

 Robério Ferreira Afonso
roberio_afonso@hotmail.com
Universidade Federal de Rondônia, Brasil

Revista Presença Geográfica
Fundação Universidade Federal de Rondônia, Brasil
ISSN-e: 2446-6646
Periodicidade: Frecuencia continua
vol. 9, núm. 2, Esp., 2022
rpgeo@unir.br

Recepção: 05 Julho 2021
Aprovação: 30 Setembro 2021

URL: <http://portal.amelica.org/ameli/journal/274/2744715021/>

Resumo: Objetivando identificar os polímeros mais abundantes na composição de microplásticos encontrados em ambientes de água doce, foi empreendida revisão sistemática da literatura. O rastreamento de publicações ocorreu nas bases de dados Web of Science, Scopus e ScienceDirect. Por estarem alinhados ao objetivo proposto, foram eleitos 39 artigos para análise, todos internacionais. Os resultados identificam os polímeros mais abundantes e que os microplásticos encontrados em água doce são majoritariamente fibras. Foi possível concluir que ainda não existem métodos de coleta e separação de microplásticos consolidados, tornando complexa a comparação entre estudos. Constatou-se que há concentração de pesquisas nas regiões asiática e europeia e que as tecnologias disponíveis possuem limitações que impedem identificar com confiabilidade detritos com dimensões menores que 1 μm .

Palavras-chave: Micro resíduos, Plásticos, Água.

Abstract: Aiming to identify the most abundant polymers in the composition of microplastics found in freshwater environments, a systematic review of the literature was undertaken. The tracking of publications occurred in the Web of Science, Scopus and ScienceDirect databases. Because they are aligned with the proposed objective, 39 articles were elected for analysis, all international. The results identify the most abundant polymers and that the microplastics found in fresh water are mostly fibers. It was possible to conclude that there are no methods of collection and separation of consolidated microplastics yet, making complex the comparison between studies, that there is a concentration of research in the Asian and European regions and that the available technologies have limitations that prevent the identification reliably of debris with dimensions smaller than 1 μm .

Keywords: Micro waste, Plastics, Water.

INTRODUÇÃO

Um dos aspectos envolvidos nas discussões calcadas em preocupações referentes à conservação de recursos naturais e à degradação causada pelas atividades humanas é a disposição inadequada de resíduos, que traz diversas consequências indesejadas à sociedade e ao ambiente natural (BELARMINO *et al.*, 2014). Dentre essas consequências, nota-se um aumento das preocupações com a poluição das águas, com relevância maior, dada ultimamente, para o plástico. A poluição plástica é um problema crescente no cenário contemporâneo,

no qual a produção de plástico aumentou 380 milhões de toneladas/ano em 2015 e é projetada para subir a 3,4 bilhões de toneladas nos próximos 30 anos (BERGMANN *et al.*, 2019).

Entre os poluentes plásticos, o microplástico (MP) tem arrecadado atenção da comunidade científica, sendo um termo com definição bastante ampla, que pode se referir a diversos polímeros, tamanhos e densidades, (HORTON *et al.*, 2017a). Pelas dimensões reduzidas, o MP é de difícil identificação e isolamento, especialmente em ambientes aquáticos. Assim, as preocupações com a contaminação dos recursos hídricos se relacionam à importância da água como recurso essencial à vida, bem como à persistência do plástico no ambiente por longos períodos. Além disso, há uma série de dúvidas em relação às consequências da ingestão de microplástico por humanos (LEHNER *et al.*, 2019; OLIVATTO *et al.*, 2018; WHO, 2019), já que tal contaminante tem sido encontrado em itens como sal, cerveja, água da torneira, água mineral e até mesmo na precipitação atmosférica (CAI *et al.*, 2017; INÍGUEZ; CONESA; FULLANA, 2017; KIM *et al.*, 2018; KOSUTH; MASON; WATTENBERG, 2018; SCHYMANSKI *et al.*, 2018).

Os estudos referentes à poluição plástica encontram-se desproporcionalmente concentrados em ambientes marinhos, conforme demonstrado por Blettler *et al.* (2018), que constataram apenas 13% dos estudos entre 1980 e 2018 se referindo a ambientes de água doce. Além de serem minoria, tais estudos encontram-se concentrados no hemisfério norte (BLETTLER *et al.*, 2018; COSTA; BARLETTA, 2015; EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015). Na América do Sul, por exemplo, apesar de estudos mostrarem a contaminação de bacias hidrográficas por grandes itens de plástico, muito menos se sabe sobre microplásticos. Costa e Barletta (2015) sugerem estudos nos grandes rios da América do Sul, pela relevância devida aos seus volumes e importância ecológica mundial, mesma recomendação é feita por Martinelli Filho e Monteiro (2019) quanto à Amazônia.

Portanto, em um cenário de crescente preocupação com a poluição das águas, concentração de energias em estudos voltados ao ambiente marinho, contínua expansão da produção de plástico, com grande variedade de polímeros e registro destas partículas em diversos locais, surgem oportunidades de pesquisa e é diante deste contexto que Horton *et al.* (2017a), buscando avaliar o entendimento a respeito do tema e identificar prioridades para estudos futuros recomendam, entre outras ações, que a comunidade científica busque identificar os polímeros mais abundantes na natureza e se isso varia entre habitats e regiões. Para colaborar com tal empreitada, pretende-se atender parcialmente à recomendação destes autores, objetivando neste trabalho, identificar, com base na literatura, quais os polímeros mais abundantes na composição dos microplásticos encontrados em ambientes de água doce.

Para isso, foi realizada uma revisão sistemática, a fim de compreender em que estado encontra-se a literatura relacionada ao tema, e responder à seguinte questão: De acordo com a literatura, quais são os polímeros mais abundantes na composição dos microplásticos encontrados em ambientes de água doce?

Responder essa questão permite ampliar a compreensão a respeito da literatura afeta à relação entre resíduos sólidos (RS) e sua ocorrência em água doce, mais especificamente àquela que diz respeito aos detritos microplásticos, além de serem identificadas a distribuição regional e eventuais concentrações locais dos contaminantes. Com este estudo, espera-se agregar ao tema um panorama atualizado da literatura, de tal forma que os resultados podem eventualmente ser utilizados pela comunidade científica, a fim de evidenciar padrões de contaminação por tal tipo de resíduos em ambientes aquáticos.

Os microplásticos representam 94% dos detritos plásticos globais, mesmo assim, na maioria dos países, há pouca ou nenhuma regulamentação relacionada a sua gestão (PETTIPAS; BERNIER; WALKER, 2016). Assim, a identificação dos polímeros, objetivo deste trabalho, permite que sejam pensadas políticas e ações mitigadoras dos efeitos específicos desses contaminantes em ambientes aquáticos, a exemplo da proibição de utilizações em produtos determinados, aplicação de medidas relacionadas à cadeia produtiva de determinados polímeros, como medidas de contenção nas fontes produtoras ou mesmo impostos pigouvianos e outras ações para a gestão mais eficiente de resíduos plásticos.

A poluição aquática por microplástico é uma das relevantes preocupações do United Nations Environment Programme (UNEP), manifestada em ao menos três ocasiões (UNEP, 2005, 2014, 2016), sendo ainda relevante em face da constatação de que estes resíduos podem impactar espécies como peixes, aves e até mesmo microrganismos, base da cadeia alimentar, o que torna o tema ecológica e economicamente significativo (BLETTLER *et al.*, 2018).

REVISÃO DA LITERATURA

Como consequência natural da vida, o homem sempre gerou resíduos, sendo que desde que saiu da vida nômade e passou a viver em comunidade, cerca de dez mil anos a.C, a geração de resíduos sólidos (RS) não para de crescer (DEUS; BATTISTELLE; SILVA, 2015).

Apesar da questão dos resíduos remontar ao período neolítico, não lhe foi dada a devida atenção ao longo da história, passando a se tornar um tema preocupante apenas após a Revolução Industrial, quando se tornou um problema de saúde pública. A partir de 1970 o tema dos resíduos passou a ter alguma relevância ambiental a nível mundial, sendo abordado em eventos relevantes, como as conferências de Estocolmo, Tbilisi e ECO 92 (VELLOSO, 2008).

O tema dos RS tem majorada sua relevância, diante do aumento e urbanização das populações e da expansão da economia e cultura do consumo, que acarretam maior geração de resíduos, exigindo o fortalecimento da gestão ambiental e saneamento (BERTICELLI; PANDOLFO; KORF, 2017). A gestão de RS é tema de urgência e preocupação prioritária de diversas nações e setores da sociedade, sendo matéria que implica avançar no desenvolvimento econômico, sem secundarizar a demanda por condutas mais sustentáveis, o que torna complexo harmonizar os fatores e interesses envolvidos nesta relação.

Parte dessa complexidade reside no fato de os RS poluírem diversos compartimentos ambientais pelo mundo, havendo especiais preocupações em relação a ambientes aquáticos. Belarmino *et al.* (2014) relatam que a deposição de detritos sólidos representa um crítico problema ambiental e que não há outro tipo de poluente com fontes tão distintas quanto os RS. Segundo os autores, a relevância deste tipo de fonte variou com o tempo e representa um dos mais difíceis problemas de poluição. Ainda segundo os autores, a acomodação destes resíduos é habitualmente concentrada em estuários e águas marinhas costeiras, locais que recebem por volta de 80 a 90% de tudo aquilo que é descartado em virtude de atividades antrópicas.

Não bastasse a quantidade de RS presentes em ambientes aquáticos, a situação sofre ainda um agravamento, devido à composição destes resíduos, tendo em vista grande parte se tratar de resíduos plásticos. O plástico pode ser obtido através de polímeros naturais, como o látex, ou sintéticos, como o PVC (policloreto de vinila). Os polímeros sintéticos têm como matérias-primas principais o petróleo e o gás natural. Os polímeros podem ser classificados ainda em elastômeros, como as borrachas, que uma vez moldados não podem ser fundidos novamente; termofixos, que ao serem aquecidos uma vez, mudam sua estrutura química e não podem ser fundidos novamente e termoplásticos, que não sofrem alterações na sua estrutura química durante o aquecimento/amolecimento e, portanto, podem novamente ser fundidos (ABIPLAST, 2014).

É grande a variedade de polímeros termoplásticos com características e utilidades diferentes, sendo destacado, por Kosuth, Mason e Wattenberg (2018) e Olivatto *et al.*, (2018), que cerca de 90% do plástico mundialmente produzido se enquadra em seis categorias: polietileno de alta densidade (PEAD), polietileno de baixa densidade (PEBD), polipropileno (PP), polietileno tereftalato (PET), policloreto de vinila (PVC) e poliestireno (PS).

Há bastante incerteza nas estimativas de proporções, mas de acordo com Barnes *et al.* (2009), os plásticos compreendem algo entre 50 e 80% de todo o resíduo sólido encontrado em praias, flutuando sobre o mar e no fundo do oceano. Segundo Alimi *et al.*, (2018) e Horton *et al.* (2017a) de 70 a 80% dos plásticos que chegam ao mar são levados por água doce, sendo que os primeiros autores acrescentam que as concentrações de plásticos em rios podem se equiparar aos níveis marinhos, apesar de haver relevante variação espacial,

a depender da proximidade com instalações urbanas ou industriais. Estes autores destacam que os rios são geralmente mais próximos das fontes de plástico do que as águas marinhas, além de possuírem maior território de margem, aumentando a área de retenção de partículas, facilitando o acúmulo e a ação mecânica de fragmentação destes resíduos.

A fragmentação de resíduos plásticos é outro agravante, já que a constante redução de tamanho destes detritos dificulta sua identificação e eventual remoção do ambiente natural. A fragmentação, e a produção de plástico originalmente em tamanho diminuto, tem conduzido a um problema global: a contaminação por microplástico.

Por sua diversidade de características e aplicabilidades, bem como a viabilidade econômica de produção, o plástico se popularizou e é amplamente produzido e consumido, havendo estimativas de a produção alcançar a marca de 3,4 bilhões de toneladas ao ano até 2050 (BERGMANN *et al.*, 2019).

Em relação ao enquadramento de fragmentos plásticos na categoria denominada “microplástico”, existem algumas diferenças nas classificações encontradas na literatura, entretanto, conforme Olivatto *et al.* (2018) e Blettler *et al.*, (2018) a denominação mais aceita é a que fora proposta em 2015, no workshop internacional dirigido pela National Oceanic and Atmospheric Administration e que estabelece como sendo microplástico as partículas que possuam dimensões inferiores a 5 mm.

Este material, conforme sua origem, recebe duas classificações. Se é produzido pela indústria em tamanho microscópico visando compor a formulação de determinado produto, como por exemplo, um sabonete esfoliante ou para aplicação em hidrojetamento, ele é denominado microplástico primário. Caso o material seja aquele resultante da fragmentação de artefatos plásticos maiores descartados no meio ambiente, denomina-se microplástico secundário (HORTON *et al.*, 2017b; OLIVATTO *et al.*, 2018; WAGNER *et al.*, 2014).

Primárias ou secundárias, partículas microplásticas se tornaram um problema global que tem atraído as atenções da academia. Iñiguez, Conesa e Fullana (2017), por exemplo, realizaram um estudo visando aferir a ocorrência de microplástico no sal de mesa disponível no mercado espanhol. Todas as 21 amostras analisadas apresentavam algum grau de contaminação, variando de 50 a 280 micropartículas por quilograma (kg) de sal, das quais 83,3% eram polietileno tereftalato (PET). Estes autores anotam que resultados semelhantes foram registrados em estudos com sal de outros países.

Na Alemanha, Schymanski *et al.* (2018) analisaram água mineral em diferentes tipos de embalagens, como garrafas plásticas retornáveis e descartáveis, caixas cartonadas e garrafas de vidro, obtidas em supermercados do país. O relatório registrou microplásticos em todas as amostras, sendo que, enquanto nas embalagens de vidro e caixa cartonada a predominância foi do polietileno (PE), tanto nas garrafas de plástico descartáveis quanto nas retornáveis houve maior ocorrência do PET, com o destaque que as dimensões das partículas encontradas variaram de 1 a 500 μm . Neste estudo, quase 80% das as partículas possuíam tamanho entre 5 e 20 μm e, portanto, não eram detectáveis pelas técnicas analíticas utilizadas em estudos anteriores.

Com foco na dieta estadunidense, Cox *et al.* (2019) avaliaram a quantidade de partículas microplásticas em alimentos comumente consumidos e o potencial de contaminação por inalação e ingestão de água potável. A análise dos autores, que acreditam estar subestimada por limitações metodológicas e de dados, apontou consumo anual variável, conforme idade e sexo, de 39.000 a 52.000 partículas ao ano. Quantidade que vai a 74.000 e 121.000 quando leva-se em conta a inalação. Os que atendam à ingestão recomendada de água, utilizando apenas fontes engarrafadas, podem estar ingerindo um adicional de 90.000 microplásticos por ano.

Na França, Dris *et al.* (2016) coletaram resíduos de precipitações atmosféricas, ocorridas em Paris e constataram entre 2 e 355 partículas/ m^2/dia . A maioria destes resíduos eram fibras, sendo 29% sintéticas ou uma mistura de material natural e sintético. Este estudo estimou de 3 a 10 toneladas de fibras anualmente depositadas por precipitação na região urbana de Paris. No mesmo sentido, Cai *et al.* (2017) obtiveram resultados similares na análise das precipitações em Dongguan, China, e alertaram para as implicações do

transporte de microplástico através do ar, bem como da inalação de tais partículas por humanos, mesmo destaque feito por Bergmann *et al.* (2019) em seu estudo sobre o microplástico depositado na neve do Ártico.

Em suma, se depreende, ao revisar a literatura, que vários pesquisadores têm se interessado por este assunto, havendo, entretanto, um direcionamento a estudos que contemplam majoritariamente a poluição dos oceanos e suas adjacências, em detrimento às investigações em água doce e ambientes terrestres, o que parece incoerente, já que a maioria do plástico será consumido e descartado em terra, estando a água doce, portanto, sujeita a extensa poluição (HORTON *et al.*, 2017a). Além disso, estudos que tiveram a água doce como *locus* concentram-se na Ásia, Europa e América do Norte (EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015). Tal constatação pode indicar maior interesse em regiões desenvolvidas, enquanto regiões mais pobres e que possivelmente têm sistemas de gestão de resíduos mais frágeis, o que amplia o potencial de poluição, ficam em segundo plano.

Por fim, registra-se que, conforme Horton *et al.* (2017a), há um grande grau de incerteza sobre volume, composição e diversidade de partículas microplásticas que entram no ambiente, aspecto que se pretende ajudar a esclarecer neste trabalho, revisando sistematicamente a literatura.

METODOLOGIA

Como exposto nas seções anteriores, este estudo identifica, por meio da literatura, quais são os polímeros mais abundantes na composição dos microplásticos encontrados em ambientes de água doce. Parte-se da perspectiva de que apenas os achados empíricos de outros pesquisadores serão de interesse. Tal proposição requer, portanto, um posicionamento de pesquisa que se aproxime da lógica pós-positivista, já que apenas os fatos importarão, sendo dispensável a análise de opiniões ou percepções. O paradigma positivista fundamenta-se numa ontologia realista, em que dados e fatos são puros, independentes de percepções humanas e em uma realidade composta de estruturas tangíveis e relativamente estáveis. Assim, considera uma epistemologia objetivista, onde somente fenômenos observáveis e mensuráveis constituem conhecimento válido, que pode ser comprovado. Tal paradigma segue, em geral, uma lógica dedutiva, na qual a partir do conhecimento prévio, identificam-se lacunas e questões não respondidas (SAUNDERS; LEWIS; THORNHILL, 2016). De acordo com Saunders, Lewis e Thornhill (2016), pesquisas positivistas são suscetíveis de utilizar metodologias altamente estruturadas, a fim de facilitar eventuais replicações, nesse sentido, a escolha metodológica deste estudo é pela adoção da revisão sistemática da bibliografia.

Originária das ciências médicas, a revisão sistemática tem sido amplamente utilizada e reconhecida por outras disciplinas, utiliza uma estratégia pré-planejada e abrangente para localizar a literatura existente, avaliar a contribuição, analisar e sintetizar os resultados, relatando as evidências para permitir que conclusões sejam alcançadas, revelando o que é conhecido e o que não é (SAUNDERS; LEWIS; THORNHILL, 2016).

Neste trabalho foi utilizada uma estratégia de busca e identificação da literatura tal qual a da recomendação Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses - PRISMA, na sigla em Inglês, (MOHER *et al.*, 2009).

Essa estratégia compreendeu a efetivação de buscas sistemáticas da literatura, a partir das bases de dados Web of Science, ScienceDirect e Scopus, tendo em vista seu reconhecimento perante a comunidade acadêmica, bem como a abrangência de publicações indexadas por elas.

As buscas tiveram como critério, para localizar em palavras-chave, título e resumo as expressões “microplastic* AND river*” e “microplastic* AND freshwater*”, sendo o operador Booleano “AND” aplicado para restringir a busca aos documentos que continham simultaneamente todos descritores digitados. O recurso de truncamento “*” foi usado para ampliar a quantidade de retornos, pois permite a recuperação de plurais, expressões com mesmo radical e eventuais variações de grafia. As buscas se limitaram ao tipo de documento “artigo”. Descritores em português não foram aplicados, pois tais bases indexam apenas em idioma inglês.

Esta etapa identificou 1.555 obras potencialmente elegíveis para o presente estudo, sendo seus dados bibliográficos baixados e compilados para possibilitar tratamento com auxílio da ferramenta de planilhas LibreOffice Calc. O Quadro 1 apresenta a síntese quantitativa de referências recuperadas por base.

QUADRO 1
Síntese das buscas

DATA	DESCRITORES	LOCAL	FILTRO	BASES DE DADOS			SUBTOTAL
				WEB OF SCIENCE	SCOPUS	SCIENCEDIRECT	
23/01/20	microplastic* AND river*	Título, palavras-chave ou resumo	Artigos	317	313	167	797
	microplastic* AND freshwater*			280	283	195	758
TOTAL DE REFERÊNCIAS RECUPERADAS							1.555

A partir destes retornos, foi realizado procedimento de checagem, com o *software* de planilhas, buscando por obras duplicadas, levando à eliminação de 859 duplicatas. Em seguida, foi realizada a leitura dos títulos, palavras-chave e resumos das 696 publicações remanescentes, visando identificar as que claramente não se tratavam de estudos realizados em água doce e/ou que não identificassem os polímeros poluentes encontrados. Deste procedimento, passaram à leitura completa 52 obras.

Buscou-se em seguida efetuar o *download* destes estudos a fim de realizar a leitura completa dos textos, ocasião em que ocorreram 13 descartes, vide Quadro 2.

QUADRO 2
Exclusões na fase de leitura completa

MOTIVO	JUSTIFICATIVA PARA EXCLUSÃO	QTD
a	Estudo não ocorreu em ambientes de água doce	4
b	Download gratuito indisponível pelas redes da Univ. Federal de Rondônia	3
c	Revisão de literatura	2
d	Duplicidade não identificada anteriormente	1
e	Analisou micropartículas naturais	1
f	Tratou de partículas >5mm	1
g	Não identificou os polímeros dos detritos microplásticos	1

Na Figura 1 é apresentado o fluxograma do processo de análise para inclusão e exclusão dos textos na presente revisão.

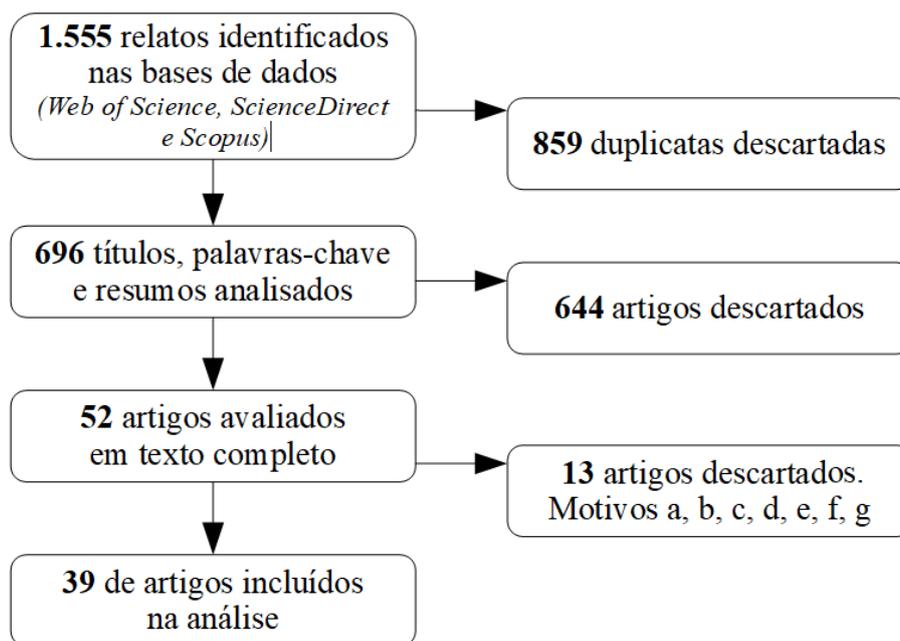


FIGURA 1
Fluxograma de análise de inclusão e exclusão

Na análise crítica dos estudos incluídos nesta revisão, a extração de dados foi realizada com apoio de formulário padrão, desenvolvido para captar, além das informações centrais deste estudo, informações de variáveis consideradas relevantes nos cenários dos estudos. Resumidamente, durante a leitura integral dos textos, tal formulário foi preenchido com as informações que se pretendia analisar posteriormente, a exemplo da região e tipo do objeto de estudo, metodologia aplicada para identificação polimérica, quantidade de partículas encontradas em cada *locus*, forma dominante, dimensões e composição dos microplásticos identificados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após aplicação do protocolo de revisão, obteve-se uma bibliografia composta por 39 artigos que analisaram a poluição microplástica em ambientes de água doce, identificando os polímeros encontrados, a qual inclui publicações datadas de 2013 a 2020, apontando que o tema é ainda emergente, já que não houve recorte temporal nas buscas. A emergência de pesquisas com foco na identificação de polímeros em microplástico pode encontrar explicação no fato de que, embora partículas de plástico em microescala tenham sido observadas pela primeira vez no ambiente marinho no início dos anos 1970 (BUCHANAN, 1971), apenas em 2004 o termo “microplástico” se tornou comum, após o estudo de Thompson *et al.* (2004).

Neste mesmo contexto, observa-se pela evolução temporal das publicações, apresentada na Figura 2(A), o aumento expressivo na quantidade de estudos, notadamente após 2015, ano em que não houve publicação, até 2019, com 16 publicações. O ano de 2020 aponta um crescimento ainda mais acentuado, pois contabiliza 8 publicações, com apenas 23 dias corridos neste ano até a data das buscas.

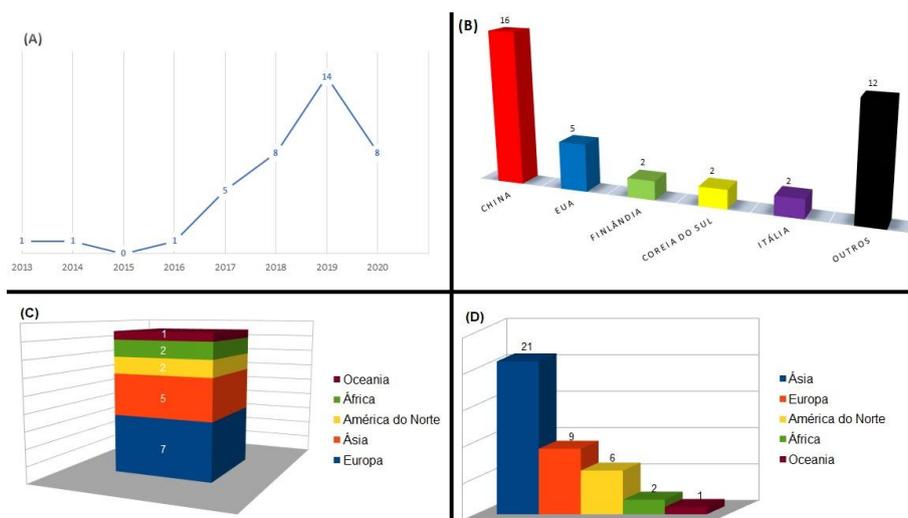


FIGURA 2
Distribuição temporal e geográfica das publicações

O aumento do número de pesquisas é esperado, tendo em vista a preocupação científica e social emergente devida ao massivo aumento na produção global de plásticos (BORDÓS *et al.*, 2019; HE *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2017), que foi de 1,5 milhão de toneladas na década de 1950 a 359 milhões de toneladas em 2018 (PLASTICS EUROPE, 2019).

Geograficamente, conforme Figura 2(B), observa-se estudos em 17 nações, com elevada concentração de publicações referentes a estudos realizados na China, responsável por 30% do plástico produzido no mundo em 2018 (PLASTICS EUROPE, 2019) e que sozinha angariou mais de 40% dos estudos analisados. Com a segunda maior quantidade de publicações, Estados Unidos da América (EUA) somou apenas 5 publicações, ou 12,8% do total analisado. Finlândia, Itália e Coreia do Sul contaram 2 artigos cada e os demais 12 países, apenas 1 caso.

Na análise da distribuição dos estudos por país, considerando seus continentes, há predominância entre Europa e Ásia, conforme Figura 2(C). Em oposição, não foi verificado estudo realizado na América do Sul, o que é surpreendente, visto a importância e quantidade de atenção que a Amazônia, especialmente a brasileira, tem arrecadado, não só na academia, mas em grande parte da sociedade global. Neste sentido, corroboram Val *et al.* (2017) ao argumentarem que a dimensão e amplitude dos recursos hídricos amazônicos têm a capacidade de afetar todos os ecossistemas naturais e humanos na região.

Olhando as quantidades de publicações por continente, apresentada na Figura 2(D), é nítida a preponderância asiática, sendo que tal fato parece ser devido às publicações chinesas, que respondem por mais de 76% dos estudos realizados naquele continente e aqui analisados.

Quanto aos periódicos, a distribuição das publicações se deu por 15 diferentes títulos, com fator de impacto (Journal Citation Reports - JCR) médio de 3,984, sendo Science of the Total Environment o que mais publicou, com 10 artigos, dos quais metade em 2020, demonstrando maior atenção recente do periódico ao tema, visto, novamente, a data em que as buscas pela bibliografia do presente estudo aconteceram.

É interessante notar que, neste trabalho, além de não terem sido encontrados estudos realizados na América do Sul, não se observou nenhuma publicação em periódico nacional. No Quadro 3 constam mais informações acerca dos periódicos incluídos nesta revisão.

QUADRO 3
Periódicos incluídos na revisão

PERIÓDICO	ISSN	QUALIS	JCR	PUBLICAÇÕES
Science of the Total Environment	0048-9697	A1	5,589	10
Environmental Pollution	0269-7491	A1	5,714	6
Environmental Science and Technology	0013-936X	A1	7,149	5
Marine Pollution Bulletin	0025-326X	A1	3,782	4
Int. Journal of Environmental Research & Public Health	1661-7827	A2	2,468	2
Chemosphere	0045-6535	A1	5,108	2
Environmental Science and Pollution Research	0944-1344	A2	2,914	2
EnvironmentAsia	1906-1714	*	*	1
Environmental Toxicology and Pharmacology	1382-6689	A2	3,061	1
Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology	0007-4861	A4	1,650	1
Water Environment Research	1554-7531	B3	1,240	1
Environmental Chemistry Letters	1610-3653	A2	4,617	1
Water Research	0043-1354	A1	7,913	1
Environmental Monitoring & Assessment	0167-6369	A2	1,959	1
Estuarine, Coastal and Shelf Science	0272-7714	A2	2,611	1

* Não foram encontrados os dados sobre o periódico

Os estudos incluídos nesta revisão aconteceram em diversos tipos de ambientes, como rios, lagos, lagoas, reservatórios de água fluvial e pluvial, estuários e até manguezais, tendo em vista que os dois últimos possuem um gradiente de transição entre rio e mar, havendo, portanto, variações de água doce e salgada devido à influência das marés.

Houve uma maioria de estudos realizados a partir da análise das águas superficiais de rios e lagos, entretanto estudos com análise de sedimentos também foram incluídos, já que por fatores como de densidade e condições hidrológicas, determinadas partículas podem afundar e permanecer sedimentadas. Assim, 11 estudos analisaram exclusivamente amostras de sedimentos, 18 somente água superficial, 5 analisaram tanto sedimentos quanto água superficial e 2 amostraram água em outras profundidades. Os 3 estudos restantes analisaram gelo e neve, água do sistema de drenagem pluvial urbano e os detritos à margem de um rio. Neste ponto, é relevante registrar que alguns estudos incluídos também analisaram partículas ingeridas por peixes, mas como este não era o foco desta revisão, estes dados não foram considerados.

As metodologias para coleta, separação de poluentes microplásticos ainda não encontram uma padronização na literatura, de forma que há bastantes diferenças quanto aos procedimentos. Há estudos que realizaram amostragem de determinado volume de água, como por exemplo Wang, G. *et al.* (2020) que coletaram através de um tambor de aço inoxidável ou Uurasjärvi *et al.* (2020), que amostraram água por um sistema de bombeamento e filtragem ao mesmo tempo que coletaram resíduos superficiais com rede de arrasto de malha de 333µm.

Questões procedimentais também estão ligadas a situações ainda não solucionadas, como a utilização de filtragem com equipamentos de diferentes porosidades, que provavelmente captarão quantidades incomparáveis de detritos. Nesse contexto, interessa destacar o estudo de Pivokonsky *et al.* (2018), que captou as menores partículas, utilizando um sistema de filtragem com porosidade de 0,2 µm, entretanto

as partículas de tamanho $<1 \mu\text{m}$ foram descartadas sob a justificativa de que não poderiam ser analisadas com credibilidade em termos de composição material. Portanto, partículas plásticas $<1\mu\text{m}$ raramente foram submetidas à investigação e nem satisfatoriamente quantificadas em águas naturais (PIVOKONSKY *et al.*, 2018).

Neste contexto é relevante destacar que, de acordo com a Organização Mundial de Saúde (WHO, 2019), não existem estudos sobre os impactos da ingestão de microplásticos na saúde humana, mas apenas um número limitado de estudos em animais, em que alguns dados sugerem absorção muito limitada e impacto de partículas $<50\mu\text{m}$ em condições de laboratório com altas concentrações, mas a relevância para os seres humanos é desconhecida.

As diferenças de métodos tornam difíceis eventuais comparações e levam a uma variedade na forma de apresentação dos resultados destes estudos. Assim, há os que apresentam os detritos encontrados numa relação de itens por litro de água, itens por km^2 de área superficial ou outros em itens por m^3 de água. Já os estudos que amostraram sedimentos apresentam maior padronização, apresentando, por exemplo, em sua maioria, a quantidade de poluentes em unidades por kg de sedimento seco. Assim, aqui os dados serão discutidos conforme foram tratados originalmente pelos autores dos trabalhos, a fim de manter as dimensões originais.

Desta forma, os estudos encontraram diferentes quantidades de microplástico nos ambientes analisados, desde pequenas quantidades, como no Rio Hudson, EUA, onde Cohen *et al.* (2019) contabilizaram de 0,19 a 3,33 partículas por metro cúbico de água (p/m^3) até quantidades elevadas, como no Rio Pearl, ao sul da China, em que houve amostras nas quais Yan *et al.* (2019) encontraram até $53.250 \text{ p}/\text{m}^3$.

Ao considerar estudos que relataram partículas por litro (p/L), também no Rio Pearl, Fan *et al.* (2019) encontraram 0,14 p/L na primavera e 1,96 p/L no verão, enquanto Pivokonsky *et al.* (2018) encontraram, em estações de tratamento da República Tcheca, até 4.464 p/L em água bruta (não tratada), com percentuais de remoção, após tratamento, variando de 66 a 86%, indicando que mesmo após processamento visando tornar a água potável, micropartículas são enviadas às pessoas, via sistema de abastecimento.

Estudos com amostras de sedimentos encontraram desde 0 a 108 partículas por quilograma de sedimento seco (p/kg) em Uganda, no lago Vitória, (EGESSA *et al.*, 2020) até 260 a 11.070 p/kg no Rio Reno, em território alemão (MANI *et al.*, 2019).

Os dados relativos à quantidade de partículas demonstram primeiramente que a contaminação microplástica parece ser algo bastante disperso, já que todos os estudos analisados encontraram os contaminantes em diversas de suas amostras e mais, diversos estudos verificaram microplásticos em 100% das amostras coletadas, apontando para a poluição generalizada (HENDRICKSON; MINOR; SCHREINER, 2018; HORTON *et al.*, 2017b; LENAHER *et al.*, 2019; MANI *et al.*, 2019; PARK *et al.*, 2020; WANG, G. *et al.*, 2020; WANG, Z. *et al.*, 2019; WEN *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2017). Ainda neste ínterim, os dados demonstram que é grande a amplitude dos níveis de contaminação em diferentes locais, o que exige estratégias de gestão pensadas para os diferentes cenários, levando-se em conta, principalmente, questões culturais e de ocupação das áreas afetadas.

Para a identificação química das partículas, todos os estudos lançaram mão da espectroscopia, sendo, na maioria das vezes, utilizada como único método. Técnicas de espectroscopia se baseiam na interação entre radiação eletromagnética e matéria e são ferramentas eficazes para caracterização de materiais em qualquer campo do conhecimento (FARIA; AFONSO; EDWARDS, 2002). As medidas do espectro de absorção ou emissão de radiação por uma matéria permitem elaborar modelos e conhecer as estruturas atômicas dos materiais (LEITE; PRADO, 2012). Assim, 27 estudos utilizaram a espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) e 12 usaram espectroscopia Raman.

As análises encontraram diversos tipos de poluentes, sendo o polipropileno o mais comum, verificado em 33 estudos, significando que em 84% dos ambientes este composto foi identificado. No Quadro 4 são

apresentados os 10 polímeros mais encontrados em partículas microplásticas nos ambientes de água doce estudados.

QUADRO 4
Polímeros mais encontrados em partículas microplásticas

POLÍMERO	SIGLA	ESTUDOS EM QUE FOI IDENTIFICADO
Polipropileno	PP	33
Poliétileno	PE	29
Poliestireno	PS	22
Poliétileno tereftalato	PET	16
Poliarnida	PA	9
Poliésteres	PES	7
Policloreto de vinila	PVC	4
Poliétileno-propileno	PEP	2
Poliétileno clorado	CPE	2
Etileno-propileno-dieno	EPDM	1

Os dados das pesquisas apresentaram diversificada amplitude na proporcionalidade dos polímeros em relação à totalidade dos detritos identificados. Li *et al.* (2020) calcularam que as partículas de PP encontradas em manguezais do sul da China representaram 67,47% de todo o microplástico identificado. Na Tailândia, Ta e Babel (2019) identificaram 25,3% do mesmo polímero nas águas do Rio Chao Phraya, enquanto em águas do sistema de drenagem pluvial urbano de Tijuana, no México, Piñon-Colin *et al.* (2020), contabilizaram 3,2% do micropoluinte.

Materiais como PP, PE, PS e PVC possuem preços baixos, grande produção e uso diversificado na indústria e na vida cotidiana (WANG, G. *et al.*, 2020), são matéria-prima comum para produtos plásticos, como ferramentas de pesca, utensílios domésticos, brinquedos, sacos, tubos, garrafas e outros recipientes, já o PS e PE são geralmente usados na fabricação e embalagens (DI *et al.*, 2019).

O PET é usado em roupas há muitos anos e, por suas excelentes propriedades termoplásticas, também é usado em quase todas as garrafas plásticas de bebidas. Da mesma forma, PA, popularmente conhecida como nylon, é matéria prima útil, com fibras de alta resistência, capazes de substituir fibras naturais e até mesmo fios metálicos em vestuário e indústria (WEN *et al.*, 2018).

As fibras, aliás, foram a morfologia mais encontrada nas pesquisas, somando-se 19 estudos nos quais esta foi a forma mais abundante, destacando-se que dos 39 artigos incluídos na análise, 34 identificaram as formas dos detritos. Os fragmentos vieram em seguida, sucedidos por filmes e espuma, com 9, 5, e 1 estudos respectivamente.

Uma fibra pode ser definida como um detrito de aparência esbelta e muito alongada, geralmente um pedaço de plástico roscado, devido ao seu processo de extrusão. Filmes são uma peça fina contínua de material, em geral derivado de detritos plásticos grandes, como sacos ou invólucros. Fragmentos podem ser definidos como partes de plásticos maiores que vão sendo quebrados em formas menores, resultando em bordas irregulares. As espumas são definidas como materiais poliméricos que foram dispersos com um grande número de microporos gasosos (MILLER *et al.*, 2017; SU *et al.*, 2016; WEN *et al.*, 2018).

Nos estudos aqui analisados, a proporção de fibras encontradas variou bastante, havendo estudos nos quais o máximo da forma representou 45% (LENAKER *et al.*, 2019) e casos com mais de 99% das micropartículas classificadas como fibras, como o estudo de Scopetani *et al.* (2019), que analisou amostras de neve, gelo e sedimentos do Lago Vesijärvi, na Finlândia.

Grandes concentrações de fibras podem ser atribuídas principalmente à lavagem de roupas. Há estimativas de que águas residuais de lavanderia contêm concentrações superiores a 1.900 fibras por lavagem (PIÑON-COLIN *et al.*, 2020). Dris, Gasperi e Tassin (2018) encontraram uma concentração muito maior em efluentes de máquinas de lavar na cidade de Paris, entre 8.850 e 35.500 fibras por litro para lavagem de roupas feitas de fibras naturais e sintéticas. De Falco *et al.* (2018) estimaram que uma carga de 5 kg de roupas de fibra de poliéster, produz até 6.000.000 de fibras, cerca de 8.000 fibras por litro de efluente.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A revisão sistemática da literatura permitiu identificar os polímeros mais abundantes na composição dos microplásticos encontrados em ambientes de água doce, bem como as fibras como a forma de microplástico mais, o que é atribuído principalmente às fontes têxteis e atividades de lavagem, o que indica haver necessidade de se pensar e implementar tecnologias capazes de reter tais partículas durante procedimentos de lavagem bem como no tratamento destas águas residuais.

O forte crescimento do número de estudos relacionados à identificação polimérica de microplásticos em água doce, parece refletir preocupações da sociedade com este recurso fundamental e com o acelerado aumento da produção de plástico.

Enquanto técnicas de espectroscopia são consenso para identificação química das micropartículas, não existem métodos de coleta e separação consolidados junto à comunidade científica, tornando complexa a comparação entre estudos o que, somada à concentração de estudos nas regiões europeia e asiática frente a ausência de pesquisas em outras regiões, torna inviável, no momento, a obtenção de uma fotografia nítida do cenário real da contaminação microplástica em água doce no mundo. Métodos padronizados permitirão reprodutibilidade e comparação de resultados, levando à qualidade dos dados necessários à realização de avaliações.

Adicionalmente, limitações das tecnologias disponíveis para análise da composição química de micropartículas, impedem identificar com confiabilidade detritos menores que 1 μm , tornando desconhecida esta faixa de contaminação.

Como principal limitação deste estudo, cita-se a abrangência de apenas 3 bases de dados internacionais e recomenda-se, para pesquisas vindouras, estudos nas regiões ainda não contempladas, como a América do Sul, além de estudos que busquem saber mais acerca das consequências da contaminação à saúde dos seres que vivem nestes ambientes, bem como de seres humanos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALIMI, O. S. *et al.* Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport. *Environmental Science and Technology*, v. 52, n. 4, p. 1704–1724, 2018. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b05559>. Acesso em: 30 out. 2019.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO - ABIPLAST. *Conceitos básicos sobre materiais plásticos*. ABIPLAST, 2014. Disponível em: http://file.abiplast.org.br/download/links/links_2014/materiais_plasticos_para_site_vf_2.pdf.

REFERÊNCIAS

BARNES, D. K. A. *et al.* Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 364, n. 1526, p. 1985–1998, 2009. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2008.0205>. Acesso em: 30 out. 2019.

REFERÊNCIAS

BELARMINO, P. H. P. *et al.* Resíduos sólidos em manguezal no Rio Potengi (Natal, RN, Brasil): relação com a localização e usos. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, Lisboa, v. 14, n. 3, p. 447–457, 2014. Disponível em: http://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-451_Belardino.pdf. Acesso em: 1 set. 2019.

REFERÊNCIAS

BERGMANN, M. *et al.* White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Science Advances*, v. 5, n. 8, p. 1–10, 2019. Disponível em: <http://advances.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/sciadv.aax1157>. Acesso em: 1 set. 2019.

MICROPLÁSTICO E ÁGUA DOCE: POLÍMEROS ABUNDANTES

BERTICELLI, R.; PANDOLFO, A.; KORF, E. P. Gestão integrada de resíduos sólidos urbanos: perspectivas e desafios. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, Florianópolis, v. 5, n. 2, p. 711–744, 2017. Disponível em: http://www.portaldeperiodicos.unisul.br/index.php/gestao_ambiental/article/view/3624. Acesso em: 13 maio. 2019.

BLETTLER, M. C. M. *et al.* Freshwater plastic pollution: Recognizing research biases and identifying knowledge gaps. *Water Research*, v. 143, n. 15, p. 416–424, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.015>. Acesso em: 24 nov. 2019.

BORDÓS, G. *et al.* Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. *Chemosphere*, v. 216, p. 110–116, 2019. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653518319714>. Acesso em: 16 fev. 2020.

BUCHANAN, J. B. Pollution by synthetic fibres. *Marine Pollution Bulletin*, v. 2, n. 2, p. 23, 1971. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0025326X71901366>. Acesso em: 10 maio. 2020.

CAI, L. *et al.* Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, n. 32, p. 24928–24935, 2017. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-017-0116-x>. Acesso em: 25 out. 2019.

COHEN, J. H. *et al.* Observations and Simulations of Microplastic Debris in a Tide, Wind, and Freshwater-Driven Estuarine Environment: the Delaware Bay. *Environmental Science & Technology*, v. 53, n. 24, p. 14204–14211, 2019. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.9b04814>. Acesso em: 11 fev. 2020.

COSTA, M. F.; BARLETTA, M. Microplastics in coastal and marine environments of the western tropical and sub-tropical Atlantic Ocean. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, v. 17, n. 11, p. 1868–1879, 2015. Disponível em: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2015/EM/C5EM00158G#!divAbstract>. Acesso em: 14 nov. 2019.

COUTINHO, B. C. *et al.* A importância e as vantagens do polihidroxibutirato (plástico biodegradável). *HOLOS*, v. 3, p. 76–81, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.15628/holos.2004.49>. Acesso em: 5 nov. 2020.

COX, K. D. *et al.* Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science & Technology*, v. 53, n. 12, p. 7068–7074, 2019. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.9b01517>. Acesso em: 6 dez. 2019.

- DE FALCO, F. *et al.* Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. *Environmental Pollution*, v. 236, p. 916–925, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749117309387>. Acesso em: 3 jun. 2020.
- DEUS, R. M.; BATTISTELLE, R. A. G.; SILVA, G. H. R. Resíduos sólidos no Brasil: Contexto, lacunas e tendências. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 20, n. 4, p. 685–698, 2015. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522015000400685. Acesso em: 2 nov. 2019.
- DI, M. *et al.* Manuscript prepared for submission to environmental toxicology and pharmacology pollution in drinking water source areas: Microplastics in the Danjiangkou Reservoir, China. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, v. 65, p. 82–89, 2019. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1382668918303193>. Acesso em: 9 maio. 2020.
- DRIS, R. *et al.* Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, v. 104, n. 1–2, p. 290–293, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>. Acesso em: 25 out. 2019.
- EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R. C.; ALDRIDGE, D. C. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, v. 75, p. 63–82, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>. Acesso em: 8 nov. 2019.
- DRIS, R.; GASPERI, J.; TASSIN, B. Sources and Fate of Microplastics in Urban Areas: A Focus on Paris Megacity. In: WAGNER, M.; LAMBERT, S. (Eds.). *Freshwater Microplastics#: Emerging Environmental Contaminants?* Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 69–83.
- EGESSA, R. *et al.* Occurrence, distribution and size relationships of plastic debris along shores and sediment of northern Lake Victoria. *Environmental Pollution*, v. 257, p. 113442, 2020. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749119323644>. Acesso em: 10 fev. 2020.
- FAN, Y. *et al.* Distribution, sedimentary record, and persistence of microplastics in the Pearl River catchment, China. *Environmental Pollution*, v. 251, p. 862–870, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.056>. Acesso em: 14 fev. 2020.
- FARIA, D. L. A.; AFONSO, M. C.; EDWARDS, H. Espectroscopia Raman: Uma nova luz no estudo de bens culturais. *Revista do Museu de Arqueologia e Etnologia*, São Paulo, n. 12, p. 249–267, 2002. Disponível em: <http://www.revistas.usp.br/revmae/article/download/109452/107926>. Acesso em: 26 maio. 2020.
- HE, B. *et al.* Abundance, distribution patterns, and identification of microplastics in Brisbane River sediments, Australia. *Science of The Total Environment*, v. 700, p. 134467, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719344584?via%3Dihub>. Acesso em: 28 fev. 2020.
- HENDRICKSON, E.; MINOR, E. C.; SCHREINER, K. Microplastic Abundance and Composition in Western Lake Superior As Determined via Microscopy, Pyr-GC/MS, and FTIR. *Environmental Science & Technology*, v. 52, n. 4, p. 1787–1796, 2018. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b05829>. Acesso em: 18 fev. 2020.
- HORTON, A. A. *et al.* Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK – Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin*, v. 114, n. 1, p. 218–226, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.004>. Acesso em: 21 fev. 2020.
- HORTON, A. A. *et al.* Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the Total Environment*, v. 586, p. 127–141, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>. Acesso em: 9 nov. 2019.
- IÑIGUEZ, M. E.; CONESA, J. A.; FULLANA, A. Microplastics in spanish table salt. *Scientific Reports*, v. 7, n. 1, p. 1–7, 2017. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-017-09128-x.pdf>. Acesso em: 25 out. 2019.
- KIM, J. S. *et al.* Global pattern of microplastics (MPs) in commercial food-grade Salts: sea salt as an Indicator of seawater MP pollution. *Environmental Science and Technology*, v. 52, n. 21, p. 12819–12828, 2018. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.8b04180>. Acesso em: 1 nov. 2019.

- KOSUTH, M.; MASON, S. A.; WATTENBERG, E. V. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLoS ONE*, v. 13, n. 4, p. 1–19, 2018. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0194970>. Acesso em: 25 out. 2019.
- LEHNER, R. *et al.* Emergence of Nanoplastic in the Environment and Possible Impact on Human Health. *Environmental Science & Technology*, v. 53, n. 4, p. 1748–1765, 2019. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.8b05512>. Acesso em: 6 dez. 2019.
- LEITE, D. de O.; PRADO, R. J. Espectroscopia no infravermelho: uma apresentação para o Ensino Médio. *Revista Brasileira de Ensino de Física*, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 1–9, 2012. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1806-11172012000200015&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 26 maio. 2020.
- LENAKER, P. L. *et al.* Vertical Distribution of Microplastics in the Water Column and Surficial Sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan. *Environmental Science & Technology*, v. 53, n. 21, p. 12227–12237, 2019. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.9b03850>. Acesso em: 20 fev. 2020.
- LI, R. *et al.* The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China. *Science of The Total Environment*, v. 708, p. 135025, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135025>. Acesso em: 22 fev. 2020.
- MANI, T. *et al.* Microplastic Pollution in Benthic Midstream Sediments of the Rhine River. *Environmental Science & Technology*, v. 53, n. 10, p. 6053–6062, 2019. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.9b01363>. Acesso em: 14 fev. 2020.
- MARTINELLI FILHO, J. E.; MONTEIRO, R. C. P. Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*, v. 145, n. August, p. 219–223, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.049>. Acesso em: 14 nov. 2019.
- MILLER, R. Z. *et al.* Mountains to the sea: River study of plastic and non-plastic microfiber pollution in the northeast USA. *Marine Pollution Bulletin*, v. 124, n. 1, p. 245–251, 2017. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X17306094>. Acesso em: 19 fev. 2020.
- MOHER, D. *et al.* Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses#: The PRISMA Statement. *PLoS Medicine*, v. 6, n. 7, p. 1–6, 2009. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosmedicine/article?id=10.1371/journal.pmed.1000097>. Acesso em: 24 nov. 2019.
- OLIVATTO, G. P. *et al.* Microplásticos: contaminantes de preocupação global no antropoceno. *Revista Virtual de Química*, Niterói, v. 10, n. 6, p. 1968–1989, 2018. Disponível em: <http://rvq-sub.s bq.org.br/index.php/rvq/article/view/2974>. Acesso em: 2 nov. 2019.
- PARK, T. J. *et al.* Occurrence of microplastics in the Han River and riverine fish in South Korea. *Science of The Total Environment*, v. 708, p. 134535, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134535>. Acesso em: 22 fev. 2020.
- PETTIPAS, S.; BERNIER, M.; WALKER, T. R. A. Canadian policy framework to mitigate plastic marine pollution. *Marine Policy*, v. 68, p. 117–122, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.02.025>. Acesso em: 23 nov. 2020.
- PIÑON-COLIN, T.J. *et al.* Microplastics in stormwater runoff in a semiarid region, Tijuana, Mexico. *Science of The Total Environment*, v. 704, p. 135411, 2020. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004896971935404X>. Acesso em: 9 maio. 2020.
- PIVOKONSKY, M. *et al.* Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of the Total Environment*, v. 643, p. 1644–1651, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.102>. Acesso em: 17 fev. 2020.
- PLASTICS EUROPE. *Plastics - the Facts 2019: an analysis of european plastics production, demand and waste data*, 2019. Disponível em: <https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data>. Acesso em: 15 maio. 2020.
- SAUNDERS, M.; LEWIS, P.; THORNHILL, A. *Research Methods for Business Students*. 7. ed. Harlow: Pearson, 2016. E-book.

- SCHYMANSKI, D. *et al.* Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy#: release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Research*, v. 129, n. 1, p. 154–162, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.011>. Acesso em: 25 out. 2019.
- SCOPETANI, C. *et al.* Assessment of microplastic pollution: occurrence and characterisation in Vesijärvi lake and Pikku Vesijärvi pond, Finland. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, n. 11, p. 1–17, 2019. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10661-019-7843-z>. Acesso em: 13 fev. 2020.
- SU, L. *et al.* Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, v. 216, p. 711–719, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>. Acesso em: 21 fev. 2020.
- TA, A.; BABEL, S. Microplastic pollution in surface water of the chao phraya river in ang thong area. *Environment Asia*, v. 12, n. Special Issue, p. 48–53, 2019. Disponível em: [http://www.tshe.org/ea/pdf/EA12\(Special\)_06.pdf](http://www.tshe.org/ea/pdf/EA12(Special)_06.pdf). Acesso em: 11 maio. 2020.
- THOMPSON, R. C. *et al.* Lost at Sea: where is all the plastic? *Science*, v. 304, n. 5672, p. 838–838, 2004. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/304/5672/838>. Acesso em: 10 maio. 2020.
- UNEP. *Marine litter, an analytical overview*. Nairobi: United Nations Environment Programme (UNEP), 2005. Disponível em: <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/8348>. Acesso em: 26 nov. 2019.
- UNEP. *UNEP Year Book: Emerging Issues in Our Global Environment 2014*. Nairobi: United Nations Environment Programme (UNEP), 2014. Disponível em: <http://hdl.handle.net/20.500.11822/9130>. Acesso em: 26 nov. 2019.
- UNEP. *Marine plastic debris and microplastics: global lessons and research to inspire action and guide policy change*. Nairobi: United Nations Environment Programme (UNEP), 2016. Disponível em: <http://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/7720>. Acesso em: 26 nov. 2019.
- UURASJÄRVI, E. *et al.* Microplastic concentrations, size distribution, and polymer types in the surface waters of a northern European lake. *Water Environment Research*, v. 92, n. 1, p. 149–156, 2020. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/wer.1229>. Acesso em: 10 fev. 2020.
- VAL, A. L. *et al.* Amazonia: water resources and sustainability. In: BICUDO, C. E. M.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHL, M. C. (Eds.). *Waters of Brazil: strategic analysis*. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 73–88. E-book. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-41372-3_6. Acesso em: 12 dez. 2019.
- VELLOSO, M. P. Os restos na história: percepções sobre resíduos. *Ciência & Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v. 13, n. 6, p. 1953–1964, 2008. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232008000600031&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 2 nov. 2019.
- WAGNER, M. *et al.* Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, v. 26, n. 12, p. 1–9, 2014. Disponível em: <https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-014-0012-7>. Acesso em: 9 nov. 2019.
- WANG, G. *et al.* Occurrence and pollution characteristics of microplastics in surface water of the Manas River Basin, China. *Science of The Total Environment*, v. 710, p. 136099, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136099>. Acesso em: 9 fev. 2020.
- WANG, Z. *et al.* Microplastic contamination in freshwater: first observation in Lake Ulansuhai, Yellow River Basin, China. *Environmental Chemistry Letters*, v. 17, n. 4, p. 1821–1830, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10311-019-00888-8>. Acesso em: 11 fev. 2020.
- WEN, X. *et al.* Microplastic pollution in surface sediments of urban water areas in Changsha, China: Abundance, composition, surface textures. *Marine Pollution Bulletin*, v. 136, n. September, p. 414–423, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.043>. Acesso em: 15 fev. 2020.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Microplastics in drinking-water*. Geneva: World Health Organization, 2019. Disponível em: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/microplastics-in-drinking-water/en/. Acesso em: 29 de jun. 2020.

- YAN, M. *et al.* Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou city and Pearl River estuary, China. *Chemosphere*, v. 217, p. 879–886, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.093>. Acesso em: 16 fev. 2020.
- ZHANG, K. *et al.* Occurrence and Characteristics of Microplastic Pollution in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir, China. *Environmental Science and Technology*, v. 51, n. 7, p. 3794–3801, 2017. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b00369>. Acesso em: 2 maio. 2020.