

VAN DEN BRINK, P. J.; HATTINK, J.; BRANSEN, F.; VAN DONK, E.; BROCK, T. C. M. Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. II. Zooplankton, primary producers and final conclusions. **Aquatic Toxicology**, v. 48, n. 2-3, p. 251-264, 2000.

VENTURA, B. C. **Avaliação dos efeitos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos do herbicida atrazina, utilizando *Allium cepa* e *Oreochromis niloticus* como sistemas-teste**. 2004. 133 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Celular e Molecular) - Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro-SP, 2004.

VIEIRA, T. Q.; FERREIRA, W. B.; ARAÚJO, H. W. C.; CUNHA, T. H. C. S.; VIDAL, I. C. A.; MELO, D. J. N. Estudo da viabilidade do uso de resíduos líquidos no cultivo da microalga *Chlorella* sp visando a produção de biocombustíveis. **Revista Monografias Ambientais – REMOA**, Santa Maria, v.13, n.4, p.3477-3490, set./dez. 2014.

ZANATA, A. C. Obtenção de biomassa microalgal de *Chlorella vulgaris* tolerante a herbicidas. 2020. 150 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, 2020.

ZANINI, J. **Estudo da remoção do herbicida atrazina por biofiltração em filtros lentos de areia e carvão ativado associada à ação microbiana**. 2010. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP, Ilha Solteira-SP, 2010.

ZANOTTO, S. R.; VANZ, S. A. S.; STUMPF, I. R. C. Fator de difusão: uma medida da difusão do conhecimento através das citações. **Investigación Bibliotecológica**, México, v. 31, p. 101-122, 2017.

## **CAPÍTULO 2: DETERMINANTES DA PRODUÇÃO PRIMÁRIA DE RIACHOS COM DIFERENTES GRADIENTES DE USO**

### **RESUMO**

A produção primária e o estado trófico dos riachos são influenciados por fatores locais e regionais que interferem na concentração da clorofila-*a*. Neste estudo, foram coletados dados de integridade de habitat e parâmetros físicos, químicos e biológicos de riachos contidos nas microbacias dos ribeirões Mimoso e da Serra, com diferentes gradientes de uso do solo. Além da caracterização desses ambientes, o estudo teve como objetivo identificar os melhores preditores ou as variáveis que melhor predizem a concentração de clorofila-*a* e, com isso, a produção primária nesses ambientes. Para identificar o quanto os riachos se diferenciavam em relação a sua caracterização limnológica e ao gradiente de uso através do IHH (Índice de Integridade de Habitat), fizemos uma análise de componente principal. A associação entre as variáveis foi avaliada por uma análise de correlação de *Pearson*. Para identificar a diferença entre as duas microbacias, foi feito o teste t de *Student*. Os melhores preditores para a produção primária foram determinados por meio de análise de regressão múltipla usando o critério de Akaike. A concentração de clorofila-*a* indicou que os cursos de água, em sua maioria, detêm baixas concentrações de nutrientes, com exceção de alguns pontos. As variáveis que mais diferenciaram os riachos foram o pH, condutividade elétrica, largura da mata, temperatura e clorofila-*a*. Apenas o potencial redox e pH se diferiram entre as duas microbacias. Temperatura e células/ml foram as variáveis que melhor predisseram a produção primária dos cursos de água de ambas as microbacias. Assim, a produção primária dos riachos das microbacias analisadas foi determinada pelos mesmos fatores, pois a diferença no uso do solo dos ambientes ribeirinhos não condicionou mudanças discrepantes na concentração de clorofila-*a* dos riachos.

**Palavras-chave:** Estado trófico. Clorofila-*a*. IHH. Temperatura.

**ABSTRACT**

Primary production and the trophic status of streams are influenced by local and regional factors that interfere with the concentration of chlorophyll-a. In this study, data on habitat integrity and physical, chemical and biological parameters of streams contained in the microbasins of the Mimoso and Serra riverside were analyzed, with different land use gradients. In addition to the characterization of these environments, the study aimed to identify the best predictors or the variables that best predict the concentration of chlorophyll-a and, with that, the primary production in these environments. In order to identify how the streams differed in relation to their limnological characterization and the gradient of use through the IHH (Habitat Integrity Index), it was performed a main component analysis. The association between the variables was assessed by Pearson's correlation analysis. To identify the difference between the two microbasins, Student's t test was performed. The best predictors for primary production were determined using multiple regression analysis using the Akaike criterion. The concentration of chlorophyll-a indicated that the watercourses, for the most part, have low concentrations of nutrients, with the exception of some more urban points. The variables that most differentiated the streams were pH, electrical conductivity, width of the forest, temperature and chlorophyll-a. Only the redox potential and pH differed between the two watersheds. Temperature and cells / ml were the variables that best predicted the primary production of water courses in both watersheds. Thus, the primary production of streams in both watersheds was determined by the same factors, as the difference in land use in riverside environments did not condition discrepant changes in the concentration of chlorophyll-a.

**Keywords:** Trophic state. Chlorophyll it. IHH. Temperature.

## 1 INTRODUÇÃO

Os estudos voltados para a compreensão da dinâmica natural das bacias hidrográficas, são essenciais para a identificação da qualidade das águas (CENTENO et al., 2016). Variáveis biológicas e abióticas, em escala local, sofrem a influência de mudanças em escala regional, efetuadas pelas atividades antrópicas (ALLAN, 2004). Em um rio da bacia do Tietê, as condições da vegetação ribeirinha refletiram em mudanças locais de algumas variáveis limnológicas, isto é, nos parâmetros físicos, químicos e biológicos dos ecossistemas de água doce (ESTEVES; LÔBO; HILSDORF, 2015).

Assim, as ações humanas aplicadas em escala regional na utilização dos solos, por exemplo, interferem nas condições naturais dos cursos de água de uma bacia hidrográfica, alterando a integridade desses ambientes (KAISER; SANTOS; PEREIRA FILHO, 2015). O aumento dos danos causados aos ambientes aquáticos se intensifica com o aporte de efluentes ricos em nutrientes e a ausência de mata ciliar. A grande quantidade de resíduos lançados nos cursos de água, interfere nesse ambiente, reduzindo suas concentrações de oxigênio dissolvido e alterando os valores normais de outras variáveis (FIORESE, 2019). Em ambientes com abundância de nutrientes, as algas se desenvolvem e proliferam com grande aumento de biomassa (SILVA; MONTEGGIA, 2014). Além do enriquecimento com nutrientes, que foi relacionado a variação da comunidade fitoplantônica no período chuvoso, a elevada temperatura influenciou mudanças em determinados grupos funcionais no período seco (SOUZA; CROSSETTI; BECKER, 2018). A ação humana no ambiente interfere no processo de transformação ou ciclagem da matéria, no assoreamento do meio, e reflete nas atividades metabólicas desenvolvidas pelas algas, em resposta às alterações implementadas no seu habitat, gerando os cenários: i. de intensa produção primária líquida heterotrófica associada ao consumo de gás oxigênio na respiração, possivelmente favorecido pelos nutrientes e sedimentos suspensos; ii. de expressiva produção primária líquida autotrófica relacionada a alta produtividade primária, influenciada pela maior disponibilidade da luz solar e de nutrientes; e iii. de valores equilibrados de produção líquida, com baixas taxas respiração e de produção bruta, devido a alta deposição de sedimentos e atenuação da luz solar para as plantas aquáticas (MAROTTA; ENRICH-PRASTD, 2015). Algumas vezes, ações em escala regional podem não influenciar significativamente as concentrações de clorofila-*a*, mas as mudanças efetuadas a nível local interferem na quantidade deste pigmento disponível no ambiente aquático (MARCIONILIO et al., 2016).

A qualidade da água que é verificada através de análises de parâmetros físicos, químicos e biológicos do ambiente aquático, tem no potencial hidrogeniônico (pH) a possibilidade de identificação do estado de acidez, neutralidade ou basicidade (alcalinidade) da água, através da quantidade de CO<sub>2</sub>. A maior quantidade deste gás (CO<sub>2</sub>), determinada pela atuação mais expressiva dos organismos heterotróficos que o libera, condiciona a acidez da água, enquanto a menor quantidade de CO<sub>2</sub>, conferida pelos seres autotróficos que o consome, propicia o caráter alcalino à água (BUCCI; OLIVEIRA, 2014). O parâmetro químico pH, quando não neutro ou próximo de neutro, interfere na vida do ecossistema aquático ao afetar as reações e condições de equilíbrio deste ambiente (ARAÚJO; OLIVEIRA, 2013). As diferenças de produtividade e biomassa de macrófitas aquáticas nas regiões temperadas, que tem estações bem definidas quanto a radiação e temperatura, revelam a interferência destes fatores, luz solar e temperatura, na limitação da produção primária dos ecossistemas aquáticos (BIUDES; CAMARGO, 2008).

A turbidez como parâmetro físico da água, quando apresentando altos valores indica a presença de sólidos em suspensão (SAMPAIO, 2017), que interferem na penetração da luz solar na coluna de água e prejudica, assim, a realização da fotossíntese (ARAÚJO; OLIVEIRA, 2013; FORNARI; CAMOTTI-BASTOS, 2018). A condutividade elétrica na água se associa à presença e maior concentração dos íons nesta (ARAÚJO; OLIVEIRA, 2013), por exemplo, a condutividade se manteve mais elevada no ambiente de ausência da glicose, no qual havia intensa atividade heterotrófica (ANTONIO; BIANCHINI JR., 2003). Através do potencial de oxirredução, efetua-se a medida da ocorrência ou prevalência do processo de redução ou oxidação no meio, conforme é menor ou maior a disponibilidade do O<sub>2</sub> (SILVA et al., 2016). A escassez desse gás e o excesso de matéria orgânica no ambiente aquático podem favorecer a formação de óxidos a partir de metais com baixo número de oxidação (MUNIZ; VENTURINI; GÓMEZ-ERACHE, 2004).

Além dos parâmetros intrínsecos aos cursos de água, como as variáveis apresentadas anteriormente, a presença de substâncias extrínsecas ao ambiente, mas inseridas neste, devem ser consideradas por interferirem nas condições normais dos cursos de água. Como a rodamina ([9 - (2 - carboxifenil) - 6 - dietilamino - 3 - xanteniliden] - dietilamonio), que inserida na família dos xantenos e classe das fluoronas é um corante originalmente orgânico com processo de degradação pouco eficiente (ALCÂNTARA, 2016; PAULINO; ARAÚJO; SALGADO, 2015), cuja presença no ambiente indica contaminação, sendo esta vetada em águas de classe 2, segundo a Resolução CONAMA N°357/2005 (BRASIL, 2005), considerada neste estudo.

A identificação da concentração de clorofila-*a* corresponde a um índice da biomassa do fitoplâncton (FERRAREZE, 2012). É utilizada como medida da produtividade primária por estar presente em todas as algas fotossintetizantes, diferentemente dos demais tipos de clorofila (ARRUDA, 2014). A clorofila-*a* indica o desenvolvimento do processo de eutrofização e é facilmente identificado pela incidência de radiação (CICERELLI; GALO, 2015). Junto a outras variáveis limnológicas, a concentração mais elevada, deste pigmento, no ambiente aquático é afetada pelo lançamento de resíduos (PISTORI et al., 2010). O processo natural da eutrofização, que é favorecido e intensificado pela ação humana, consiste no incremento de nutrientes nos ambientes aquáticos e o consequente desenvolvimento de grande quantidade de organismos autotróficos (ARAÚJO; SALES; SOUZA, 2013). A recuperação de um curso de água eutrofizado deve considerar o ecossistema local e toda a extensão da bacia hidrográfica para o empreendimento das atividades de recuperação necessárias (ARAÚJO; MENDONÇA; REIS, 2018).

O Índice de Estado Trófico (IET) corresponde a uma ferramenta científica utilizada como fundamento para o desenvolvimento de ações de conservação dos ecossistemas aquáticos, ao propiciar o conhecimento das condições dos cursos de água. O IET não determina a qualidade da água, mas possibilita a compreensão da interação e funcionamento dos fatores que condicionam o estado trófico dos ambientes aquáticos (CARLSON, 1977). A indicação do estado trófico deve ser considerada em relação a condições de qualidade da água que se têm previamente estabelecidas por estudos já efetuados (LAMPARELLI, 2004). O IET estabelece categorias indicativas dos estados tróficos dos cursos de água, utilizando valores das concentrações de clorofila. São adotadas 6 categorias de IET ordenadas de forma crescente (como apresentadas na sequência) de acordo com o aumento da concentração da clorofila-*a* no ambiente aquático: ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico (LAMPARELLI, 2004; MENEZES et al., 2016).

Nos ecossistemas aquáticos, a produtividade primária do fitoplâncton é condicionada pela interação entre disponibilidade de luz (determinada, por vez, pela sazonalidade e localização espacial do curso de água, características hidrológicas e presença de material na água) e de nutrientes (HENRY et al., 1998). Para a verificação da interferência na produtividade dos ecossistemas aquáticos, variáveis da paisagem também devem ser considerados, uma vez que essas variáveis influenciam no carregamento dos nutrientes para os cursos de água e na produção primária fitoplanctônica (CARNEIRO et al., 2014). Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi caracterizar o estado trófico de riachos (envoltos por ambientes com diferentes condições de uso, isto é, voltados para a produção agrícola ou pastagem) das microbacias dos Ribeirões da Serra e Mimoso, contidas na Bacia do Rio Paranaíba, e identificar os parâmetros que melhor preveem a produção primária nesses ambientes, utilizando variáveis em escala local e da paisagem. Para isso classificamos os riachos nas categorias de IET, através dos dados de concentração de clorofila-*a*, e relacionamos os parâmetros físicos, químicos e biológicos dos riachos à concentração da clorofila-*a* para verificar quais variáveis explicam este pigmento (que representa a produção primária).

## **2 METODOLOGIA**

### **2.1 Área de estudo**

As coletas ocorreram na cidade de Morrinhos-GO, em janeiro de 2019, durante o período chuvoso do clima tropical, nas bacias hidrográficas dos Ribeirões da Serra e Mimoso, em 10 e 9 cursos de água, respectivamente. A bacia do Ribeirão da Serra localiza-se a noroeste de Morrinhos; e a bacia do Ribeirão Mimoso localiza-se ao sul do distrito urbano de Morrinhos e norte de Buriti Alegre-GO. As localizações dos pontos de coleta são apresentadas na Tabela 1 e na Figura 1.

Tabela 1- Identificação dos locais de estudo nas bacias dos Ribeirões da Serra e Mimoso com a respectiva coordenada geográfica e denominação

Ponto	Denominação	Bacia		
		Hidrográfica	Longitude	Latitude
S1	Córrego do Cavalo	Serra	49°16'33"W	17°38'39"S
S2	Córrego das Perobas	Serra	49°15'45"W	17°39'44"S
S3	Córrego da Cachoeirinha	Serra	49°13'33"W	17°40'52"S
S4	Ribeirão da Serra	Serra	49°12'04"W	17°42'28"S
S5	Córrego do Capim	Serra	49°14'56"W	17°45'38"S
S6	Córrego da Limeira	Serra	49°14'50"W	17°42'48"S
S7	Córrego do Café	Serra	49°08'23"W	17°42'17"S
S8	Córrego dos Chaves	Serra	49°09'05"W	17°39'07"S
S9	Córrego do Congo	Serra	49°09'00"W	17°39'07"S
S10	Córrego da Serra	Serra	49°12'14"W	17°43'50"S
M1	Córrego do Currião	Mimoso	48°56'17"W	17°48'54"S
M2	Ribeirão das Araras	Mimoso	48°56'01"W	17°54'39"S
M3	Ribeirão do Mimoso	Mimoso	48°58'31"W	17°59'24"S
M4	Ribeirão da Areia	Mimoso	48°58'32"W	17°59'25"S
M5	Córrego das Galinhas	Mimoso	49°05'10"W	17°43'25"S
M6	Córrego da Pipoca	Mimoso	49°03'52"W	17°41'22"S
M7	Córrego do Cordeiro	Mimoso	49°06'15"W	17°44'27"S
M8	Córrego do Paraíso	Mimoso	49°06'18"W	17°44'27"S
M9	Córrego da Represa	Mimoso	49°13'43"W	17°52'27"S

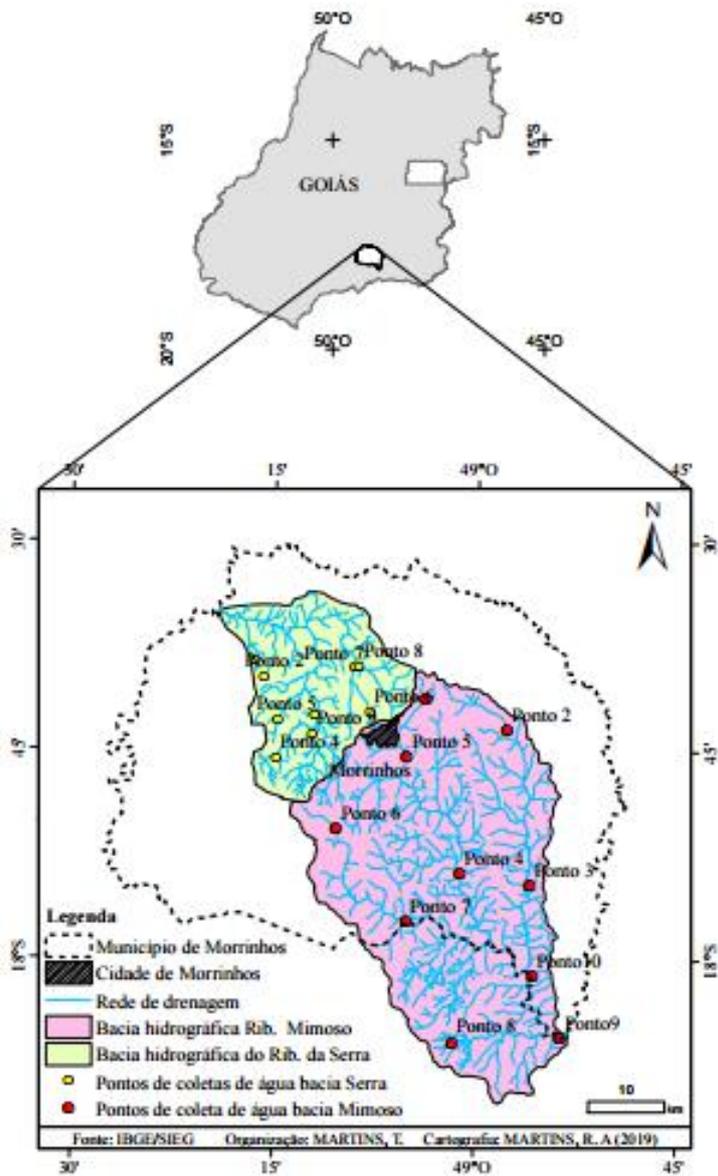


Figura 1- Localização dos cursos de água analisados das bacias hidrográficas dos Ribeirões da Serra e Mimoso – Morrinhos-GO

## 2.2 Coleta de dados

Nos pontos em que coletamos os dados limnológicos, observamos o curso de água e seu ambiente ribeirinho, quanto a estrutura, tipo, e ao uso do solo, a velocidade das águas, e a presença de vegetação e substratos no entorno e no interior dos reservatórios, para o preenchimento do protocolo de avaliação de habitat e elaboração do Índice de Integridade (NESSIMIAN et al., 2008).

A coleta dos dados de temperatura (em °C), pH, potencial redox (ORP), condutividade elétrica (Cond), profundidade, células de organismos planctônicos identificadas em mililitro de água (células/ml), concentração de clorofila-*a* (µg/l), corante rodamina (Rhod), oxigênio dissolvido (HDO mg/l) e turbidez, foram obtidos utilizando a sonda Manta 2 *Water Quality Multiprobe – Eureka Environmental Engineering*. Esses parâmetros foram considerados para caracterizarmos os ambientes, diferenciarmos as duas microbacias analisadas através de seus cursos de água e identificarmos quais (parâmetros) predizem a concentração de clorofila-*a*. Apenas em alguns lugares foi possível obter os dados de profundidade, portanto, optamos por excluir este parâmetro das análises.

## 2.3 Análise dos dados

Os valores dos parâmetros limnológicos identificados nos locais de coleta foram comparados aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA) N° 357/2005, que classificam os cursos de água e estabelece valores padrões para seus parâmetros. Os riachos analisados neste estudo foram classificados como ambientes de água doce de classe 2, por se adequarem às finalidades de uso destes cursos de água, como ao abastecimento humano, sobrevivência de organismos aquáticos, irrigação, lazer e cultivo de peixes (BRASIL, 2005).

O Índice de Estado Trófico - IET dos riachos amostrados foram obtidos através dos valores de concentração da clorofila-*a* nesses ambientes usando a metodologia de Lamparelli (2004) (TABELA 2).

Tabela 2 - Categorias do estado trófico de ambientes lóticos e lênticos, conforme as escalas de valores de concentração da clorofila-*a* propostas por Lamparelli. cla = clorofila-*a*. Fonte: TRINDADE e MENDONÇA (2014)

Categoria de estado trófico	Lamparelli (cla em $\mu\text{g/L}$ )
Ultraoligotrófico	$\text{cla} \leq 1,17$
Oligotrófico	$1,17 < \text{cla} \leq 3,24$
Mesotrófico	$3,24 < \text{cla} \leq 11,03$
Eutrófico	$11,03 < \text{cla} \leq 30,55$
Supereutrófico	$30,55 < \text{cla} \leq 69,05$
Hipereutrófico	$69,05 < \text{cla}$

Primeiramente, foi analisado se as variáveis ambientais coletadas estavam normalmente distribuídas. Depois, o teste t de *Student* para duas amostras independentes foi calculado para as variáveis limnológicas e para o fator analisado do Índice de Integridade de Habitat (IIH) das bacias dos Ribeirões da Serra e Mimoso. A correlação de *Pearson* foi realizada para verificar associação entre as variáveis limnológicas no programa R (R PROGRAM, 2008). Para entender o ordenamento dos locais coletados de acordo com as variáveis limnológicas, biológicas e ambientais foi feita Análise de Componentes Principais (ACP). Antes da análise de ordenação, os dados foram convertidos para a escala de log (ou log transformados =  $\log x + 1$ ), com exceção do pH (que já é determinado na escala de log), para equiparar os dados dos diferentes parâmetros, fornecidos em suas unidades. Para desenvolvermos a Análise de Componentes Principais utilizamos a largura da mata ciliar extraída do IIH com os demais parâmetros, por acreditarmos que isoladamente este fator possa influenciar o ordenamento dos locais de coleta.

A análise da integridade física dos locais de estudo foi investigada usando o protocolo elaborado por Nessimian et al. (2008), que contém 12 fatores (ANEXO I). Cada fator gera um escore que é transformado em outro valor na escala de 0 a 1 para a análise da integridade física do ambiente, sendo que, quanto mais próximo de 1 os valores obtidos através dos escores estiverem, mais íntegro é o local. O cálculo de transformação do valor de escore para outro, na escala de 0 a 1 é: Índice de Integridade de Habitat (IIH) =  $\sum p_i/n$ ;  $p_i = a_o/a_m$ . Sendo que:  $p_i$  = é a transformação dos valores (escore para um valor na escala de 0 a 1) em cada fator analisado;  $a_o$  = consiste no valor de escore da alternativa selecionada em determinado fator;  $a_m$  = é o total de alternativas presentes no referido fator; IIH = é o cálculo do Índice de Integridade do Habitat;  $\sum p_i$  = é a soma dos valores transformados em cada questão;  $n$  = corresponde a quantidade de fatores investigados. O IIH considera 12 fatores ambientais: 1) uso da terra além da zona de vegetação ribeirinha; 2) largura da mata ciliar; 3) estado de preservação da mata ciliar; 4) estado da mata ciliar dentro de uma faixa de 10 metros; 5) dispositivos de retenção; 6) sedimentos no canal; 7) estrutura do barranco do rio; 8) escavação sob o barranco; 9) leito do rio; 10) áreas de corredeiras e poções ou meandros; 11) vegetação aquática; e 12) detritos.

Uma análise de regressão múltipla foi feita para identificar os principais preditores da produção primária nos riachos amostrados. Para determinar o melhor modelo entre todos os candidatos foi utilizado o critério de Akaike. Segundo esse critério não existe um modelo real que descreve a relação entre as variáveis dependentes e independentes, mas sim modelos aproximados. O modelo mais parcimonioso segundo esse critério, seria aquele com melhor ajuste, menor número de variáveis, e que apresenta menor delta Akaike (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Modelos com delta Akaike inferior a 2 são considerados modelos com forte suporte empírico, enquanto modelos com valores entre 4 e 10 são considerados com menor suporte empírico (BURNHAM; ANDERSON, 2002). O peso do modelo reflete a probabilidade de esse ser melhor comparado com os demais candidatos.

### 3 RESULTADOS

Os ambientes amostrados variaram de ultraoligotrófico a supereutrófico. A maioria dos ambientes foram oligotróficos (cinco no Ribeirão da Serra e quatro no Ribeirão Mimoso) e ultraoligotrófico (quatro na Serra e três no Mimoso). Sendo que dois ambientes do Ribeirão Mimoso foram classificados como mesotróficos e um da Serra, como supereutrófico (FIGURA 2).



Figura 2 - Classificação dos cursos de água investigados nas categorias de estado trófico, conforme Lamparelli. U = ultraoligotrófico; O = oligotrófico; M = mesotrófico; E = eutrófico; S = supereutrófico; H = hipereutrófico; cla = concentração de clorofila-a

O curso de água S8, classificado como supereutrófico, está contido no ambiente rural, apresenta o solo do seu entorno utilizado para a produção agrícola e é caracterizado pela ausência de mata na sua zona ribeirinha.

As variáveis que mais oscilaram dentro de cada microbacia (com diferença entre os valores máximos e mínimos superior a 40,00) foram de ORP, condutividade elétrica e número de células/ml, nas duas bacias; clorofila-*a*, na microbacia da Serra; e turbidez na microbacia do Mimoso (TABELA 3). A turbidez foi, em média, maior no Ribeirão Mimoso. A bacia do Ribeirão da Serra apresentou valores médios maiores de condutividade elétrica, células/ml, potencial redox e clorofila-*a*. Contudo, apenas ORP ( $t=-3,06$ ;  $p=0,007$ ) e pH ( $t=2,33$ ;  $p=0,032$ ) se diferiram significativamente entre as duas referidas bacias. A temperatura ( $t=-1,50$ ;  $p=0,152$ ); condutividade elétrica – Cond ( $t=2,08$ ;  $p=0,053$ ); roodamina WT– Rhod ( $t=0,97$ ;  $p=0,344$ ); células/ml ( $t=1,01$ ;  $p=0,327$ ); clorofila-*a* ( $t=0,70$ ;  $p=0,495$ ); oxigênio dissolvido - OD mg/l ( $t=1,03$ ;  $p=0,319$ ); e turbidez ( $t=-1,45$ ;  $p=0,165$ ) não foram significativamente diferentes entre as duas microbacias hidrográficas analisadas. O IIH também não diferiu entre as microbacias ( $t=0,03$ ;  $p=0,977$ ).

Tabela 3 - Síntese das variáveis física, química e biológica dos riachos amostrados por bacia. Temp = temperatura em °C; pH; ORP = potencial redox (em miliVolts - mV); Cond = condutividade elétrica (em siemens por metro - S/m); Cél = células de organismos planctônicos por mililitro (cél/ml); Clor = concentração de clorofila-*a* (em micrograma por litro - µg/l); Rhod = corante rodamina (em microlitro - µL); OD = concentração de oxigênio dissolvido (em miligrama por litro - ml/l); Turb = turbidez (em unidades nefelométricas de turbidez - UNT); IHH = Índice de Integridade de Habitat (na escala de 0 a 1)

Bacia		Temp	pH	ORP	Cond	Cél	Clor	Rhod	OD	Turb	IHH
	N	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
Mimoso	Min	23,70	5,95	190,50	0,10	0,00	0,47	0,58	5,64	9,53	0,40
	Max	27,50	6,96	340,60	148,10	48,29	7,68	2,07	7,66	231,60	0,83
	Média	25,48	6,39	279,38	48,86	14,20	2,28	1,13	6,90	57,27	0,61
	N	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Serra	Min	22,85	5,90	172,70	9,90	0,00	0,78	0,75	6,34	14,49	0,48
	Max	26,39	7,38	258,00	280,90	271,00	42,76	24,00	7,90	43,08	0,76
	Média	24,75	6,85	221,93	110,02	44,04	5,39	3,48	7,22	23,86	0,61

Na figura 3 apresentamos os valores padrões dos parâmetros físicos, químicos e biológicos sugeridos pela Resolução do CONAMA N° 357/2005 e os valores médios encontrados em cada uma das microbacias analisadas.

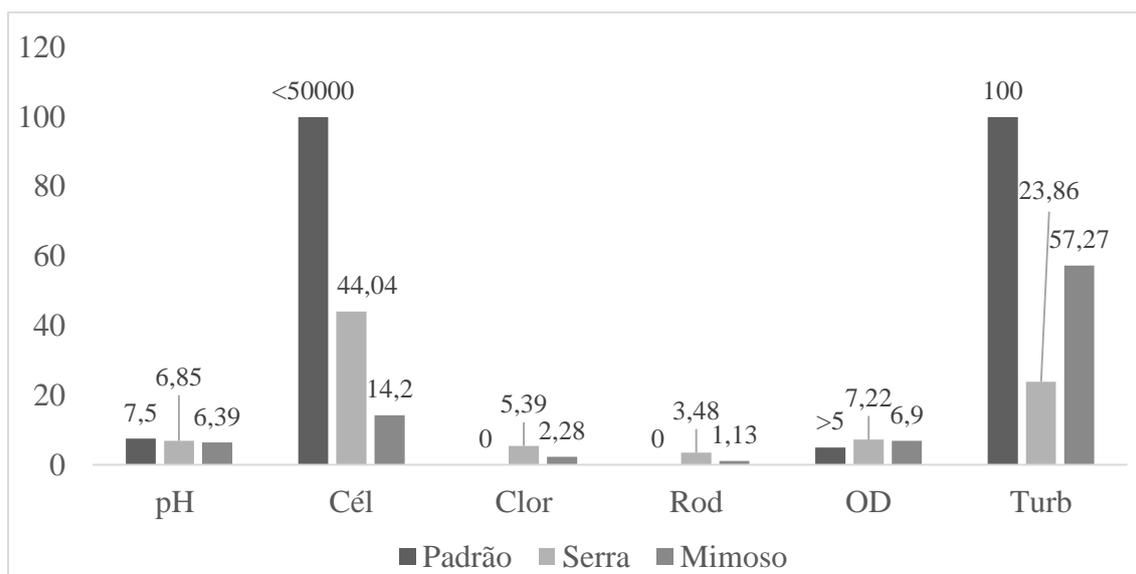


Figura 3 – Representação dos valores médios das variáveis limnológicas investigadas nas bacias dos Ribeirões da Serra e Mimoso, e os valores padrões recomendados pela Resolução do CONAMA N° 357/2005 para cursos de água doce de classe 2

Para alguns itens do IIIH, os escores foram inferiores a 0,5, indicando uma baixa integridade. Assim, em geral, os ambientes não apresentavam conservação além da área ribeirinha. O estado de preservação (fator 3) e largura da mata ciliar (fator 2) também apresentou baixa integridade. Outro escore reduzido foi o referente a estrutura dos barrancos presentes nos cursos de água (fator 7). Os demais fatores foram identificados com escores discretamente maiores. A vegetação aquática, por exemplo, avaliada na maioria dos locais, pela presença de musgos e manchas de algas apresentou altos valores de escores (TABELA 4).

Tabela 4 - Valores de média e desvio padrão para cada um dos 12 fatores do IIIH referentes a bacia dos Ribeirões da Serra e Mimoso e o escore geral de ambas

Fatores analisados	Mimoso		Serra		Escore geral
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	
	1. Padrão de uso da terra além da zona	0,333	0,100	0,340	

de vegetação ribeirinha					
2. Largura da Mata Ciliar	0,574	0,148	0,450	0,138	0,509
3. Estado de preservação da mata ciliar	0,444	0,208	0,375	0,132	0,408
4. Estado da Mata ciliar dentro de uma faixa de 10 m	0,611	0,182	0,525	0,142	0,566
5. Dispositivos de retenção	0,583	0,395	0,700	0,329	0,645
6. Sedimentos no canal	0,667	0,280	0,825	0,237	0,75
7. Estrutura do barranco do rio	0,467	0,245	0,400	0,249	0,432
8. Escavação sob o barranco	0,722	0,341	0,600	0,316	0,658
9. Leito do rio	0,750	0,375	0,675	0,355	0,711
10. Áreas de corredeiras e poções ou meandros	0,722	0,150	0,725	0,249	0,724
11. Vegetação Aquática	0,806	0,325	0,975	0,0791	0,895
12. Detritos	0,689	0,318	0,760	0,246	0,726

As características dos cursos de água referentes a cada fator analisado no protocolo do IHH, são apresentadas na tabela 5, na qual identificamos as características prevalentes que descrevem as microbacias e as diferenciam ou assemelham.

Tabela 5 – Caracterização dos cursos de água de acordo com os fatores e itens contidos no protocolo do Índice de Integridade de Habitat

Fatores analisados	Alternativas	Pontos de coleta
1. Uso da Terra além da zona de vegetação ribeirinha	Cultivos Agrícolas de ciclo curto	S2, S8, S9, M1, M5, M9
	Pasto	S1, S3, S4, S5, S6, S7, S10, M2, M3, M4, M6, M7, M8
	Cultivos Agrícolas de ciclo longo	

	Capoeira	
	Cerrado íntegro	
2. Largura da Mata Ciliar	Vegetação arbustiva ciliar ausente	S1
	Mata ciliar ausente com alguma vegetação arbustiva	S3, S8, M8
	Mata ciliar bem definida de 1 a 5 m de largura	S4, S5, S6, S7, S9, S10, M2, M4, M7, M9
	Mata ciliar bem definida entre 5 e 30 m de largura	S2, M1, M3, M5
	Mata ciliar bem definida com mais de 30 m	M6
	Continuidade da mata ciliar com a floresta adjacente	
3. Estado de preservação da Mata Ciliar	Cicatrizes profundas com barrancos ao longo do seu comprimento	S1, S2, S5, S7, S9, M3, M4, M7, M8
	Quebra freqüente com algumas cicatrizes e barrancos	S3, S4, S6, S8, S10, M5, M6, M9
	Quebra ocorrendo em intervalos maiores que 50 m	M1, M2
	Mata Ciliar intacta sem quebras de continuidade	
4. Estado da Mata ciliar dentro de uma faixa de 10 m	Vegetação constituída de grama e poucos arbustos	S3
	Mescla de grama com algumas árvores pioneiras e arbustos	S1, S4, S5, S7, S8, S9, S10, M1, M4, M5, M7, M8, M9
	Espécies pioneiras mescladas com árvores maduras	S2, S6, M2, M3
	Mais de 90% da densidade é	M6

	constituída de árvores não pioneiras ou nativas	
5. Dispositivos de retenção	Canal livre com poucos dispositivos de retenção	S3, S7, S8, M2, M3, M5, M8, M9
	Dispositivo de retenção solto movendo-se com o fluxo	
	Rochas e/ou troncos presentes mas, preenchidas com sedimento	S2, S5, S6
	Canal com rochas e/ou troncos firmemente colocadas no local	S1, S4, S9, S10, M1, M4, M6, M7
6. Sedimentos no canal	Canal dividido em tranças ou rio canalizado	M8
	Barreira de sedimento e pedras, areia e silte comuns	S5, S9, S10, M3, M4, M7, M9
	Algumas barreiras de cascalho e pedra bruta e pouco silte	S4, M6
	Pouco ou nenhum alargamento resultante de acúmulo de sedimento	S1, S2, S3, S6, S7, S8, M1, M2, M5
7. Estrutura do barranco do rio	Barranco instável com solo e areia soltos, facilmente perturbável	S2, S5, S6, S7, S8, M3, M4, M9
	Barranco com solo livre e uma camada esparsa de grama e arbustos	S1, S4, M5, M6
	Barranco firme, coberto por grama e arbustos	S3, M7, M8

	Barranco estável de rochas e/ou solo firme, coberto de grama, arbustos e raízes	S9, S10, M1, M2
	Ausência de barrancos	
8. Escavação sob o barranco	Escavações severas ao longo do canal, com queda de barrancos	S5, S7, S9, M4, M7
	Escavações freqüentes	S2, S8, S10, M3, M6
	Escavações apenas nas curvas e constrições	S3
	Pouca ou nenhuma evidência, ou restrita a áreas de suporte de raízes	S1, S4, S6, M1, M2, M5, M8, M9
9. Leito do rio	Fundo uniforme de silte e areia livres, substrato de pedra ausente	S2, S3, S8, M5, M8, M9
	Fundo de silte, cascalho e areia em locais estáveis	S4, S5
	Fundo de pedra facilmente móvel, com pouco silte	
	Fundo de pedras de vários tamanhos, agrupadas, com interstício óbvio	S1, S6, S7, S9, S10, M1, M2, M3, M4, M6, M7
10. Áreas de corredeiras e poções ou meandros	Meandros e áreas de corredeiras/poções ausentes ou rio canalizado	S7
	Longos poções separando curtas áreas de corredeiras, meandros ausentes	S3, S8, M8, M9
	Espaçamento irregular	S2, S4, S5, S10, M2, M3, M4, M5, M6, M7
	Distintas, ocorrendo em intervalos de 5 a 7 vezes a largura do rio	S1, S6, S9, M1

11. Vegetação Aquática	Algas emaranhadas no fundo, plantas vasculares dominam o canal	M8, M9
	Emaranhados de algas, algumas plantas vasculares e poucos musgos	
	Algas dominantes nos poções, plantas vasculares semi-aquáticas ou aquáticas ao longo da margem	S8, M6
	Quando presente consiste de musgos e manchas de algas	S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7, S9, S10, M1, M2, M3, M4, M5, M7
12. Detritos	Sedimento fino anaeróbico, nenhum detrito bruto	S3, M6, M8
	Nenhuma folha ou madeira, matéria orgânica bruta e fina com sedimento	
	Pouca folha e madeira, detritos orgânicos finos, floculentos, sem sedimento	S4, S10, M4, M7
	Principalmente folhas e material lenhoso com sedimento	S2, S5, S7, S8, M5, M9
	Principalmente folhas e material lenhoso sem sedimento	S1, S6, S9, M1, M2, M3

Relacionando as variáveis limnológicas às da paisagem, verificamos que os cursos de água M3 e M6, embora apresentaram a mata ciliar com largura bem definida entre 5 e 30 metros, e com mais de 30 metros, respectivamente, detinham os maiores valores de turbidez encontrados, superiores até em relação ao padrão de 100 UNT recomendado pelo CONAMA N° 357/2005, para este parâmetro, isto é, com M3 apresentando 103,8 UNT e M6 turbidez de 231,6 UNT. Já os cursos de água (S5, S6 e M7) que apresentaram os

maiores valores detectados para o parâmetro condutividade elétrica, de 280,90; 149,4 e 148,1, apresentaram, de forma semelhante, mata ciliar bem definida de 1 a 5 metros de largura. Os únicos riachos que apresentaram pH fora dos limites estabelecidos pela Resolução do CONAMA (de 6,0 a 9,0), S2, M1 e M5, com os respectivos valores: 5,9; 5,97 e 5,95, detinham as terras além de sua zona ribeirinha utilizadas para o cultivo agrícola de ciclo curto.

As variáveis temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, IHH, potencial redox e pH apresentaram dados com distribuição normal e homocedásticos, ou seja, com variâncias comuns (os tratamentos de cada parâmetro nas duas bacias tiveram variâncias semelhantes), para as duas bacias. Rodamina e clorofila-*a* apresentaram não-normalidade e homocedasticidade dos dados, para ambas as bacias; enquanto células/ml e turbidez apresentaram não-normalidade, em apenas uma das bacias: da Serra e do Mimoso, respectivamente. Houve correlação positiva e significativa entre as variáveis condutividade elétrica e pH ( $r=0,80$ ;  $p=0,00004$ ), células/ml e rodamina ( $r=0,63$ ;  $p=0,004$ ), clorofila-*a* e temperatura ( $r=0,50$ ;  $p=0,031$ ) e células/ml e clorofila-*a* ( $r=0,46$ ;  $p=0,046$ ) (FIGURA 4).

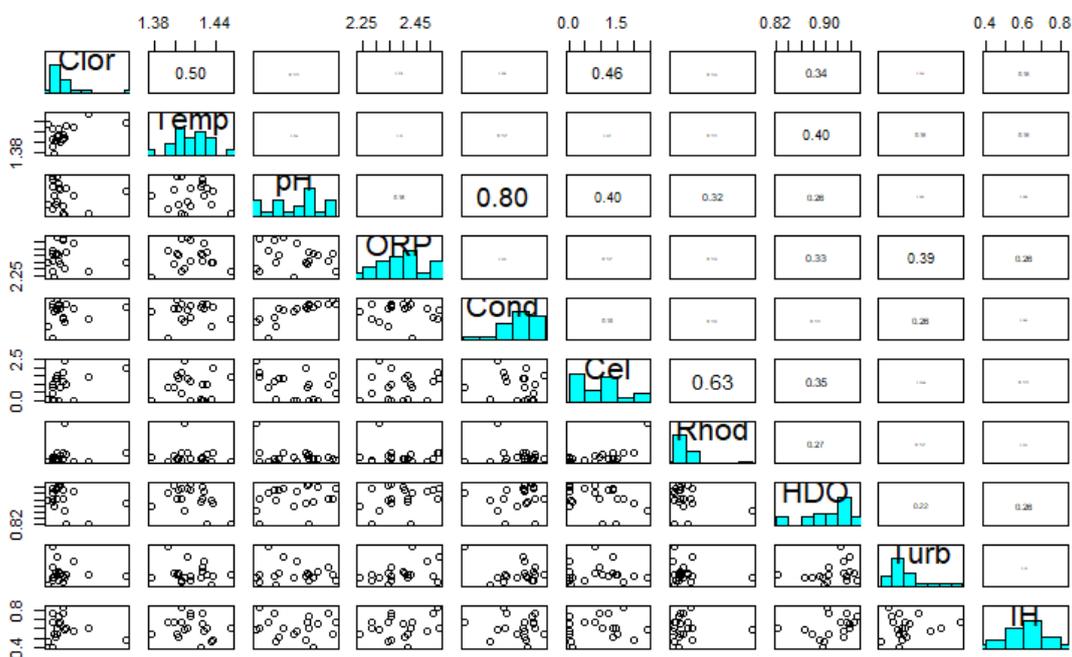


Figura 4 - Correlação de *Pearson* entre as variáveis física, química e biológicas dos riachos amostrados. Clor (clorofila-*a*), Temp (temperatura em °C), pH, ORP (potencial redox), Cond (condutividade elétrica), Cél (células/ml), Rhod (rodamina WT), HDO (oxigênio dissolvido), Turb (turbidez), IHH (Índice de Integridade do Habitat)

Na Análise de Componentes Principais (ACP), ambos os eixos explicaram 80,34% da variação dos fatores limnológicos das bacias, com os eixos 1 e 2 (Componentes Principais 1 – PC1 e 2 – PC2, que são retas dimensionadas no plano cartesiano nas direções de maior variação dos dados dos parâmetros analisados) explicando, respectivamente, 50,53% e 29,81% das variações dos dados. Entretanto, as variáveis não sustentaram a classificação das bacias como diferentes, não sendo possível separá-las pela ACP. As variáveis extensão da mata ciliar, células/ml e rodamina WT se associaram positivamente ao eixo 1, enquanto a condutividade elétrica e o pH, relacionaram-se negativamente com o mesmo eixo. Já o eixo 2 foi associado positivamente ao oxigênio dissolvido, turbidez, IHH e ORP; e negativamente a clorofila-*a* e temperatura (FIGURA 5). Nesse sentido, a maioria dos pontos estão agrupados no primeiro quadrante, que possui valores intermediários de pH e condutividade elétrica, e pouca mata ciliar. O ponto S8 está fortemente associado a valores mais altos de temperatura. Os pontos S2 e M5 possuem valores maiores e similares de células/ml e rodamina. Quando analisados todos os ambientes, as principais características que separaram os riachos foi o pH, condutividade e largura da mata (Eixo 1 ACP) e no eixo 2 temperatura e clorofila-*a* (Eixo 2 ACP).

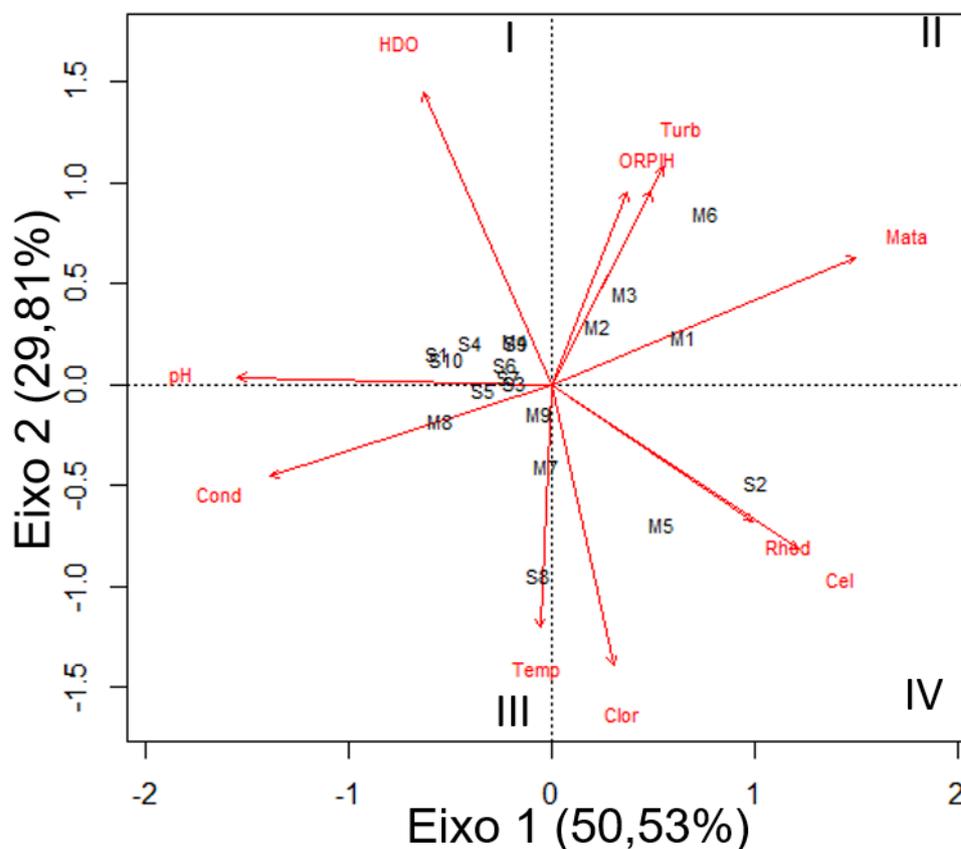


Figura 5 - Análise de Componente Principal (ACP). O primeiro eixo com explicação de 50,53% e o segundo com 29,81%. Clor (clorofila-*a*), Temp (temperatura em °C), pH, ORP (potencial redox), Cond (condutividade), Cél (células/ml), Rhod. (rodamina WT), HDO (oxigênio dissolvido), Turb (turbidez), IIIH (Índice de Integridade do Habitat), mata (categorias de largura média da mata ciliar).

Dentre todos os modelos possíveis gerados, segundo o critério de seleção de Akaike, as variáveis mais importantes para prever a produtividade primária (clorofila-*a*) nos riachos amostrados das duas bacias foram temperatura (classificação de importância para prever ou determinar a clorofila-*a* - 0,748) e células/ml (0,681), explicando 36,5% da variação da clorofila-*a* nos riachos (TABELAS 6 e 7).

Tabela 6 - Melhores modelos de regressão múltipla segundo o critério de Akaike para prever a concentração de clorofila-*a*. Temp (temperatura em °C), Cel (células/ml), Bacia (bacia hidrográfica dos Ribeirões da Serra e Mimoso), ORP (potencial redox), IIH (Índice de Integridade do Habitat), Rhod. (rodamina WT), Cond (condutividade elétrica), pH, Turb (turbidez);  $r^2_{adj}$  – coeficiente de determinação ajustado; delta AICc – escores de Akaike; AICc wi – peso de Akaike

Modelo	Variáveis	$r^2_{adj}$	p	Delta AICc	AICc wi
1	Temp, Cel	0.365	0.01	0	0.149
2	Temp	0.201	0.03	2.253	0.048
3	temp, Bacia, Cel	0.360	0.02	2.688	0.039
4	Cel	0.168	0.04	3.026	0.033
5	ORP, Temp, Cel	0.346	0.02	3.098	0.032
6	IIH, Temp, Cel	0.345	0.02	3.117	0.031
7	Temp, Cel, Rhod.	0.342	0.02	3.214	0.03
8	Cond, Temp, Cel	0.331	0.03	3.523	0.026
9	pH, Temp, Cel	0.330	0.03	3.552	0.025
10	Temp, Cel, Turb	0.324	0.03	3.728	0.023

Tabela 7 - Coeficiente estimado e erro padrão associados para o melhor modelo de predição da clorofila-*a* nos riachos. SE = Erro Padrão; P = valor de p.

	Estimado	SE	t valor	P
(Intercept)	-	-	-	-
Temperatura	11.94168	4.88048	2.447	0.0263
Células/mL	8.63536	3.44845	2.504	0.0235
	0.19339	0.08336	2.32	0.0339

Pelo valor de p, verificamos que o parâmetro temperatura prediz melhor a concentração de clorofila-*a*, que a variável células/ml.

#### 4 DISCUSSÃO

A maioria dos ambientes lóticos analisados neste estudo, através dos valores de concentração da clorofila-*a*, foram classificados quanto ao seu estado trófico em oligotróficos. Havendo também ambientes classificados como ultraoligotrófico, mesotróficos e supereutrófico, no qual, em particular, a grande disponibilidade de nutrientes favoreceu o desenvolvimento de algas fotossintetizantes que elevaram a concentração de clorofila-*a* e a produtividade primária. O processo de eutrofização dos ambientes é provocado, dentre outras causas, pela presença dos nutrientes fósforo e nitrogênio que determinam a atividade ou a produtividade nos ecossistemas aquáticos (DODDS; SMITH, 2016). No ambiente eutrófico pode-se identificar como consequência da grande quantidade de nutrientes, elevados valores das variáveis: condutividade, turbidez, concentração de clorofila-*a* e sólidos totais (ALMEIDA; MELÃO; MOURA, 2012). Ainda segundo esses autores, os ambientes oligotróficos caracterizados pela baixa concentração de clorofila-*a* podem apresentar maiores valores de transparência e oxigênio dissolvido. O IETm (Índice de Estado Trófico médio) é mais elevado para ambientes lênticos do que para lóticos, e IET elevado indica uma alta resposta biológica do fitoplâncton pouco comum em ambientes lóticos (CUNHA; FALCO; CALIJURI, 2008). Comparando as duas microbacias objetivamos verificar se a semelhança identificada, através da observação, das condições de conservação ou degradação dos cursos de água de ambas as microbacias, e suas zonas ribeirinhas, prevalecia (ou esta semelhança era confirmada) na análise comparativa dos dados limnológicos obtidos dos reservatórios de cada uma dessas microbacias. Assim, a semelhança entre as microbacias do Mimoso e da Serra foi constatada porque não se diferiram quanto a preservação ou integridade de seus ambientes, e a maioria das características limnológicas, embora quanto aos parâmetros potencial redox e pH foram significativamente diferentes.

O riacho classificado, neste estudo, como supereutrófico, apresentou duas condições que possivelmente influenciaram o seu estado trófico tão elevado, ou seja, a agricultura cultivada no seu entorno e a degradação de sua mata ciliar. Os fatores difusos de poluição da água como os produtos provindos da atividade agrícola, podem ser favorecidos por atividades de desmatamento na degradação dos cursos de água (PRADO; NOVO, 2007).

As microbacias também não se diferiram quanto aos valores de seus parâmetros que se adequaram aos padrões recomendados pelo CONAMA N° 357/2005 para cursos de água doce de classe 2. Na análise da qualidade da água investiga-se as condições ambientais da bacia hidrográfica que revelam o seu estado de conservação ou alteração (SOUZA; GASTALDINI, 2014), e desenvolve-se a comparação ou análise da adequação dos valores dos parâmetros limnológicos e biológicos investigados aos recomendados. Sendo que para o cálculo do Índice de qualidade da água são consideradas variáveis (ZANINI et al., 2010), como as analisadas neste trabalho.

As principais características limnológicas e biológicas que diferenciam os riachos, neste estudo, foram pH, condutividade, largura da mata ciliar, temperatura e clorofila-*a*, que, como em outro estudo, no qual as variáveis das componentes que mais explicaram a variação dos dados foram cor, ferro, fósforo total, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez e alcalinidade, são variáveis influenciadas pelo carreamento e deposição de sedimentos no curso de água, que decorrem da degradação da vegetação ribeirinha e do solo, devido a sua má utilização (ROCHA; FREITAS; SILVA, 2014). Enquanto em um segundo estudo, no qual apenas a variação temporal (períodos seco e chuvoso), possibilitou a separação dos pontos analisados em dois conjuntos (FRASCARELI et al., 2015), tem-se a indicação de outro parâmetro (sazonalidade) que indiretamente interfere nas variáveis acima citadas, ao intensificar o transporte de resíduos para os reservatórios, através da chuva. As variáveis número de células/ml e temperatura melhor predizem a clorofila-*a* (e a produtividade primária) nos riachos amostrados. A temperatura é determinante para o processo de eutrofização (BATISTA et al., 2013). Temperatura da água, transparência e teores de fósforo total influenciaram a variação da clorofila-*a*, como indicado em um estudo (BATISTA et al., 2013). A temperatura da superfície do mar, intensidade da corrente e do vento e a radiação fotossinteticamente ativa explicaram a variável clorofila-*a*, na zona costeira do nordeste brasileiro (ROSA NETO, 2013), e em ambientes degradados, sem vegetação, as temperaturas do ar e da água foram correlacionadas negativamente ao oxigênio dissolvido de um ecossistema de água doce (SILVA, 2011). Em outro estudo, a menor produtividade dos ecossistemas aquáticos (analisada através da concentração de clorofila-*a*) foi relacionada a elevada condutividade elétrica, reduzida luminosidade (conforme verificado em lagos de pequena área de extensão) e disponibilidade de nutrientes na água (como o fósforo e nitrogênio totais) (PADOVESI-FONSECA; REZENDE, 2017).

A microbacia do Ribeirão Mimoso, denominada também de microbacia do Ribeirão da Areia, teve suas águas qualificadas, em outro estudo, como boa e ótimas (em sua maioria), embora com problemas quanto a conservação, presença, largura e densidade da cobertura vegetal, que são alteradas pelas atividades agropecuárias desenvolvidas no entorno de seus cursos de água (PEDROSO, 2018). A microbacia do Ribeirão da Serra, em um segundo estudo, foi susceptível ao desenvolvimento de problemas erosivos, pela condição natural de declividade e principalmente pela interferência antrópica, que ao devastar o ambiente para ocupá-lo, com a agricultura e pecuária, intensifica o processo de erosão (SILVA, 2018). No presente estudo, as características das microbacias dos Ribeirões da Serra e Mimoso, descritas anteriormente pelos outros estudos, e citadas acima, são idênticas às condições identificadas na maioria dos reservatórios analisados, e embora neste estudo não analisamos a qualidade das águas, também inferimos nas suas boas condições (como o estudo de Pedroso classificou as águas da microbacia do Ribeirão Mimoso), pela conformidade dos valores dos parâmetros limnológicos e biológicos aos recomendados pelo CONAMA.

Os riachos apresentaram valores de integridade de habitat variáveis, e em geral, a maioria dos ambientes possuiu valores inferiores a 0,5 no que tange ao estado de preservação da mata ciliar e condições do barranco. Entretanto, apresentaram ainda assim baixo grau de trofia, com poucas exceções. O IHH é eficiente na análise e monitoramento da situação do ambiente no entorno dos cursos de água, como a cobertura vegetal (VERAS; MEDEIROS-FRANÇA; AZÊVEDO, 2018). Esse fator correlaciona-se positivamente a alcalinidade da água (SANTOS; HERNANDEZ, 2013), e negativamente à condutividade elétrica, que é elevada pelas erosões, geradas ou intensificadas no período chuvoso, quando também é aumentado o parâmetro temperatura (CONCEIÇÃO et al., 2015).

O pH que é influenciado por alguns fatores, pode ser elevado no período de crescimento de macrófitas e durante o dia, e suas variações propiciam a dissolução do fósforo, que condiciona o desenvolvimento das plantas aquáticas (VILLA, 2016), levando-nos a inferir, que valores de pH maiores favoreçam a atribuição de IETs superiores aos cursos de água. A semelhança de solos de ambientes diferentes subsidia valores de pH e potencial redox também semelhantes, entretanto, as Bacias dos Ribeirões da Serra e Mimoso, que igualmente possuem argissolos ou podzólico, latossolos e cambissolos (SILVA, 2018; PEDROSO, 2018) não apresentaram esses parâmetros com valores semelhantes. A variação dos pontos foi melhor explicada pelo pH, condutividade elétrica, e largura da mata ciliar, pois estas variáveis apresentaram valores e condições ambientais diferentes e até discrepantes entre si. Os valores máximo e mínimo do pH (5,90 e 7,38) revelaram a acidez e a alcalinidade de diferentes cursos de água em regiões voltadas à atividade agropecuária, embora elevadas mudanças no pH sejam atribuídas à poluição por resíduos industriais (DERISIO, 2012). Os valores 0,10 e 280,90 indicaram os ambientes com baixa (menor concentração de íons e nutrientes) e alta (maior concentração de íons e nutrientes) condutividade elétrica, respectivamente, que pode ser influenciada por íons de pesticidas e fertilizantes carregados dos campos para os reservatórios (MOSCA, 2003). As condições de ausência da mata ciliar e sua presença, na extensão de 30 metros ou mais, revelaram ambientes degradado e conservado, respectivamente, devido a capacidade da mata ciliar de manter a qualidade das águas ao filtrar os resíduos levados aos reservatórios (QUEIROZ et al., 2010). Assim, nesse estudo os riachos diferiram quanto a essas variáveis.

A cobertura do solo, utilização da terra e quantidade de chuva precipitada interferem em algumas variáveis limnológicas através de mudanças na quantidade de nutrientes introduzidos no curso de água (PAULA; BENEDETTI; PEREIRA FILHO, 2016).

Os principais determinantes da produção primária nos riachos amostrados foram a temperatura e o número de células/ml. A dinâmica da comunidade fitoplanctônica (neste trabalho retratada pela densidade dos organismos através do parâmetro células/ml) relaciona-se a eutrofização na medida que ambos fatores são elevados pela disponibilidade de nutrientes no ambiente aquático, mas também a densidade dos organismos causa o processo de eutrofização, com a produção de biomassa (BOFF, 2017). A densidade de células/ml (de organismos) que se associam ao lançamento de rejeitos, também são diretamente proporcionais a uma determinada variação de temperatura, que se reduzida, condiciona a diminuição dessas células (RAMOS et al., 2016).

A temperatura, que é associada a viscosidade, tensão superficial e manutenção da vida, dos cursos de água, pode ser influenciada por efluentes lançados nos ambientes aquáticos com uma temperatura extrema e diferente da original ou de sua variação natural (ANA, 2017). Assim, como muitos fatores ambientais e temporais podem influenciar a temperatura da água, o lançamento de resíduos orgânicos proporciona a sua elevação (MENEZES et al., 2016). A temperatura interfere nos ambientes aquáticos e na vida de seus seres, ao influenciar a solubilidade e concentração do gás oxigênio nesses ecossistemas (FANTIN-CRUZ et al., 2010). Fatores como a turbidez, disponibilidade de luz e nutrientes interagem com a temperatura e determinam, inibem ou intensificam, as repostas de sensibilidade de todo o ecossistema ao parâmetro temperatura (HOSEN et al., 2019). As variações térmicas dos cursos de água são tanto intrínsecas ou características de cada ecossistema aquático, como extrínsecas, resultantes das ações antrópicas e dos fatores ambientais que atingem esses ambientes (PERCEBON; BITTENCOURT; ROSA FILHO, 2005).

A relação evidente de proporcionalidade entre a quantidade de células/ml e a concentração de clorofila-*a*, constatada, neste estudo, pela correlação de *Pearson* e pela regressão múltipla, foi superada pela relação estabelecida entre o parâmetro temperatura e a concentração da clorofila-*a* analisada pela regressão múltipla, quando a predição deste pigmento era analisada através das variáveis células/ml e temperatura separadamente, porque quando analisados juntos, estes dois parâmetros, forneceram a melhor predição para a concentração de clorofila-*a* nos riachos de ambas as microbacias analisadas.

## 5 CONCLUSÃO

Alguns dados do IHH com valores baixos, indicaram baixa integridade dos habitats. A variação da clorofila-*a* nas microbacias permitiu inferirmos que seus cursos de água dispõem, em sua maioria, de baixas concentrações de nutrientes e, também, reduzida produtividade primária, exceto um curso de água que classificado como supereutrófico reflete a elevada presença de nutrientes em seu leito e alta produtividade primária. As variáveis que melhor predisseram a concentração de clorofila-*a* e a produção primária dos cursos de água de ambas as microbacias analisadas foram a temperatura e as células/ml.

## 6 REFERÊNCIAS

ALCÂNTARA, R. R. **Síntese, caracterização de nanomaterial zeolítico de cinzas de carvão organomodificado e aplicação como adsorvente na remediação de água contaminada por Rodamina b e Azul Direto 71**. 2016. 179 f. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Materiais) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2016.

ALLAN, J. D. Landscapes and rivercapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, p. 257-284, jun. 2004.

ALMEIDA, V. L. S.; MELÃO, M. G. G.; MOURA, A. N. Plankton diversity and limnological characterization in two shallow tropical urban reservoirs of Pernambuco State, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 84, n. 2, p. 537-550, jun. 2012.

ANA-Agência Nacional das Águas. Indicadores de Qualidade - Índice de Qualidade das Águas (IQA). 2017? Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 01 set. 2019.

ANTONIO, R. M.; BIANCHINI JR., I. Methodological tests of a heterotrophy index for aquatic ecosystems. **Brazilian Journal Biology**, São Carlos, v. 63, n. 3, ago. 2003.

ARAÚJO, D. R.; MENDONÇA, A. S. F.; REIS, J. A. T. Análise de variação e comparação de índices de estado trófico: reservatórios dos aproveitamentos hidrelétricos de Rio Bonito e Suíça. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 55-62, jan./fev. 2018.

ARAÚJO, J. A. F.; SALES, R. J. M.; SOUZA, R. O. Risco de eutrofização em reservatórios de regiões semiáridas com uso da teoria dos conjuntos difusos. **REGA**, v. 10, n. 1, p. 29-39, jan./jun. 2013.

ARAÚJO, M. C.; OLIVEIRA, M. B. M. Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 8, n. 3, p. 247-257, 2013.

ARRUDA, N. M. B. **Avaliação de variáveis de qualidade de água dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Foz do Areia, Segredo e Caxias, como instrumento de gestão de bacias hidrográficas**. 2014. 249 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

BATISTA, A. A.; MEIRELLES, A. C. M.; ARAÚJO NETO, J. R.; ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q. Parâmetros interferentes na eutrofização das águas superficiais do açude Orós, Ceará. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 26, n. 2, p. 1-8, 2013.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Estudos dos fatores limitantes à produção primária por macrófitas aquáticas no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 7-19, 2008.

BOFF, P. H. **Avaliação sazonal da comunidade fitoplantônica e da cianotoxina microcistina e a relação com parâmetros físicoquímicos em três lagoas do município de Osório-RS**. 2017. 63 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciências Ambientais)-Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2017.

BRASIL. Resolução CONAMA N°357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, n. 053, p. 58-63, 2005.

BUCCI, M. H. S.; OLIVEIRA, L. F. C. Índices de Qualidade da Água e de Estado Trófico na Represa Dr. João Penido (Juiz de Fora, MG). **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 9, n.1, p. 130-148, 2014.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference: a practical information – Theoretic Approach**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 2002. 488p.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, Minneapolis, v. 22, n. 2, 1977.

CARNEIRO, F. M.; NABOUT, J. C.; VIEIRA, L. C. G.; ROLAND, F.; BINI, L. M. Determinants of chlorophyll-a concentration in tropical reservoirs. **Hydrobiologia**, Goiânia, v. 740, n. 1, p. 89–99, 2014.

CENTENO, L. N.; CECCONELLO, S. T.; GUEDES, H. A. S.; LEANDRO, D.; MORAES, P. Monitoramento da qualidade da água do arroio São Lourenço/RS. **Revista de Ciência e Inovação**, v. 1, n. 2, p. 67-76, dez. 2016.

CICERELLI, R. E.; GALO, M. L. B. T. Sensoriamento remoto multifonte aplicado na detecção do fitoplâncton em águas interiores. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, Campina Grande, v.19, n.3, mar. 2015.

CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; GODOY, L. H.; FERNANDES, A. M.; PEDRAZZI, F. J. M. Influência sazonal no transporte específico de metais totais e dissolvidos nas águas fluviais da Bacia do Alto Sorocaba (SP). **Geochimica Brasiliensis**, v. 29, n. 1, p. 23-34, set. 2015.

CUNHA, D. G. F.; FALCO, P. B.; CALIJURI, M. C. Densidade fitoplanctônica e estado trófico dos rios Canha e Pariquera-Açu, bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 90-105, jan. 2008.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 4. ed atual. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

DODDS, W. K.; SMITH, V. H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. **Inland Waters**, v. 6, n. 2, p. 155-164, mar. 2016.

ESTEVEES, K. E.; LÔBO, A. V. P.; HILSDORF, A. W. S. Abiotic features of a river from the Upper Tietê River Basin (SP, Brazil) along an environmental gradient. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 2, p. 228-237, 2015.

FANTIN-CRUZ, I.; TONDATO, K. K.; MARQUES, D. M.; PEDROLLO, O. Regime térmico em águas correntes e sua importância na estrutura do habitat e na biologia de organismos aquáticos. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 11, n. 36, p. 295-307, dez. 2010.

FERRAREZE, M. The effect of the land use on phytoplankton assemblages of a Cerrado stream (Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 24, n. 1, 2012.

FIORESE, C. H. U. Estudo do oxigênio dissolvido aliado à análise de uso de solo da área de preservação permanente do Rio Castelo-ES, Brasil. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 5, n. 1, p. 887-900, jan. 2019.

FORNARI, M. R.; CAMOTTI-BASTOS, M. Efluentes urbanos na água do Rio Marau (Brasil). Qualidade da água no Rio Marau. **Bitácora Urbano Territorial**, Colômbia, v. 28, n. 3, 2018.

FRASCARELI, D.; BEGHELLI, F. G. S.; SILVA, S. C.; CARLOS, V. M. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10, n. 4, p. 770-781, 2015.

HENRY, R.; NUNES, M. A.; MITSUKA, P. M.; LIMA, N.; CASANOVA, S. M. C. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de jurumirim (Rio Paranapanema, SP). **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 58, n. 4, nov. 1998.

HOSEN, J. D.; AHO, K.S.; APPLING, A. P.; CREECH, E. C.; FAIR, J. H.; HALL JR. R. O.; KYZIVAT, E. D.; LOWENTHAL, R. S.; MATT, S.; MORRISON, J.; SAIERS, J. E.; SHANLEY, J. B.; WEBER, L. C.; YOON, B.; RAYMOND, P. A. Enhancement of primary production during drought in a temperate watershed is greater in larger rivers than headwater streams. **Limnology and Oceanography**, Flórida, v. 64, p. 1458–1472, jul. 2019.

KAISER, E. A.; SANTOS, F. C.; PEREIRA FILHO, W. Influência da precipitação pluviométrica e uso da terra em variáveis limnológicas do reservatório da usina hidrelétrica Ernestina, RS. **Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la información Geográfica**, n. 16, p. 3-22, 2015.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d`água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 238 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

MARCIONILIO, S. M. L. O.; MACHADO, K. B.; CARNEIRO, F. M.; FERREIRA, M. E.; CARVALHO, P. VIEIRA, L. C. G.; HUSR, V. L. M.; NABOUT, J. C. Environmental

factors affecting chlorophyll-a concentration in tropical floodplain lakes, Central Brazil, **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 11, nov. 2016.

MAROTTA, H.; ENRICH-PRASTD A. Catastrophic shifts in the aquatic primary production revealed by a small low-flow section of tropical downstream after dredging. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, nov. 2015.

MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. S.; BELLO, I. P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L. F. C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.21, n. 3, p. 519-534, 2016.

MOSCA, A. A. O. **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental do manejo de florestas plantadas**. 2003. 120 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais)-Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP, 2003.

MUNIZ, P; VENTURINI, N.; GÓMEZ-ERACHE, M. Spatial distribution of chromium and lead in the benthic environment of coastal areas of the Río de la Plata estuary (Montevideo, Uruguai). **Brazilian Journal Biology**, v. 64, n. 1, p. 103-116, 2004.

NESSIMIAN, J. L.; VENTICINQUE, E. M.; ZUANON, J.; MARCO JR, P.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J. D.; JUEN, L. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, v. 614, p.117–131, 2008.

PADOVESI-FONSECA, C.; REZENDE, R. S. Factors that drive zooplankton diversity in Neo-Tropical Savannah shallow lakes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 29, 2017.

PAULA, M. R.; BENEDETTI, A. C. P.; PEREIRA FILHO, W. Influência do uso e cobertura da terra aliado à precipitação pluviométrica na qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Ingaí-RS/Brasil. **Revista do Departamento de Geografia USP**, v. 32, p. 143-152, 2016.

PAULINO, T. R. S.; ARAÚJO, R. S.; SALGADO, B. C. B. Estudo de oxidação avançada de corantes básicos via reação Fenton ( $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ ). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 3, p. 347-352, 2015.

PEDROSO, L. B. **Qualidade ambiental das águas superficiais da bacia hidrográfica do Ribeirão da Areia, municípios de Buriti Alegre e Morrinhos, Goiás**. 2018. 203 f. Tese (Doutorado em Geografia)-Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2018.

PERCEBON, C. M.; BITTENCOURT, A. V. L.; ROSA FILHO, E. F. Diagnóstico da temperatura das águas dos principais rios de Blumenau, SC. **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 56, p. 7-19, 2005.

PISTORI, R. E. T.; HENRY-SILVA, G. G.; BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Influence of aquaculture effluents on the growth of *Salvinia molesta*. **Acta Limnologica Brasiliensia** (Online), v. 22, n. 2, p. 179-186, 2010.

PRADO, R. B.; NOVO, E. M. L. M. Avaliação espaço-temporal da relação entre o estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP) e o potencial poluidor de sua bacia hidrográfica. **Sociedade & Natureza (Online)**, v. 19, n. 2, Uberlândia, dez. 2007.

QUEIROZ, M. M. F.; IOST, C.; GOMES, S. D.; VILAS BOAS, M. A. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. **Revista Verde**, Mossoró, v. 5, n. 4, p. 200-210 out./dez. 2010.

RAMOS, C. P. S.; MENEZES, T. G. C.; AGRELLI, A.; ALVES, I. A. B. S.; LUZ, J. C.; SILVA, C. T. G.; PINHEIRO, I. O. JÁCOME JÚNIOR, A. T. Cianobactérias e microcistina em águas de rio destinadas ao abastecimento de centro industrial de Caruaru, PE, Brasil. **Vigilância sanitária em debate**, v. 4, n.1, p. 27-35, fev. 2016.

ROCHA, C. H. B.; FREITAS, F. A.; SILVA, T. M. Alterações em variáveis limnológicas de manancial de Juiz de Fora devido ao uso da terra. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.4, p.431–436, 2014.

ROSA NETO, J. L. **Variabilidade temporal de clorofila a da zona costeira do nordeste brasileiro**. 2013. 68 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2013.

R PROGRAM. R Development Core Team. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2008.

SAMPAIO, A. P. Abastecimento de água para comunidades amazônicas: estudo do caso vila do Lago do Limão, município de Iranduba, Estado Amazonas. Marupiara | **Revista Científica do CESP/UEA**, [S.l.], n. 1, 2017. ISSN 2527-0753. Disponível em: <<http://periodicos.uea.edu.br/index.php/marupiara/article/view/425>>. Acesso em: 12 maio 2019.

SANTOS, G. O.; HERNANDEZ, F. B. T. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.17, n.1, p.60–68, jan. 2013.

SILVA, B. A. **Avaliação de voçorocas e da suscetibilidade erosiva da porção sul da Bacia Meia Ponte, GO**. 2018. 85 f. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Sociedade)- Universidade Estadual de Goiás, Morrinhos, 2018.

SILVA, F. V.; MONTEGGIA, L. O. Produção de biocombustíveis através da biomassa de algas geradas em lagoas de alta taxa aplicada ao tratamento de esgoto sanitário. **Tecnologia e tendências**, Novo Hamburgo, v. 9, n. 2, jul./dez. 2014.

SILVA, M. G.; ALVALÁ, P. C.; MARANI, L.; FERREIRA, W. J. Análise da influência de parâmetros ambientais no fluxo de metano em áreas alagáveis e lagoas permanentes

na região do Rio Abobral, no Pantanal, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 11, n. 2, 2016.

SILVA, V. M. F. **Efeito das ações antrópicas na qualidade da água da Bacia do Riacho do Silva, em Maceió-AL**. 2011. 181 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento)-Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2011.

SOUZA, M. C.; CROSSETTI, L. O.; BECKER, V. Effects of temperature increase and nutrient enrichment on phytoplankton functional groups in a Brazilian semi-arid reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 30, nov. 2018.

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 3, 2014.

TRINDADE, P. B. C. B.; MENDONÇA, A. S. F. Eutrofização em reservatórios – Estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 3, Rio de Janeiro, jul./set. 2014.

VERAS, D. S.; MEDEIROS-FRANÇA, L. C.; AZÊVEDO, C. A. S. Heterogeneidade espaço-temporal ambiental de igarapés em um ecótono Cerrado-Caatinga. **Acta Brasiliensis**, v. 2, n. 3, p. 84-88, set. 2018.

VILLA, M. E. C. D. **Variabilidade espacial e temporal do pH e do OD na superfície do reservatório Iraí – PR**. 2016. 145 f. Tese (Doutorado em Geografia)-Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2016.

ZANINI, H. L. H. T.; AMARAL, L. A.; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. Caracterização da água da microbacia do córrego rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 4, p. 732-741, jul./ago. 2010.

## **CONSIDERAÇÕES GERAIS**

Considerando que a água é imprescindível à vida dos seres vivos para o desempenho de suas funções vitais, de nutrição e abrigo (particularmente, para os organismos aquáticos), e ao desenvolvimento das atividades antrópicas, mais estudos e ações voltados à compreensão e recuperação de sua dinâmica dentro dos reservatórios, diante das inúmeras ameaças que enfrentam mundialmente, de contaminação por pesticidas, e outros micropoluentes, e de concentração de nutrientes nos leitos, deveriam ser desenvolvidos, para a manutenção dos ecossistemas aquáticos, e a sobrevivência dos seres vivos, que dependem da disponibilidade de água em quantidade e, sobretudo, de qualidade.

## ANEXO

ANEXO I: Protocolo de avaliação de habitat para elaboração do Índice de Integridade física, utilizado para avaliar as condições dos riachos da bacia do Rio das Almas, Goiás.

### **1) Padrão de Uso da Terra além da zona de vegetação ribeirinha**

1. Cultivos Agrícolas de ciclo curto.
2. Pasto.
3. Cultivos Agrícolas de ciclo longo.
4. Capoeira.
5. Cerrado íntegro.

### **2) Largura da Mata Ciliar**

1. Vegetação arbustiva ciliar ausente.
2. Mata ciliar ausente com alguma vegetação arbustiva.
3. Mata ciliar bem definida de 1 a 5 m de largura.
4. Mata ciliar bem definida entre 5 e 30 m de largura.
5. Mata ciliar bem definida com mais de 30 m.
6. Continuidade da mata ciliar com a floresta adjacente.

### **3) Estado de preservação da Mata Ciliar**

1. Cicatrizes profundas com barrancos ao longo do seu comprimento.
2. Quebra freqüente com algumas cicatrizes e barrancos.
3. Quebra ocorrendo em intervalos maiores que 50 m.
4. Mata Ciliar intacta sem quebras de continuidade.

### **4) Estado da Mata ciliar dentro de uma faixa de 10 m**

1. Vegetação constituída de grama e poucos arbustos.
2. Mescla de grama com algumas árvores pioneiras e arbustos.
3. Espécies pioneiras mescladas com árvores maduras.
4. Mais de 90% da densidade é constituída de árvores não pioneiras ou nativas.

### **5) Dispositivos de retenção**

1. Canal livre com poucos dispositivos de retenção.
2. Dispositivo de retenção solto movendo-se com o fluxo.
3. Rochas e/ou troncos presentes mas, preenchidas com sedimento.
4. Canal com rochas e/ou troncos firmemente colocadas no local.

**6) Sedimentos no canal**

1. Canal dividido em tranças ou rio canalizado.
2. Barreira de sedimento e pedras, areia e silte comuns.
3. Algumas barreiras de cascalho e pedra bruta e pouco silte.
4. Pouco ou nenhum alargamento resultante de acúmulo de sedimento.

**7) Estrutura do barranco do rio**

1. Barranco instável com solo e areia soltos, facilmente perturbável.
2. Barranco com solo livre e uma camada esparsa de grama e arbustos.
3. Barranco firme, coberto por grama e arbustos.
4. Barranco estável de rochas e/ou solo firme, coberto de grama, arbustos e raízes.
5. Ausência de barrancos.

**8) Escavação sob o barranco**

1. Escavações severas ao longo do canal, com queda de barrancos.
2. Escavações freqüentes.
3. Escavações apenas nas curvas e constrictões.
4. Pouca ou nenhuma evidência, ou restrita a áreas de suporte de raízes.

**9) Leito do rio**

1. Fundo uniforme de silte e areia livres, substrato de pedra ausente.
2. Fundo de silte, cascalho e areia em locais estáveis.
3. Fundo de pedra facilmente móvel, com pouco silte.
4. Fundo de pedras de vários tamanhos, agrupadas, com interstício óbvio.

**10) Áreas de corredeiras e poções ou meandros**

1. Meandros e áreas de corredeiras/poções ausentes ou rio canalizado.
2. Longos poções separando curtas áreas de corredeiras, meandros ausentes.
3. Espaçamento irregular.
4. Distintas, ocorrendo em intervalos de 5 a 7 vezes a largura do rio.

**11) Vegetação Aquática**

1. Algas emaranhadas no fundo, plantas vasculares dominam o canal.
2. Emaranhados de algas, algumas plantas vasculares e poucos musgos.
3. Algas dominantes nos poções, plantas vasculares semi-aquáticas ou aquáticas ao longo da margem.
4. Quando presente consiste de musgos e manchas de algas.

**12) Detritos**

1. Sedimento fino anaeróbio, nenhum detrito bruto.
2. Nenhuma folha ou madeira, matéria orgânica bruta e fina com sedimento.
3. Pouca folha e madeira, detritos orgânicos finos, floculentos, sem sedimento.
4. Principalmente folhas e material lenhoso com sedimento.
5. Principalmente folhas e material lenhoso sem sedimento.