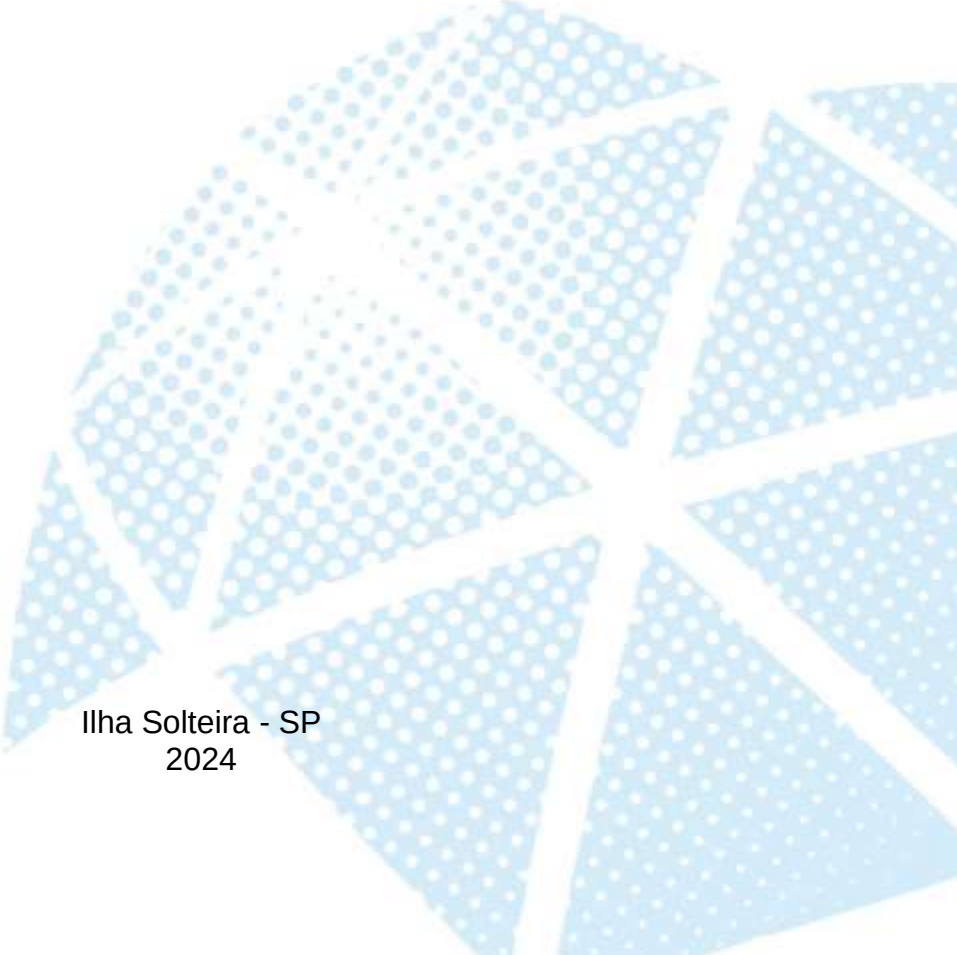


**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE ENGENHARIA
CÂMPUS DE ILHA SOLTEIRA**

PRISCILA ROBERTA BARRETO

**MICROPLÁSTICOS: REVISÃO DOS MÉTODOS DE REMOÇÃO PARA A
PRODUÇÃO DE ÁGUA POTÁVEL**

Ilha Solteira - SP
2024



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MESTRADO
PROFISSIONAL EM REDE NACIONAL EM GESTÃO E REGULAÇÃO
DE RECURSOS HÍDRICOS**

PRISCILA ROBERTA BARRETO

**MICROPLÁSTICOS: REVISÃO DOS MÉTODOS DE REMOÇÃO PARA A
PRODUÇÃO DE ÁGUA POTÁVEL**

Dissertação apresentada à Faculdade de
Engenharia de Ilha Solteira – UNESP como
parte dos requisitos para obtenção do título
de Mestre. Especialidade em Gestão e
Regulação de Recursos Hídricos

Profa. Dra. Juliane Cristina Forti
Orientadora

FICHA CATALOGRÁFICA

Desenvolvida pela Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação

Barreto, Priscila Roberta.

B273m Microplásticos: revisão dos métodos de remoção para a produção de água potável / Priscila Roberta Barreto. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2024
68 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, 2024

Orientador: Juliane Cristina Forti

Inclui bibliografia

1. Micropoluentes. 2. Reservatórios de água. 3. Tratamento de água.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Microplásticos: revisão dos métodos de remoção para produção de água potável

AUTORA: PRISCILA ROBERTA BARRETO

ORIENTADORA: JULIANE CRISTINA FORTI

COORIENTADOR: RENATO GRILLO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em null, área: Regulação e Governança de Recursos Hídricos pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. JULIANE CRISTINA FORTI (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia de Biosistemas / Faculdade de Ciências e Engenharia - UNESP

Profa. Dra. KARINNE REIS DEUSDARÁ LEAL (Participação Virtual)
Instituto de Ciências Puras e Aplicadas / Universidade Federal de Itajubá - UNIFEI

Prof. Dr. WERNER SIEGFRIED HANISCH (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Química / Universidade Federal de São Paulo - UNIFESP

Ilha Solteira, 18 de março de 2024

“Dedico este trabalho ao meu filho amado, cuja presença foi minha constante fonte de apoio e incentivo em cada etapa deste longo percurso. Seu entusiasmo sincero e apoio incondicional foram a luz que iluminou meu caminho. Agradeço por sua inspiração contínua e amor inabalável.”

AGRADECIMENTOS

A Deus, autor e consumidor da minha fé, que me sustentou e me capacitou até aqui.

Ao meu marido pelo amor, apoio, carinho e cuidado, mas principalmente por sempre acreditar em mim.

Ao meu filho, por ter embarcado comigo nesta jornada e por compreender todos os momentos de ausência.

À minha orientadora Profa. Dra. Juliane Cristina Forti pelos ensinamentos.

A todos os professores e colegas do ProfÁgua pelo conhecimento compartilhado e amizade.

Aos gerentes da Sabesp Alexandre dos Santos Bueno e Carla Di Liberato pelo apoio e incentivo.

À querida Rosemeire Laganaro que me apresentou o curso e que sempre me incentivou.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”. Madre Teresa de Calcutá

RESUMO

A produção de plástico em larga escala apresentou um aumento expressivo a partir da década de 1950. No início, não existiam restrições quanto à liberação do plástico no ambiente e, em decorrência disso, toneladas de plásticos foram depositados em aterros sanitários e no meio ambiente desde então. Além de toda problemática direta causada pelos plásticos no meio ambiente, pesquisas recentes apontam um outro problema ambiental associado a eles, os microplásticos. Os microplásticos são considerados poluentes emergentes no ambiente aquático e a sua expansão nos rios, lagos e reservatórios é crescente. Como consequência, muitos estudos identificaram a presença dos microplásticos em diversas matrizes, inclusive na água potável e engarrafada. Nesse sentido, a presente pesquisa aborda a seguinte problematização por meio de revisão bibliográfica: Quais mecanismos apresentam uma eficiência superior a 80% na remoção de microplásticos no processo de tratamento de água potável? No levantamento dos artigos publicados realizado nas plataformas Scopus, Science Direct e Web of Science, foram identificados 97 artigos. A busca foi realizada no período de 2003 a 2023, com as palavras-chave "microplastics", "removal" e "drinking water treatment". Após a pré-análise, foram considerados 08 (oito) artigos, os quais foram submetidos às etapas de exploração do material, categorização e tratamento dos resultados. Com base nos oito artigos avaliados, considerando as diferentes etapas do processo de tratamento de água de cada artigo, de forma geral foi verificado que a coagulação e sedimentação apresentaram eficiência de remoção de 40,5 – 54,5%, a floculação 4,3%, a ozonização apresentou resultados negativos, a clarificação 60 – 67%, a variação da filtração de areia foi de 29 a 85% e a filtração com carvão ativado granular variou de 56,8 a 98% e por fim, a combinação da pré-ozonização com a sedimentação atingiu 76,3% de remoção dos microplásticos. Os estudos que alcançaram uma eficiência de remoção de 90% ou mais foram aqueles que realizaram a avaliação considerando microplásticos com tamanho superior a 20 µm. Nestas pesquisas, a concentração de MPs identificada na água bruta foi inferior a 40 partículas por litro. Sendo assim, as diferentes metodologias de coleta e análise dificultaram a comparação entre os trabalhos, pois a verificação da eficiência de remoção foi conduzida com tamanhos e formas distintas dos microplásticos.

PALAVRAS-CHAVE: Micropoluentes; reservatórios de água, tratamento de água.

ABSTRACT

Large-scale plastic production showed a significant increase from the 1950s onwards. In the beginning, there were no restrictions on the release of plastic into the environment and, as a result, tons of plastics have been deposited in landfills and the environment since then. In addition to all the direct problems caused by plastics in the environment, recent research points to another environmental problem associated with them, microplastics. Microplastics are considered emerging pollutants in the aquatic environment and their expansion in rivers, lakes and reservoirs is increasing. As a consequence, many studies have identified the presence of microplastics in various matrices, including drinking and bottled water. In this sense, this research addresses the following question through a literature review: What mechanisms are more than 80% efficient in removing microplastics in the drinking water treatment process? In the survey of published articles carried out on the Scopus, Science Direct and Web of Science platforms, 97 articles were identified. The search was carried out from 2003 to 2023, with the keywords “microplastics”, “removal” and “drinking water treatment”. After pre-analysis, 08 (eight) articles were considered, which were subjected to the stages of material exploration, categorization and treatment of results. Based on the eight articles evaluated, considering the different stages of the water treatment process of each article, in general it was found that coagulation and sedimentation presented a removal efficiency of 40.5 – 54.5%, flocculation 4 .3%, ozonation showed negative results, clarification 60 – 67%, the variation in sand filtration was from 29 to 85% and filtration with granular activated carbon varied from 56.8 to 98% and finally, the combination Pre-ozonation with sedimentation achieved 76.3% microplastic removal. The studies that achieved removal efficiency equal to or greater than 90% were those that carried out the evaluation considering microplastics larger than 20 μm . In these studies, the concentration of MPs identified in raw water was less than 40 particles per liter. Therefore, the different collection and analysis methodologies made it difficult to compare studies, as the verification of removal efficiency was carried out with different sizes and shapes of microplastics.

KEYWORDS: Micropollutants; water reservoirs, water treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	- Evolução anual da produção de plásticos mundial no período de 2018 a 2021.....	16
Figura 2	- Distribuição global dos usos de plásticos de acordo com a sua aplicação	17
Figura 3	- Percentual de municípios no Brasil com e sem coleta seletiva estruturada	19
Figura 4	- Formação de microplásticos encontrados no ambiente	20
Figura 5	- Processo de formação de microplásticos secundários	22
Figura 6	- (a) Principais atividades antrópicas responsáveis pela emissão dos MPs no ambiente. (b) Principais exemplos de fenômenos que ocorrem em ambientes aquáticos e afetam a distribuição de MP na coluna d'água	22
Figura 7	- Microplásticos presente no Pantanal. Da esquerda para a direita: fibra preta, fibra rosa e fragmento laranja	26
Figura 8	- Concentração de microplásticos em água bruta, água de torneira, água subterrânea e água engarrafada	30
Figura 9	- Países que possuem regulamentações sobre plásticos	37
Figura 10	- Etapas do processo convencional de tratamento de água	39
Figura 11	- Desenvolvimento da pesquisa	41
Figura 12	- Resultado da pesquisa das publicações nas plataformas Scopus, Scielo e Web of Science, utilizando as palavras-chave "microplastics" and "removal" and "drinking water treatment"	42
Figura 13	- Eficiência global média de remoção de microplásticos por autor ..	44
Figura 14	- Etapas do processo de tratamento de água (1 – água bruta, 2 – pré-desinfecção, 3 – floculação, 4 – clarificação, 5 – filtração, 6 – água tratada); (a) imagens dos microplásticos nos diferentes processos e (b) visão na fluorescência	46
Figura 15	- Levantamento realizado por Tang <i>et al.</i> (2022) contendo o número de publicações por ano (a) e o país do primeiro autor correspondente (b)	48
Figura 16	- Eficiência de remoção dos microplásticos de acordo com o processo de tratamento de água potável	52
Figura 17	- Eficiência de remoção em cada etapa do processo de tratamento de água com e sem coagulação	53

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Quadro 1	- Distribuição da produção global referente ao ano de 2021 por tipo de Polímero	17
Quadro 2	- Consolidação dos artigos que atenderam aos critérios de estudo em Estação de Tratamento de água Potável com eficiência de remoção acima de 80%	43
Quadro 3	- Descrição do tamanho, morfologia, tipo de polímero, metodologia de identificação e quantificação dos MPs presentes na água bruta e água tratada	50
Tabela 1	- Eficiência de remoção por processo de tratamento de água potável	48

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	11
2 OBJETIVOS	14
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
3.1 Os Plásticos.....	15
3.1.1 Gestão de resíduos sólidos.....	18
3.2 Os microplásticos (MPs)	20
3.2.1 Microplásticos nos ecossistemas de água doce.....	25
3.2.2 Microplásticos na Água Potável	29
3.2.3 Riscos à saúde humana.....	30
3.2.4 Covid-19 e o aumento da poluição por microplásticos	32
3.3 Legislação aplicada para mitigação dos resíduos plásticos e microplásticos	33
3.4 Tratamento convencional de Água Potável	38
4 MATERIAL E MÉTODOS	40
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
6 CONCLUSÕES.....	57
7 PRODUTO.....	58
REFERÊNCIAS	59

1 INTRODUÇÃO

A produção de plástico em larga escala apresentou um aumento expressivo a partir da década de 1950, sendo publicado, em 1995, um artigo intitulado “Vida descartável”, no qual exaltavam o surgimento de uma nova era da sociedade descartável (Luce, 1955).

No início, não existiam restrições quanto à liberação do plástico no ambiente e, em decorrência disso, um total estimado de 5 bilhões de toneladas de plásticos foram depositados em aterros sanitários e no meio ambiente (Geyer; Jambeck; Lei, 2017). Especificamente para os oceanos, estudos apontam que em média, 10 milhões de toneladas de resíduos plásticos são carregados anualmente para os ecossistemas marinhos (Jambeck *et al.*, 2015; Vargas *et al.*, 2022).

A presença dos resíduos plásticos no ambiente traz consequências ecológicas para os organismos que acabam ingerindo esses itens devido aos seus efeitos nocivos associados aos aditivos químicos presentes, como os ftalatos e bisfenol A. Além dessa problemática direta causada pelos plásticos, pesquisas recentes apontam outro problema ambiental associado ao processo de degradação dos itens plásticos maiores em micropartículas, os microplásticos (Lopes *et al.*, 2019; Oliveira, 2020; Li; Busquets; Campos, 2020; Teotônio, 2020).

Dentre as diversas definições para o termo microplástico, a mais utilizada é a da *National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA)* de 2009 que definiu esses materiais como partículas de polímeros orgânicos sintéticos com tamanho inferior a 5 mm. Em 2020, na publicação da norma “*Plastics – Environmental Aspects – State of Knowledge and Methodologies*” (ISSO/TR 21920:2020), os microplásticos foram definidos como qualquer partícula plástica sólida insolúvel em água com dimensões entre 1 µm e 1000 µm.

Os microplásticos são classificados de acordo com sua origem, sendo os primários aqueles produzidos em tamanhos inferiores a 5 mm, como glitters e esferas utilizadas em cosméticos, enquanto os secundários são originados como subprodutos da degradação de itens plásticos maiores (Oliveira, 2020). A predominância de microplásticos encontrados no ambiente é de origem secundária, resultantes da degradação biótica e abiótica desses plásticos acumulados em diversos ecossistemas (Costa *et al.*, 2016; Teotônio, 2020). A formação dos microplásticos secundários é

influenciada principalmente por forças externas, como biodegradação, fotodegradação e intemperismo químico (Li *et al.*, 2020).

Os microplásticos são considerados poluentes emergentes no ambiente aquático e a sua expansão nos rios, lagos e reservatórios é crescente. Tal fato fez com que houvesse um aumento nos estudos em ambientes de água doce na última década. A maioria dos estudos estão concentrados no ambiente marinho e por isso existem lacunas no conhecimento sobre a ocorrência, transporte e difusão dos microplásticos em mananciais de água doce (Pappis *et al.*, 2021; Yang *et al.*, 2020).

Os primeiros relatos sobre a presença de partículas de microplásticos no ambiente aquático marinho ocorreram no início da década de 70, nos Estados Unidos, na região da Nova Inglaterra, e no Brasil, no litoral do Rio Grande do Sul (Montagner *et al.*, 2021; Rani-Borges; Martins; Pompêo, 2021).

Portanto, para suprir esta lacuna, faz-se necessário o mapeamento da morfologia e composição dos microplásticos nas águas continentais, pois somente assim, será possível determinar quais as fontes e atividades antrópicas têm contribuído para a presença deste micropoluentes nesses ambientes (Li; Busquets; Campos, 2020).

Alguns dos principais impactos ecológicos relacionados aos microplásticos são: (i) o potencial de transferência geográfica de microrganismos, uma vez que a sua superfície é um ambiente favorável para a colonização de diferentes grupos, formando assim biofilmes; (ii) a própria toxicidade dos compostos poliméricos e aditivos utilizados na fabricação de produtos plásticos; (iii) a capacidade de adsorver toxinas e/ou outros compostos presentes nos corpos d'água, os quais podem ser bioacumulados e assim transferidos para toda cadeia trófica (Wagner *et al.*, 2014; Pastor; Aguiló, 2019).

Além dos riscos ao meio ambiente, pouco se sabe sobre os riscos à saúde humana. Alguns estudos apontam a presença de microplásticos tanto em água tratada quanto em água engarrafada (Lam, 2020; Teotônio, 2020). No caso da água tratada, a presença desses micro-sólidos está diretamente ligada com a eficiência de remoção das estações de tratamento de água (Bertoldi *et al.*, 2021). Tal fato se tornou um desafio para as empresas de saneamento.

Sendo assim, são necessários estudos sobre a eficiência de remoção dos microplásticos pelas estações de tratamento de água e como se dá o comportamento

de tais partículas plásticas ao entrarem em contato com os produtos químicos utilizados na produção de água potável (Lapoint *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2020).

Nesse contexto, o escopo da pesquisa em questão se concentra na seguinte problematização: Quais mecanismos apresentam uma eficiência superior a 80% na remoção de microplásticos no processo de tratamento de água potável?

Dessa forma, objetiva-se desenvolver uma revisão bibliográfica sistemática para fornecer uma compreensão geral e atualizada sobre os métodos de remoção e assim relacionar os mecanismos com eficiência acima de 80% para a produção de água potável, a fim de contribuir para o campo acadêmico e fornecer insights para futuras pesquisas, além da elaboração de um material didático.

Este trabalho está relacionado aos seguintes Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS): 3 - Saúde e Bem-Estar; 4 – Educação de qualidade; 5 – Igualdade de gênero; 6 - Água Potável e Saneamento; 9 – Indústria, inovação e infraestrutura; 11 - Cidades e Comunidades Sustentáveis; 12 - Consumo e Produção Responsáveis e 14 - Vida na água.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar os diferentes métodos de remoção de microplásticos aplicados nos processos de tratamento de água potável, com o intuito de identificar soluções eficientes que proporcionem uma taxa de remoção superior a 80%, visando contribuir para a garantia da qualidade da água consumida.

2.2 Objetivos específicos

- Identificar os diversos métodos de remoção de microplásticos utilizados em processos de tratamento de água potável.
- Avaliar a eficiência de remoção de microplásticos de cada método identificado na revisão bibliográfica, destacando aqueles que alcançam taxas superiores a 80%.
- Elaborar um mini ebook dos métodos de tratamento de água potável com eficiência de remoção dos microplásticos acima de 80%.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Os Plásticos

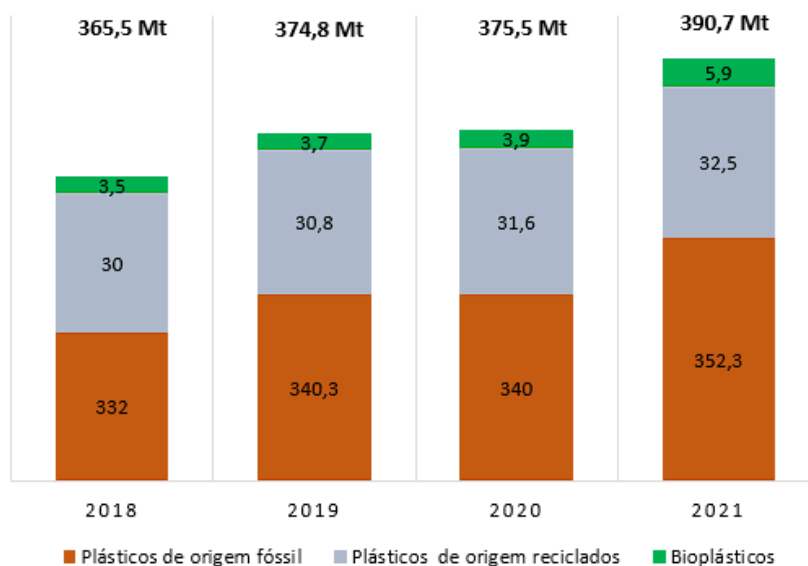
Os plásticos tiveram sua origem em 1900 com o desenvolvimento do primeiro polímero totalmente sintético, conhecido como baquelite. Trata-se de uma resina sintética termofixa produzida a partir da combinação de fenol e formaldeído. A baquelite foi lançada comercialmente em 1910 e é considerada uma das mais importantes invenções do século XX. Sua versatilidade e características únicas permitiram substituir materiais como vidro e papel ao longo do tempo (Abiplast, 2021).

O petróleo desempenha um papel fundamental como matéria-prima na cadeia de produção do plástico. Esse processo tem início com a obtenção da nafta nas refinarias. A nafta passa por um processo de aquecimento na presença de catalisadores, conhecido como craqueamento térmico, que resulta na formação de diversas substâncias, tais como etileno, polipropileno, butadieno, buteno e isobutileno. Em seguida, essas substâncias são transformadas em resinas poliméricas, chamadas de pellets. Como final desse processo, a indústria transformadora de plástico assume a responsabilidade pela fabricação de utensílios plásticos (Olivatto, 2018; Piatti, 2005).

De acordo com a Plastics Europe (2022), no ano de 2021 a produção global de plásticos atingiu a marca de 390,7 milhões de toneladas, neste escopo estão incluídos os termoplásticos (aqueles que podem derreter com o aquecimento e se solidificar com o resfriamento) e os termofixos (aqueles que permanecem no estado sólido após o curamento). Deste total, 32% foram produzidos pela China, 18% pelos países que compõem o tratado Norte Americano de Livre Comércio - NAFTA (Estados Unidos, Canadá e México) e os países da América do Sul somaram 4% da produção mundial.

Na evolução da produção anual desde 2018 apresentada na figura 1, verifica-se que a matéria prima utilizada em sua grande maioria permanece a de origem fóssil, apenas uma pequena parcela é de origem de plásticos reciclados e um número ainda menor de bioplásticos, que são aqueles produzidos a partir de material biológico renovável (Plastic Europe, 2022).

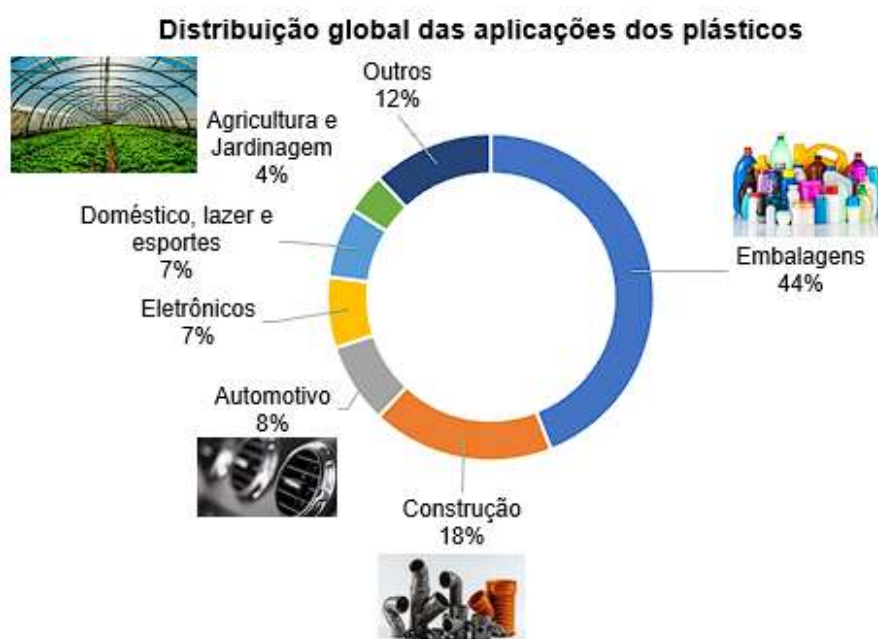
Figura 1 - Evolução anual da produção de plásticos mundial no período de 2018 a 2021.



Fonte: Plastics Europe (2022).

De acordo com os dados da utilização global dos plásticos, os quais estão divididos por suas diversas aplicações (figura 2), verifica-se que pouco menos da metade da produção total é direcionada para a indústria de embalagens. O quadro 1 lista os principais polímeros produzidos, destacando o percentual de produção de cada um deles.

Figura 2 - Distribuição global dos usos de plásticos de acordo com a sua aplicação.



Fonte: Plastics Europe (2022).

Neste contexto global de elevadas produções, as discussões e preocupações relacionadas à utilização indiscriminada do plástico têm aumentado (Lopes *et al.*, 2019), principalmente em função do aumento da poluição desses materiais nos ambientes terrestres e aquáticos (Pereira *et al.*, 2021).

Quadro 1 - Distribuição da produção global referente ao ano de 2021 por tipo de Polímero.

Tipo de Polímero	Produção global
PP (Polipropileno)	19%
PE-LD, -LLD (Polietileno de baixa densidade)	14%
PVC (Policloreto de Vinila)	13%
PE-HD, -MD (Polietileno de alta densidade)	13%
PET (Poli-tereftalato de etileno)	6%
PUR (Poliuretano)	6%
PS, PS-E (Poliestireno)	5%
Outros - termoplásticos	7%
Outros - termofixos	7%
Plásticos reciclados	8%
Bioplásticos	2%

Fonte: Plastics Europe (2022).

Em conjunto com a questão do acúmulo de plástico no ambiente, há uma crescente preocupação com a liberação de aditivos químicos presentes nos plásticos, tais como ftalatos e bisfenol A. Essas substâncias podem ser lixiviadas e, conseqüentemente, transferidas para o ambiente. Esses compostos são altamente tóxicos e podem acarretar desregulação hormonal e outros efeitos prejudiciais tanto para seres humanos quanto para os animais (Teotônio, 2020).

A principal ação para a redução e prevenção da poluição por plásticos no meio ambiente é a adoção de uma economia circular cujo objetivo central seja a permanência dos itens plásticos em circulação por mais tempo possível, com medidas baseadas nos 3 R's, redução, recuperação e reutilização dos plásticos (Interstate Technology & Regulatory Council – ITRC, 2023).

Nesse mesmo sentido, em maio de 2023, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP) fez uma publicação intitulada “Turning of the Tap: How the world can end plastic pollution and create a circular economy”, que destaca a urgência de melhorar a gestão dos resíduos sólidos para enfrentar o desafio global da poluição por plásticos.

3.1.1 Gestão de resíduos sólidos

No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305 de 2010, estabelece a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, tendo como um de seus principais instrumentos a logística reversa, o qual é definido como: *“Instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada (Brasil, 2010, art.3).”*

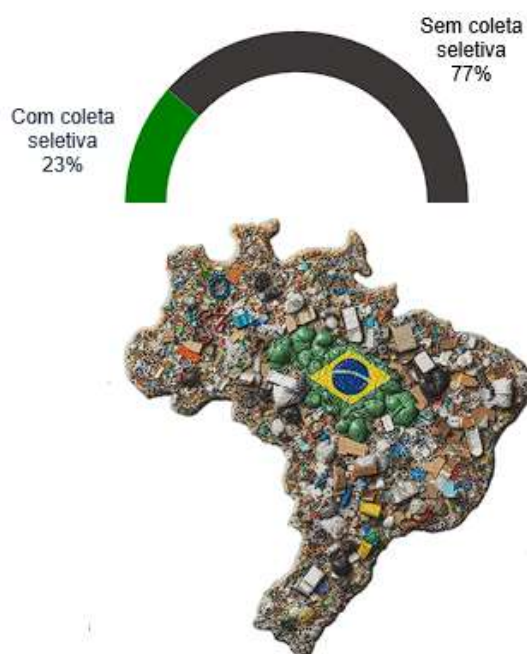
Essa legislação preconiza a implementação da logística reversa para o gerenciamento, além de outros resíduos, aqueles provenientes de embalagens plásticas de produtos de consumo. Nesse modelo, a responsabilidade pela gestão desses resíduos é participativa e dividida entre os atores: fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes e consumidores, visando assim a redução do impacto ambiental e o fomento à sustentabilidade (Brasil, 2010).

Com uma população de mais de 200 milhões de habitantes, o Brasil é um dos países que mais gera resíduos sólidos e com isso, ocupa o 4º lugar no ranking mundial de produção de resíduos plásticos, com aproximadamente 11 milhões de toneladas geradas anualmente (Vargas *et al.*, 2022). Dados de 2022, demonstram que somente 23% dos municípios do país possuem sistemas estruturados de coleta seletiva (Figura 3), o que representa um número muito baixo considerando a obrigatoriedade desta política estabelecida pela PNRS há mais de 10 anos (Associação Nacional dos Catadores e Catadoras de Materiais Recicláveis - ANCAT, 2022).

Os dados apresentados corroboram as dúvidas existentes quanto à efetividade da política desde a sua promulgação, uma vez que a existência da política por si só não garante a melhoria da gestão dos resíduos sólidos em todo território nacional (Neto; Moreira, 2010).

A ineficiência da gestão dos resíduos sólidos é uma das principais causas da poluição por plásticos nos ecossistemas aquáticos e terrestres, e impacta diretamente na qualidade das águas dos mananciais, o que encarece o tratamento da água, além de trazer riscos ao abastecimento da população (Tucci, 2008).

Figura 3 – Percentual de municípios no Brasil com e sem coleta seletiva estruturada.



Fonte: ANCAT (2022).

Além de todas as questões ambientais relacionadas à disposição dos resíduos plásticos mencionadas anteriormente, estudos recentes destacam outro problema

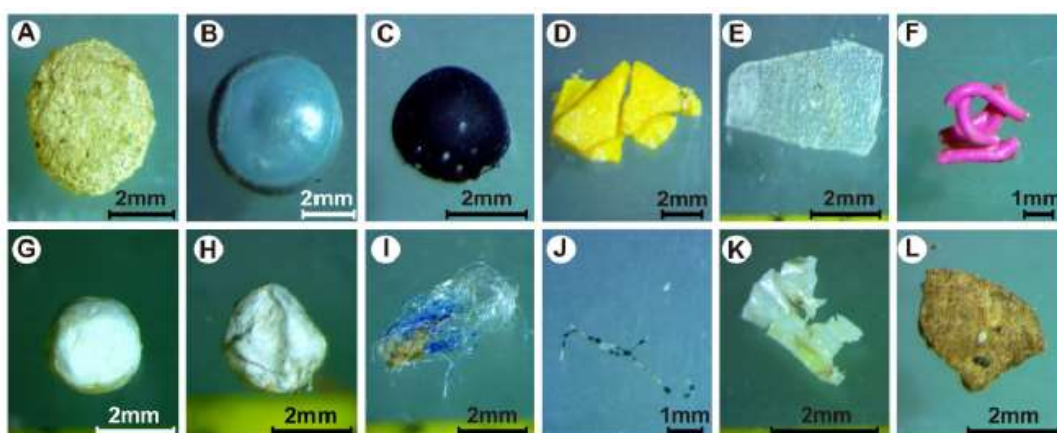
ambiental: os microplásticos (Lopes *et al.*, 2019; Oliveira, 2020; Li; Busquets; Campos, 2020). Diante desse cenário, torna-se imprescindível a adoção de uma gestão eficiente de resíduos sólidos, com o objetivo de mitigar os impactos da poluição plástica no meio ambiente.

3.2 Os microplásticos (MPs)

O termo “microplásticos” foi introduzido por Thompson *et al.* (2004), desde então diversas definições para os MPs surgiram. De acordo com a *National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA)* de 2009, os microplásticos (MPs) são partículas de polímeros orgânicos sintéticos com tamanho inferior a 5 mm. Na publicação de 2020 da norma “*Plastics – Environmental Aspects – State of Knowledge and Methodologies*” (ISO/TR 21920:2020), os MPs foram definidos como qualquer partícula plástica sólida insolúvel em água com dimensões entre 1 μm e 1000 μm .

Os MPs podem ser encontrados principalmente na forma de fibra, esfera, filmes, pellets, espuma e fragmentos (figura 4) e são classificados de acordo com a sua origem, sendo primários aqueles produzidos com tamanhos inferiores a 5mm, como por exemplo as microesferas utilizadas em produtos de higiene, glitter e pellets, ou secundários, que são aqueles originados como produtos da degradação de itens plásticos maiores (Oliveira, 2020; Issac; Kandasubramanian, 2021).

Figura 4 – Formas de microplásticos encontrados no ambiente.



Nota: Tipos de microplásticos: pellets (A, B, C), fragmentos (D, E, F), isopor (G, H), fibras (I, J), filme (K) e espuma (L). Fonte: Corrêa *et al.* (2020).

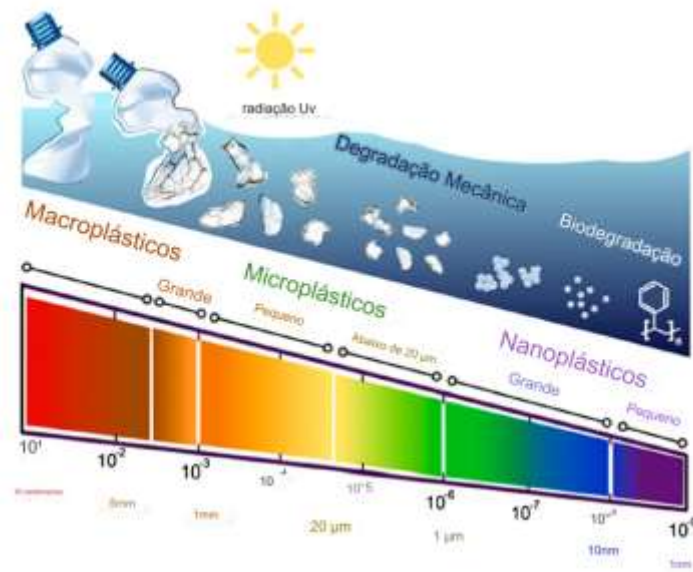
A formação de microplásticos secundários ocorre devido a um conjunto de processos físicos e químicos, incluindo fotodegradação, abrasão, hidrólise e oxidação (figura 5). Esses processos podem ser desencadeados por fatores naturais, como radiação solar, ondas, correntes e variações de temperatura, bem como por influências antropogênicas, como a presença de produtos químicos, alterações de pH e concentração de oxigênio no ambiente aquático (Andrady, 2011; Li; Busquets; Campos, 2020; Kundu *et al.*, 2021).

Em ambientes aquáticos, a fotodegradação é um dos principais processos que desencadeia a degradação dos plásticos na superfície, enquanto na zona afótica, a formação dos MPs secundários ocorre principalmente pela biodegradação por microrganismos (Khoironi *et al.*, 2020).

Os MPs compõem um amplo grupo de contaminantes de preocupação emergente (CPEs), os quais estão relacionados a contaminantes não legislados, mas que podem ser regulamentados futuramente dependendo das pesquisas sobre os potenciais riscos à saúde bem como dos resultados do monitoramento de sua ocorrência (Freire *et al.*, 2023).

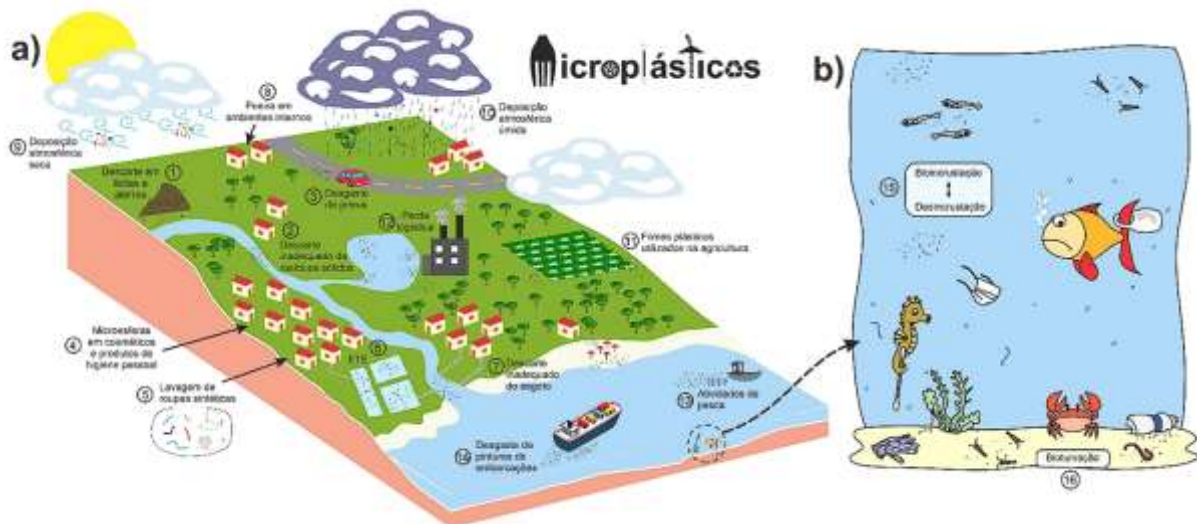
A onipresença dos MPs em todos os ambientes é indiscutível e diversos estudos em diferentes matrizes comprovam a sua existência, que variam desde a descoberta no pico Everest (Napper *et al.*, 2020) até nas profundezas do oceano (Zhang *et al.* 2020). A propagação dessas micropartículas entre os diversos meios pode ocorrer através de múltiplos mecanismos, incluindo eventos de precipitação e transporte atmosférico de partículas com densidades inferiores à da água (Brahney *et al.*, 2020), e vias fluviais. As ações antrópicas são a fonte poluidora de resíduos plásticos no ambiente, as quais podem ser pontuais ou difusas, conforme demonstrado na figura 6 (Montagner *et al.*, 2021).

Figura 5 – Processo de formação de microplásticos secundários.



Fonte: Kundu *et al.* (2021).

Figura 6 – (a) Principais atividades antrópicas responsáveis pela emissão dos MPs no ambiente. (b) Principais exemplos de fenômenos que ocorrem em ambientes aquáticos e afetam a distribuição de MP na coluna d'água.



(1) descarte de resíduos plásticos em lixões e aterros; (2) descarte inadequado de resíduos sólidos no ambiente; (3) desgaste de pneus de borracha; (4) utilização de produtos de higiene pessoal e cosméticos compostos por microesferas poliméricas; (5) lavagem de roupas sintéticas com desprendimento de fibras poliméricas; (6) aporte de microfibras e microesferas no esgoto e entrada na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE); (7) lançamento do esgoto diretamente no ambiente, sem nenhum tratamento; (8) transporte de MP pelo ar na poeira de ambientes internos; (9) transporte de MP pelo ar em ambientes externos via deposição seca e (10) úmida; (11) uso de filmes plásticos na agricultura; (12) perda logística nas atividades industriais com a utilização de pellets; (13) uso de materiais plásticos em atividades pesqueiras e (14) desgaste de pinturas de embarcações. : (15) formação de um biofilme na superfície das partículas de MP - bioincrustação; (15) desprendimento da camada de biofilme no MP - desincrustação e (16) desprendimento de MP aderidos ao sedimento - bioturvação.

Fonte: Montagner *et al.* (2021).

No levantamento realizado por Liao *et al.* (2021), foram investigados os níveis de concentração de MPs presentes no ar de ambientes internos e externos de uma cidade costeira no leste da China com pouco mais de 9 milhões de habitantes. As amostras foram coletadas durante os meses de julho e agosto de 2019, sendo que as de ambiente externo foram coletadas em duas áreas urbanas e em seis locais rurais, já as de ar interno foram coletadas em locais como apartamentos, sala de aula, hospitais e escritórios. Os resultados encontrados identificaram que as concentrações médias de MPs no ar interno ($1,583 \pm 1,180$ partículas por litro) foram maiores do que no ar externo ($0,189 \pm 0,085$ partículas por litro), bem como as concentrações da área urbana ($0,224 \pm 0,070$ partículas por litro) foram maiores do que nas áreas rurais ($0,101 \pm 0,047$ partículas por litro).

Conti *et al.* (2020) quantificaram os MPs presentes nas frutas (maçã e pera) e nos vegetais (couve, alface, cenoura e batata) coletados em seis diferentes pontos de venda na cidade de Catania, na Itália. A maior quantidade de MPs encontrado foi na maçã, que apresentou média de 195.500 (± 128.687) partículas por grama e o que apresentou menor quantidade foi a alface com média de 50.550 (± 25.011) partículas por grama.

Outro estudo que identificou a presença de MPs em alimentos foi feito em Brasília, com a identificação e quantificação em 10 marcas de açúcares comprados em seis supermercados do Distrito Federal. Em média, foram encontrados em cada amostra de açúcar $0,649 \pm 0,736$ partículas por grama, sendo que a maior quantidade encontrada foi de 2,084 partículas por grama e a menor quantidade foi de 0,028 partículas por grama (Paz, 2021).

Mei *et al.* (2022) estudaram a presença de MPs em três tipos de sachês de chás. Constataram que até 94% dos filtros liberaram MPs durante o processo de imersão. Os principais polímeros encontrados foram PET, PP e PE.

Na Turquia foram investigados os níveis de MPs presentes em dez marcas de refrigerantes, como resultado obtido, verificaram que 80% das amostras apresentaram contaminação, onde cada litro de refrigerante apresentou em média nove partículas de microplásticos. Os polímeros identificados nas amostras foram a poliamida (PA), polietileno tereftalato (PET) e polietileno (PE). A origem predominante desses microplásticos foi associada aos processos de fabricação de garrafas e aos substratos empregados na produção de refrigerantes (Altunişik, 2023).

Embora os estudos supracitados apresentem resultados quantitativos, a falta de procedimentos padronizados para amostragem, pré-processamento e análise de MPs é uma lacuna crítica nos estudos, o que dificulta as comparações entre as pesquisas (Li; Liu; Chen, 2018; Koelmans *et al.*, 2019; Estahbanatiá *et al.*, 2021). Com isso, fica evidente a necessidade do estabelecimento de técnicas que permitam a análise simultânea do tamanho, concentração e estrutura química de MPs (Estahbanatiá *et al.*, 2021). Sendo assim, para melhorar o entendimento, a expressão dos resultados dos estudos apresentados neste trabalho foi padronizada para partículas por litro e partículas por grama.

Diversos métodos analíticos têm sido empregados nos estudos de quantificação e qualificação dos MPs, os quais variam em termos de identificação morfológica, composição e tamanho dos MPs (Montagner *et al.*, 2021). Dentre os principais métodos pode-se destacar:

- Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR): Alta seletividade, permitindo a identificação de diferentes tipos de polímeros. Possui capacidade de análise direta em amostras sólidas. No entanto é limitada quanto à sensibilidade em baixas concentrações e possui dificuldade na detecção de partículas muito pequenas.
- Espectroscopia Raman: Boa seletividade para diferentes tipos de polímeros e não requer pré-tratamento extenso de amostras. Raman destaca-se por sua capacidade de alcançar resolução espacial sub-micrométrica com a análise de MPs menores que 20 μm .
- Microscopia Óptica: Possibilidade de análise visual direta, com capacidade de determinar morfologia e tamanho das partículas. No entanto, é limitada quanto à capacidade de identificação de polímeros e ao tamanho das partículas. Pode ser associado a utilização do corante vermelho do Nilo.
- Microscopia eletrônica de varredura: Permite a observação da morfologia e das características superficiais dos MPs. Oferece imagens de alta resolução sobre o tamanho e a forma dos MPs.

3.2.1 Microplásticos nos ecossistemas de água doce

A presença de microplásticos é amplamente disseminada nos ecossistemas de água doce como rios, lagos e reservatórios (Zhang *et al.*, 2018; SHEN *et al.*, 2020). E sua distribuição e quantidade nos corpos d'água estão intrinsicamente relacionadas às ações antrópicas. Fatores como a proximidade desses corpos hídricos a áreas urbanizadas, indústrias, aterros sanitários, tamanho da população nessas regiões e as condições hidrológicas têm contribuído significativamente para o aumento das concentrações de microplásticos nos mananciais (Browne *et al.*, 2011; Xu *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2020). Além das fontes de contaminação citadas, a deposição atmosférica é um fator importante que também deve ser considerado como agente poluidor (Shen *et al.*, 2020).

Comparativamente aos estudos realizados em ambientes marinhos, a pesquisa acerca de microplásticos em água doce tem sido limitada (Li; Liu; Chen, 2018; Olivatto *et al.*, 2018; Rhani-Borges; Martins; Pompêo, 2021). Isso se deve, em parte, ao conceito de que as estações de tratamento de esgoto eram eficientes na remoção desses poluentes das águas residuais. No entanto, de acordo com Li, Busquets e Campos (2020), a escassez de pesquisas nesse contexto está relacionada com desafios metodológicos, que se resumem nos seguintes aspectos: coleta adequada das amostras, separação dos microplásticos de outras matérias orgânicas e inorgânicas presentes e, por fim, a caracterização e contagem precisa dos microplásticos identificados.

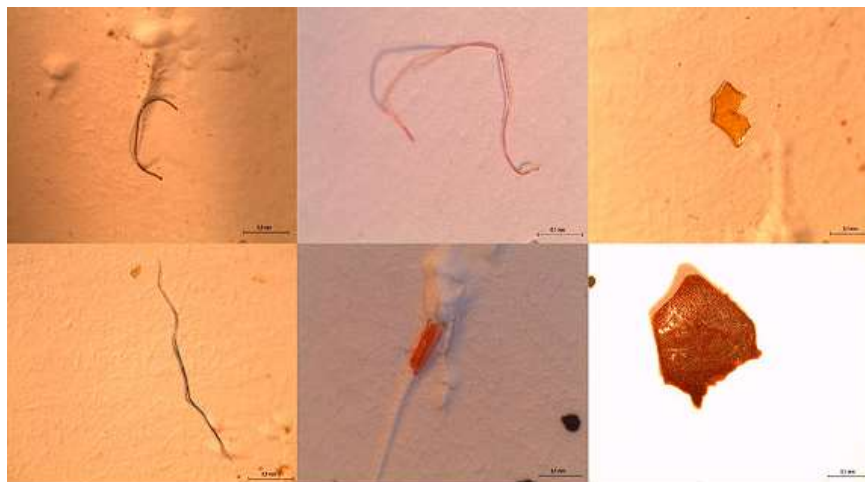
No Brasil, os levantamentos realizados nos últimos anos corroboram a informação mencionada anteriormente. Entre os 21 estudos analisados por Olivatto *et al.* (2018), somente 01 estava relacionado à matriz de água doce. Da mesma forma, dentre os 69 estudos avaliados por Rhani-Borges, Martins e Pompêo (2021), apenas 18 envolviam ecossistemas dulcícolas.

A pesquisa de Horton *et al.* (2017) na região de Chicago, nos Estados Unidos, analisou amostras de água e sedimentos de rios. O estudo encontrou uma concentração média de 0,695 partículas de microplástico por litro de água e 0,818 partículas por grama de sedimento. Os microplásticos predominantes encontrados foram os do tipo fibras de têxteis sintéticos.

No estudo de Fischer *et al.* (2015) em dez lagos na Inglaterra, todos os lagos apresentaram microplásticos em sua interface água e sedimentos. As concentrações variaram de 1 a 16 partículas por litro de água e de 0,1 a 17 partículas por grama de sedimento. Os pesquisadores também descobriram que a contaminação por microplásticos estava positivamente correlacionada com a densidade populacional nas áreas ao redor dos lagos.

Na quantificação dos microplásticos presentes em dois afluentes urbanos e várzeas do Pantanal, foi constatado que a concentração foi maior nos afluentes urbanos ($0,199 \pm 0,058$ partículas por litro) do que nas planícies do Pantanal ($0,045 \pm 0,025$ partículas por litro). Foi identificado que o formato de microplástico mais abundante foi o de fibras seguido pelos fragmentos, conforme apresentado na figura 7 (Faria *et al.*, 2021).

Figura 7 – Microplásticos presente no Pantanal. Da esquerda para a direita: fibra preta, fibra rosa e fragmento laranja.



Fonte: Faria *et al.*, 2021.

No estado de São Paulo foi realizado um levantamento dos microplásticos presentes no rio Tietê, ao todo foram 4 pontos amostrais nos municípios de Biritiba Mirim, Santana do Parnaíba, Tietê e no reservatório de Barra Bonita em Anhembi. As concentrações variaram de 6,67 a 1530 partículas por m³, cujos pontos com mais concentrações foram nos municípios de Santana do Parnaíba e Tietê (Moraes, 2022).

Aguiar e Asencios (2021) realizaram um levantamento sobre os polímeros de microplásticos comumente encontrados nos corpos d'água e seus principais usos, os quais destacam-se:

- PET (Poli tereftalato de etileno) - Transparente, inquebrável, à prova d'água e leve. Possui características que impedem a entrada de umidade, por isso é utilizado em embalagens de bebidas e outros alimentos, bem como de produtos de limpeza, farmacêuticos e cosméticos. Como pode ser aquecido, é utilizado na produção de bandejas para refeições prontas que podem ser levadas diretamente ao micro-ondas. Também está presente em diversas outras aplicações, como na produção de fibras para confecção de tapetes e plásticos de engenharia.
- PEHD (Polietileno de alta densidade) - É resistente à produtos químicos, baixas temperaturas, é leve, impermeável e rígido. É utilizado em embalagens de alimentos, produtos têxteis, cosméticos, embalagens descartáveis, tampinhas de refrigerante, garrafas de água, brinquedos, eletrodomésticos, embalagens de produtos de limpeza, cerdas de vassouras e escovas, fitas adesivas e sacarias.
- PEBD (Polietileno de baixa densidade) - É leve, transparente e à prova d'água. É usado na fabricação de filmes devido a sua resistência, flexibilidade e transparência. É utilizado na impermeabilização de embalagens tetrapack e papéis. Também é utilizado na produção de caixas de refrigerantes, fios e cabos para televisão e telefone, filmes de uso geral, mangueiras, embalagens flexíveis, garrafas, fraldas e absorventes higiênicos.
- PVC (Policloreto de Vinila) - Possui excelente transparência, resistência química, estabilidade a longo prazo, resistência a mudanças de temperatura e estabilidade elétrica. Os produtos de vinil podem ser divididos em duas categorias, rígidos e flexíveis. Os rígidos são utilizados na engenharia, em aplicações como tubos e conexões, pisos e esquadrias devido a sua resistência. Já os flexíveis são utilizados no revestimento de fios e cabos, como isolante, em filmes e revestimento de pisos, em produtos sintéticos que imitam couro, em revestimentos e tubos utilizados na área médica. Também é utilizado na fabricação de brinquedos, alguns tipos de tecidos, cartões de crédito, caixas de alimentos e tanques de máquina de lavar.

- PP (Polipropileno) - Possui alta resistência química e às mudanças de temperatura, é brilhante, rígido e inquebrável. É utilizado na produção de embalagens e recipientes resistentes à líquidos quentes. É encontrado em embalagens tanto flexíveis quanto rígidas, em tecidos de fibras e carpetes, em grandes peças para a indústria automobilística e produtos de consumo.
- PS (Poliestireno) - É um plástico versátil, podendo ser rígido e também produzido na forma de espuma. É impermeável, rígido, leve e transparente, no entanto quebra facilmente. É utilizado na fabricação de equipamentos médicos, embalagens de alimentos, produtos de laboratório, de alguns componentes eletrônicos, produtos para construção civil e autopeças.
- PU (Poliuretano) - É extremamente versátil, disponível em diversas formas e utilizado em solados, laminados e forros sintéticos. Suas principais características são: durabilidade, flexibilidade e leveza. São indicados para fabricação de tênis para esportes.

A compreensão sobre o tipo de polímero presente nos ambientes aquáticos é fundamental, pois a partir dessas informações poderá ser determinada a distribuição na coluna d'água e sua interação com os diversos ecossistemas aquáticos. No caso da densidade, os plásticos de baixa densidade, como o PP e o PE, possuem uma densidade menor que a da água, o que os torna propensos a flutuar na coluna d'água, tornando-os disponíveis para as espécies pelágicas. Em contrapartida, os microplásticos de maior densidade, como o PET e o PS, têm a tendência de permanecer no fundo, tornando-os acessíveis aos organismos bentônicos (Issac; Kandasubramanian, 2021).

Uma vez presente nos rios, o microplásticos são transportados ao longo da bacia hidrográfica até os mananciais utilizados para abastecimento público. Como consequência, a dinâmica dos reservatórios favorece o acúmulo de detritos plásticos devido à redução na vazão e à interceptação de barragens (Zhang *et al.*, 2018). Apesar da importância desse cenário, os dados sobre a quantificação de microplásticos em reservatórios são escassos, o que limita uma compreensão mais abrangente dessa questão (Rani-Borges; Vicente; Pompêo, 2022).

3.2.2 Microplásticos na Água Potável

Estudos na Europa evidenciaram a presença de microplásticos na água de torneira. Uma pesquisa realizada por Liebezeit e Liebezeit (2013) em 15 países europeus encontrou concentrações médias de microplásticos variando de 1,8 a 11,6 partículas por litro nas amostras de água de torneira.

Na China, pesquisas demonstram a variação na quantidade de microplásticos encontrados em amostras de água de torneira. Lam (2020) analisou 110 amostras coletadas em Hong Kong, constatando que em 76% delas havia uma média de $2,181 \pm 0,165$ partículas por litro de microplásticos. Por sua vez, Tong *et al.* (2020) realizou um levantamento abrangente em diferentes cidades chinesas, coletando um total de 38 amostras. Nesse estudo, a quantidade média de microplásticos encontrada foi de 440 ± 275 partículas por litro, destacando-se a predominância de partículas menores que 50 μm .

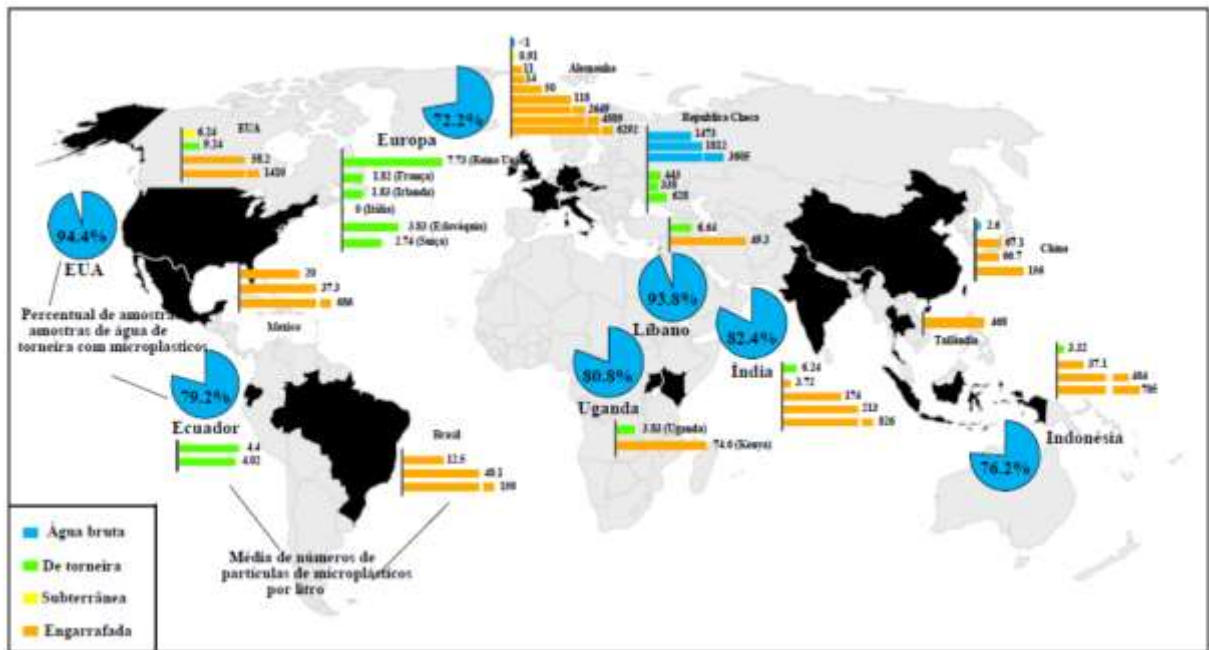
No Brasil, Pratesi *et al.* (2021) realizaram uma investigação sobre a presença de microplásticos em 32 amostras de água coletadas em torneiras de estabelecimentos como bares, restaurantes e cafés em dois bairros de Brasília – DF. Os pesquisadores detectaram microplásticos em todas as amostras analisadas, com médias de concentração de 194 ± 110 partículas por litro no bairro Asa Sul e 438 ± 316 partículas por litro no bairro Asa Norte.

Um estudo realizado por Koelmans *et al.* (2019) avaliou os riscos associados à ingestão de microplásticos através da água potável. Os resultados indicaram que, mesmo considerando-se as concentrações médias encontradas, o risco de toxicidade aguda para os seres humanos é baixo. No entanto, são necessários estudos adicionais para avaliar os potenciais efeitos crônicos e acumulativos desses contaminantes.

No levantamento realizado por Shen *et al.* (2020), foi verificado que as informações disponíveis sobre microplásticos na água potável ainda são escassas e os resultados apresentados são de difícil comparação devido à falta de padrão para coleta e análise (figura 8). Essa heterogeneidade nos métodos empregados acarreta grandes diferenças nas concentrações de microplásticos encontrados na água potável e até mesmo a ocorrência de falsos positivos.

A presença de microplásticos na água potável é apenas uma das inúmeras áreas afetadas pela contaminação de detritos plásticos em todo ambiente. Para enfrentar os desafios ambientais decorrentes dessa contaminação, é fundamental implementar medidas regulatórias robustas (Eerkes-Medrano; Leslie; Quinn, 2019).

Figura 8 – Concentração de microplásticos em água bruta, água de torneira, água subterrânea e água engarrafada.



Fonte: Shen *et al.*, 2020

3.2.3 Riscos à saúde humana

Os potenciais riscos da exposição humana aos microplásticos na água potável é objeto de debate entre os cientistas. Enquanto alguns consideram essa exposição uma questão importante devido à possível toxicidade das partículas e aos riscos químicos associados a substâncias presentes em polímeros plásticos ou adsorvidas em superfícies plásticas (Cruz; Almeida, 2023; Hollóczki; Gehrke, 2019), outros argumentam que os riscos são insignificantes devido às baixas concentrações esperadas na água potável (Koelmans *et al.* 2019).

Em 2019, a Organização Mundial da Saúde (OMS) lançou o relatório intitulado "Microplastics in drinking water", com um dos principais propósitos sendo a disseminação de estudos científicos que abordam os potenciais impactos dos microplásticos na saúde humana. De acordo com esse documento, os riscos estão

ligados a três características fundamentais dos microplásticos: a formação de biofilme por organismos de vida livre e patógenos, a acumulação das próprias partículas e, por fim, a capacidade de adsorção de poluentes orgânicos persistentes (POP's).

Com base nos estudos existentes até aquela data, as principais considerações da OMS foram:

- Não há estudos sobre os efeitos diretos da ingestão de microplásticos na saúde humana e os estudos em animais são reduzidos e de confiabilidade questionável.
- Embora não haja comprovação dos impactos à saúde humana, faz-se necessário uma melhor gestão dos resíduos plásticos.

Além dos riscos abordados, os microplásticos podem ser bioacumulados, que se trata do acúmulo progressivo em um organismo, podendo ou não ocorrer a biomagnificação, que se refere ao aumento da concentração da substância ao longo da cadeia alimentar. Embora a transferência de microplásticos ao longo da cadeia alimentar de ambientes aquáticos dulcícolas ainda careça de informações abrangentes para sua completa comprovação (Mateos-Cáredenas *et al.*, 2019), estudos em ambientes controlados sugerem a viabilidade contínua dessa dinâmica no meio ambiente (Rani-Borges, 2022).

Além da presença na água potável, estudos têm mostrado que essas partículas podem ser encontradas em vários alimentos, como mencionado anteriormente, bem como em peixes, mariscos e até no mel (Li *et al.*, 2018).

Embora o relatório da ONU tenha indicado a falta de comprovação direta dos efeitos diretos dos MPs à saúde humana, alguns estudos podem ser encontrados sobre a ingestão de alimentos e água contaminados com microplásticos associando-os a problemas de saúde, como inflamação e distúrbios endócrinos. Tais problemas são atribuídos à complexa interação entre a toxicidade química dos microplásticos, aditivos endógenos e a adsorção de poluentes ambientais (Wright; Kelly, 2017).

Estudos em animais mostraram que partículas de microplásticos podem penetrar nas células intestinais e serem transportadas para outros órgãos, como fígado e pulmões. Essa absorção pode desencadear processos inflamatórios e causar danos ao sistema imunológico. Além disso, a presença de microplásticos no corpo humano também pode causar problemas gastrointestinais, nos sistemas linfáticos e de circulação (Barboza *et al.*, 2018).

A exposição a microplásticos também pode ter efeitos nocivos na saúde respiratória (Andrady, 2017). Estudos demonstraram que as partículas microplásticas presentes no ar podem ser inaladas e causar danos ao sistema respiratório (Koelmans *et al.*, 2019). A presença dessas partículas pode induzir inflamação pulmonar e aumentar o risco de problemas respiratórios como asma e bronquite (Andrady, 2017).

Além dos efeitos diretos na saúde, os microplásticos também podem representar um risco indireto por meio da contaminação por produtos químicos tóxicos. Os plásticos podem conter aditivos químicos, como ftalatos e bisfenol A, que são liberados quando os microplásticos se degradam. Essas substâncias têm sido associadas a problemas de saúde, como distúrbios hormonais e câncer (Rochman *et al.*, 2013).

Ademais, os microplásticos também podem adsorver poluentes químicos presentes no meio ambiente, como pesticidas e metais pesados, e concentrá-los ao longo da cadeia alimentar. Portanto, a ingestão de alimentos contaminados com microplásticos pode levar ao aumento da exposição a essas substâncias tóxicas (Wright; Kelly, 2017).

Para enfrentar os riscos à saúde associados aos microplásticos, é necessário adotar medidas para controlar e reduzir sua disposição e disseminação no meio ambiente. É importante enfatizar a importância de estratégias eficientes de reciclagem e redução de plásticos descartáveis (Thompson *et al.*, 2009). Além disso, o investimento em pesquisas para avaliar os efeitos dos microplásticos na saúde e o estabelecimento de regulamentações para prevenir sua presença em produtos de consumo são essenciais (Wright; Kelly, 2017).

3.2.4 Covid-19 e o aumento da poluição por microplásticos

A pandemia de COVID-19 causou um impacto significativo na sociedade global, com efeitos não somente na saúde humana, mas também no meio ambiente devido ao aumento significativo no uso de máscaras descartáveis (Chen *et al.*, 2021).

As máscaras descartáveis são comumente confeccionadas a partir de materiais sintéticos, como o polipropileno, poliéster e polietileno. Estes são tipos de plásticos considerados de degradação lenta, que demandam centenas de anos para completar esse processo (Potluri; Needham, 2005). Desde o início da pandemia, estima-se que

aproximadamente 89 milhões dessas máscaras foram utilizadas globalmente a cada mês (OMS, 2020). Entretanto, uma proporção considerável é descartada de maneira irregular, resultando na liberação de microplásticos no meio ambiente (Chen *et al.*, 2021).

Para mitigar essa questão, é necessário promover a educação ambiental sobre a importância da correta eliminação de máscaras faciais descartáveis. Campanhas de conscientização pública e a disponibilização de recipientes de descarte adequados podem desempenhar um papel vital na redução da liberação de microplásticos no meio ambiente. Além disso, é fundamental desenvolver e promover alternativas sustentáveis às máscaras faciais descartáveis, como máscaras reutilizáveis feitas de materiais biodegradáveis (Fadare; Okoffo, 2020).

Os governos possuem um papel essencial na promoção e implementação de regulamentações mais rígidas sobre a produção, distribuição e descarte de máscaras descartáveis. Além disso, o incentivo à pesquisa e ao desenvolvimento de materiais inovadores e ecológicos para a produção de máscaras faciais pode contribuir para enfrentar adequadamente o aumento da presença de microplásticos.

Portanto, somente através de esforços coordenados e ações concretas pode-se reduzir o impacto dessas máscaras descartáveis no meio ambiente (Chen *et al.*, 2021).

3.3 Legislação aplicada para mitigação dos resíduos plásticos e microplásticos

Atualmente, poucos países estabeleceram normas para controlar os perigos dos microplásticos no ambiente, devido à falta de evidências científicas e métodos de avaliação validados (Rani-Borges; Vicente; Pompêo, 2022). Alguns países se mobilizaram quanto a algumas regulamentações com o objetivo de mitigar a poluição plástica (figura 09).

A seguir, estão resumidas as principais ações adotadas por alguns países com o objetivo de mitigar a poluição por plásticos e MP de acordo com a Interstate Technology & Regulatory Council - ITRC.

I. Canadá:

- Legislação: Canadian Environmental Protection Act 1999, Microbeads in Toiletries Regulations, SOR/2017-111. Descrição: Adição de microesferas de plástico à Lista de Substâncias Tóxicas na Schedule 1 do CEPA 1999 em 2018, proibindo a fabricação e importação de produtos de higiene pessoal contendo essas microesferas. Entrou em vigor em julho de 2018. Além disso, implementação do Zero Plastic Waste Action Plan em novembro de 2018.
- Municípios Canadenses: Ações: Proibições individuais de sacolas plásticas de uso único. Thompson em dezembro de 2010, Vancouver em janeiro de 2022 e Montreal em dezembro de 2022.

II. Reino Unido:

- Legislação: UK Statutory Instruments No. 1312 Environmental Protection (Microbeads) (England) Regulations 2017. Descrição: Proibição da fabricação e venda de microesferas em produtos de cuidados pessoais na Inglaterra e Escócia. Entrou em vigor em janeiro de 2018.

III. União Europeia:

- Legislação: Directive 2019/904 on Single-Use Plastics. Descrição: Proibição de certos plásticos de uso único para os quais existem alternativas. Entrou em vigor em julho de 2021. Múltiplas diretivas e propostas em consideração para lidar com microplásticos.

IV. Austrália:

- Ações: National Plastics Plan 2021, que delineia uma abordagem para aumentar a reciclagem de plástico, encontrar alternativas para reduzir o impacto do plástico no ambiente.

V. Nova Zelândia:

- Ações: Plastic Plan, com o objetivo de eliminar certos plásticos de difícil reciclagem e seis itens de uso único. Última atualização em junho de 2021.

VI. Bélgica:

- Legislação: Royal Decree assinado pelo Council of Ministers, impondo uma proibição progressiva de plásticos de uso único a partir de 2022.

VII. China:

- Ações: Política de proibição do uso de plásticos de uso único, incluindo sacolas, utensílios, suprimentos de hotel e embalagens, efetiva a partir de janeiro de 2022.

VIII. França:

- Legislação (Projeto): Lei de Combate à Poluição por Plásticos (2021), estabelecendo metas de redução/reutilização/reciclagem, proibindo plásticos de uso único até 2041.

IX. Índia:

- Legislação: Plastic Waste Management Rules (2016), com uma proibição do uso de sacolas plásticas com espessura inferior a 50 µm.

X. Japão:

- Ações: Projeto de lei para reduzir o uso de microplásticos (2018), incentivando ação voluntária por empresas para reduzir microesferas de plástico em cosméticos e produtos de higiene.

XI. Suécia:

- Ações: Roadmap for Sustainable Use of Plastics pela Swedish EPA, delineando um plano geral para plásticos, incluindo microplásticos. Além disso, legislação da Swedish Medical Products Agency proibindo microesferas de plástico em produtos cosméticos a partir de julho de 2018.

No Brasil, alguns estados adotaram leis para restringir o uso de canudos e sacolas plásticas, as quais pode-se destacar:

- Lei Federal nº 12.305/2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS): Essa lei estabelece diretrizes para a gestão integrada de resíduos sólidos no país. Embora não proíba explicitamente as sacolas plásticas, a PNRS busca incentivar a redução, reutilização e reciclagem de resíduos, incluindo a promoção de alternativas sustentáveis às sacolas plásticas.
- Lei Estadual de São Paulo nº 15.374/2014: Conhecida como Lei das Sacolinhas, ela proíbe a distribuição gratuita de sacolas plásticas em estabelecimentos comerciais no estado de São Paulo. Os estabelecimentos podem fornecer sacolas reutilizáveis, biodegradáveis ou feitas de materiais que possam ser reciclados.

- Lei Estadual do Rio de Janeiro nº 8.006/2018: Essa lei proíbe a distribuição de sacolas plásticas aos consumidores em estabelecimentos comerciais do estado do Rio de Janeiro. Os estabelecimentos devem oferecer alternativas como sacolas biodegradáveis e reutilizáveis.
- Lei Estadual do Paraná nº 18.413/2015: Conhecida como Lei das Sacolas Ecológicas, essa legislação proíbe a distribuição de sacolas plásticas convencionais em estabelecimentos comerciais do estado do Paraná. Os estabelecimentos podem fornecer sacolas reutilizáveis, biodegradáveis ou compostáveis.
- Lei Estadual de São Paulo 17.110/2019: Esta lei proíbe a oferta e a comercialização de canudos plásticos em estabelecimentos comerciais, como bares, restaurantes, lanchonetes, quiosques, entre outros. Os estabelecimentos podem fornecer alternativas biodegradáveis, compostáveis ou reutilizáveis aos clientes.
- Lei Municipal de Florianópolis (SC) 10.571/2019: Essa legislação municipal proíbe o fornecimento de canudos plásticos em estabelecimentos comerciais da cidade, incluindo bares, restaurantes, hotéis, entre outros. Os estabelecimentos podem oferecer canudos de papel reciclável ou de material biodegradável.

Método Padrão de Testes e Relatórios de Microplásticos em Água Potável), que delinea políticas e estabelece uma metodologia padronizada para a coleta e análise de microplásticos na água potável (State Water Resources Control Board, 2022).

Dentre as principais definições deste manual pode se destacar:

- Métodos analíticos: Espectroscopia infravermelha e a Espectroscopia Raman.
- Coleta de amostras: Manual ASTM International - ASTM D8332-20: Prática Padrão para Coleta de Amostras de Água com Alto, Médio ou Baixo Sólidos Suspensos para Identificação e Quantificação de Partículas e Fibras Microplásticas.

O panorama global das ações empreendidas por diversos países para mitigar a poluição por plásticos e microplásticos revela uma heterogeneidade de abordagens e iniciativas. A falta de normas consolidadas e métodos de avaliação validados tem sido um desafio significativo nesse processo, refletindo a complexidade do tema (Rani-Borges; Vicente; Pompêo, 2022).

Embora haja uma crescente conscientização e ações em níveis nacionais e internacionais, a presença generalizada de microplásticos em diversas matrizes ambientais e em produtos do cotidiano destaca a necessidade de uma evolução nas diretrizes de uso e nos padrões regulatórios para enfrentar essa problemática. É essencial que sejam implementadas políticas mais abrangentes e atualizadas para lidar com os desafios impostos pelos microplásticos, objetivando a proteção do meio ambiente e da saúde pública (Fadare; Okoffo, 2020).

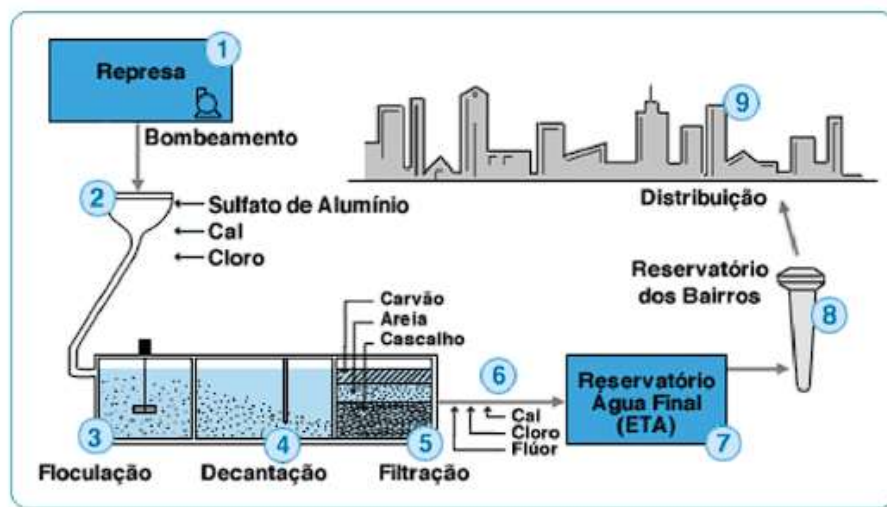
3.4 Tratamento convencional de Água Potável

A concepção das estações de tratamento de água convencionais é guiada pelo cumprimento dos padrões de potabilidade estabelecidos para o abastecimento de água destinada ao consumo humano. O principal objetivo dessas estações é assegurar o fornecimento de água potável, realizando a remoção eficaz de contaminantes de natureza física, química e biológica (Shen *et al.*, 2020).

Entende-se por tratamento convencional de água, o processo que é composto pelas etapas de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção, onde na coagulação ocorre a adição de produtos químicos conhecidos como coagulantes,

para que haja a aglomeração das partículas finas, na floculação são formados flocos maiores, já na decantação é a etapa onde ocorre a sedimentação desses flocos, na filtração são removidas as partículas remanescentes, e por fim na desinfecção ocorre a adição de cloro para eliminar microrganismos patogênicos (figura 10). Além dessas, algumas etapas adicionais como pré-cloração, pré-alcalinização, pós-alcalinização e fluoretação podem ser somadas ao tratamento dependendo da fonte da água bruta (SABESP, 2023).

Figura 10 – Etapas do processo convencional de tratamento de água.



- (1) Captação, (2) Coagulação, (3) Floculação, (4) Decantação, (5) Filtração, (6) Desinfecção e Fluoretação, (7) Reservatório da Água Tratada da ETA, (8) Reservatório de Água tratada dos bairros e (9) Rede de distribuição da água tratada. Fonte: SABESP, 2023.

Atualmente, não existem regulamentações estabelecidas para monitorar a presença de microplásticos na água potável. E a presença dessas micropartículas sólidas na água de torneira destaca as limitações dos sistemas convencionais de tratamento (Cherniak *et al.* 2022; Lapoint *et al.*, 2020; Shen *et al.*, 2020).

Portanto, uma vez que as estações de tratamento de água desempenham um papel fundamental como barreira para evitar a transferência de microplásticos da água bruta para a água potável destinada ao consumo humano direto, torna-se essencial o aprimoramento dos processos e a implementação de novas tecnologias com vistas à eficiência de remoção dos microplásticos (Novotna, 2019; Shen *et al.*, 2020).

4 MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho compreendeu uma revisão sistemática da literatura, conduzida em quatro etapas:

- I. Identificação do tema e seleção da pergunta central da pesquisa;
- II. Sistematização com o estabelecimento de critérios para inclusão e exclusão de estudos, bem como pesquisa em plataformas eletrônicas;
- III. Definição das informações a serem extraídas dos estudos escolhidos;
- IV. Avaliação dos estudos incorporados à revisão.

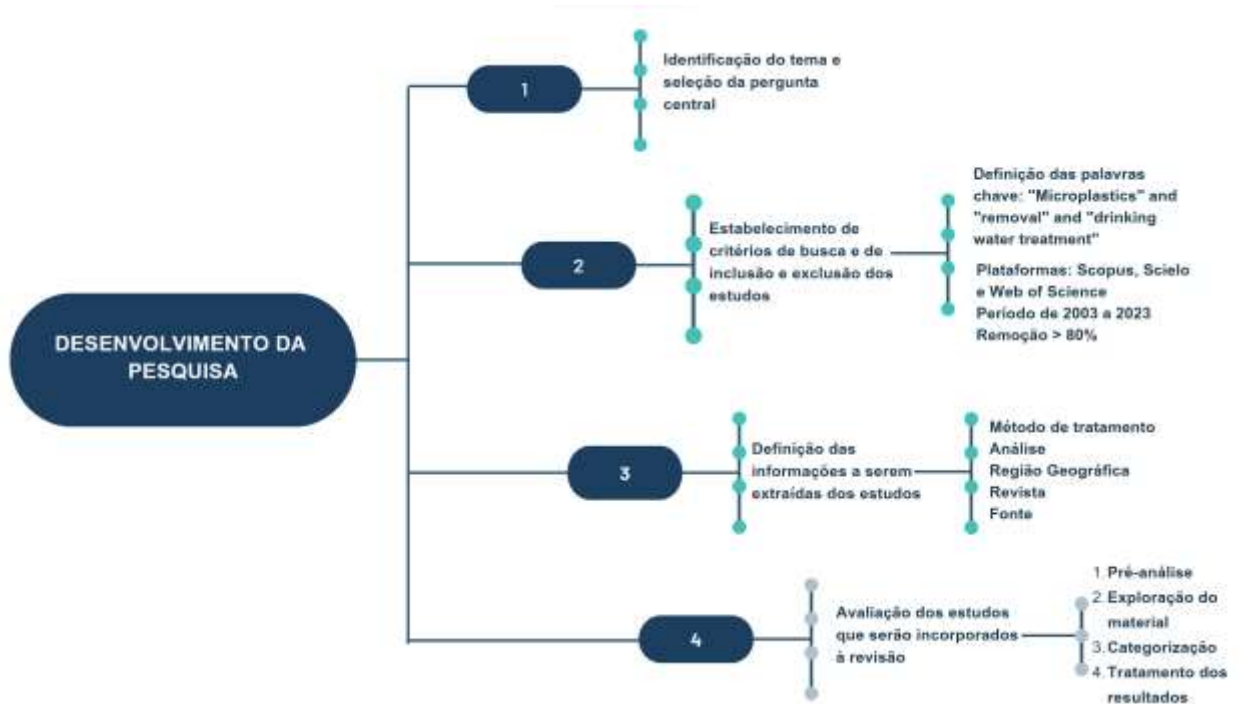
A pergunta central definida para esta pesquisa é: Quais mecanismos apresentam uma eficiência superior a 80% na remoção de microplásticos no processo de tratamento de água potável?

Com o objetivo de responder a essa pergunta, foi conduzida uma pesquisa abrangente de artigos científicos utilizando as plataformas eletrônicas Scopus, Scielo e Web of Science. As palavras-chave empregadas foram "microplastics" and "removal" and "drinking water treatment", de forma combinada, além de suas versões em português.

A busca foi realizada nos meses de novembro de 2022 e julho de 2023. Como critério de inclusão, utilizou-se os artigos publicados no período de 2003 a 2023, que abordassem o tema pesquisado e que estivessem disponíveis eletronicamente em seu formato integral. Foram excluídos os artigos que apresentaram a remoção de microplásticos inferior a 80%, além de trabalhos de conclusão de curso.

A análise dos estudos selecionados foi realizada em três fases (Bardin, 2011). A primeira fase consistiu na pré-análise, envolvendo uma leitura superficial e a seleção dos documentos pertinentes. A segunda fase envolveu a exploração do material, com categorização ou codificação dos dados, o que permitiu uma observação mais aprofundada do conteúdo dos documentos. Por fim, a última fase compreendeu o tratamento dos resultados, inferências e interpretação, com o objetivo de reunir o conhecimento produzido sobre o tema abordado na revisão de literatura (figura 11).

Figura 11 – Desenvolvimento da pesquisa.



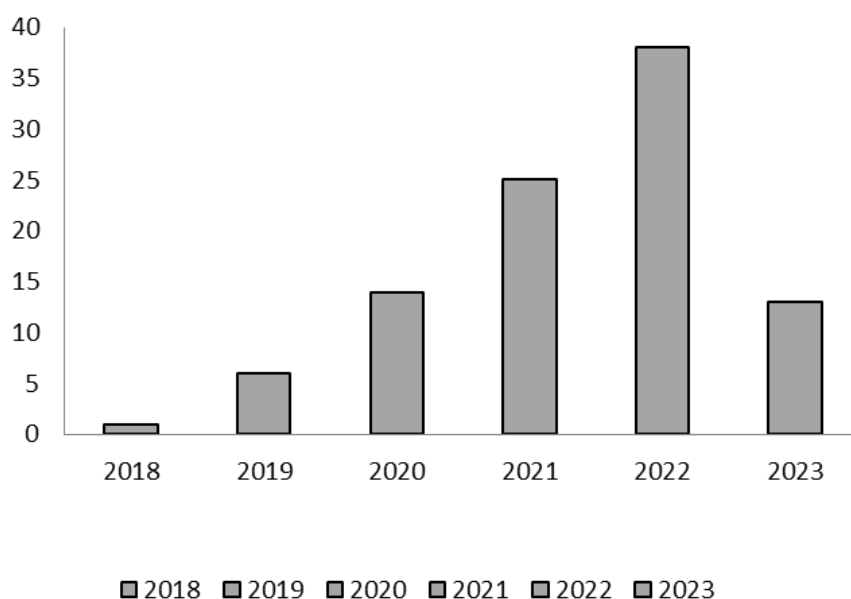
Fonte: Elaborado pela autora (2024).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No levantamento dos artigos publicados realizado nas plataformas Scopus, Science Direct e Web of Science, foram identificados 97 artigos (figura 12). Como resultado da busca, somente a partir de 2018 é que foram identificadas publicações. Tal fato corrobora a análise realizada por Aguiar e Asencios (2021) na plataforma Scopus, a qual constatou que, embora o primeiro estudo sobre microplásticos seja datado da década de 70, foi a partir de 2015 que se observou um aumento significativo na quantidade de artigos publicados.

Na etapa de pré-análise foram desconsiderados os artigos que não se referiam ao processo de produção de água potável bem como aqueles que apresentaram eficiência de remoção dos MPs inferiores a 80%. Seguindo esses critérios, foram considerados 08 (oito) artigos, os quais foram submetidos às etapas de exploração do material, categorização e tratamento dos resultados. No quadro 2 estão apresentados os resumos destes artigos e na figura 13 é demonstrado a eficiência global média de remoção.

Figura 12 – Resultado da pesquisa das publicações nas plataformas Scopus, Scielo e Web of Science, utilizando as palavras-chave "microplastics" and "removal" and "drinking water treatment".



Fonte: Elaborado pela autora.

Quadro 2 – Consolidação dos artigos que atenderam aos critérios de estudo em Estação de Tratamento de Água Potável com eficiência de remoção acima de 80% (continuação)

Método de tratamento	Análise	Região Geográfica	Revista	Fonte
ETA1 - Coagulação/floculação e filtro de areia ETA2 - Coagulação/floculação, sedimentação, filtração de areia e filtração GAC (carvão ativado granular) ETA3 - Coagulação/floculação, sedimentação, filtração de areia e filtração GAC (carvão ativado granular)	Taxas de remoção: ETA1 - 70% - fibra 25% ETA2 - 81% - fibra 80% ETA3 - 83% - fibra 80%	República Checa	Science of the Total Environment	Pivokonsky <i>et al.</i> (2018)
Estação de Tratamento de Água com os processos de filtração e aeração. Água bruta de fontes subterrâneas.	Eficiência média de remoção de 90%.	Alemanha	Science of the Total Environment	Mintenig <i>et al.</i> (2019)
ETA Avançada - Coagulação/floculação, sedimentação, filtração (areia) e unidade de tratamento avançada, ozonização combinada com GAC (Carvão ativado granular) filtração.	Avaliação da remoção de MP em uma estação avançada de tratamento de água. Eficiência global de remoção foi de 82,1 a 88,6%.	China	Science of the Total Environment	Wang, Lin, Chen (2020)
Estação de Tratamento de Água Indira Gandhi. A ETAP utiliza água bruta do rio Ganga e o processo de tratamento inclui pré-desinfecção, coagulação-floculação, clarificação por pulso, filtração de areia e pós-desinfecção	Eficiência de 60,9 % de remoção nas etapas de pré-desinfecção, coagulação-floculação, clarificação por pulso. Redução adicional de 23,72% após a filtração com areia.	Índia	Journal of Hazardous Materials	Sarkar (2021)
Estação de Tratamento avançado - Coagulação, floculação, clarificação, filtros de areia, filtro de carvão ativado e eletrodíálise reversa	Eficiência geral de remoção da planta foi de 98,3%	Espanha	Water Research	Dronjak <i>et al.</i> (2022)

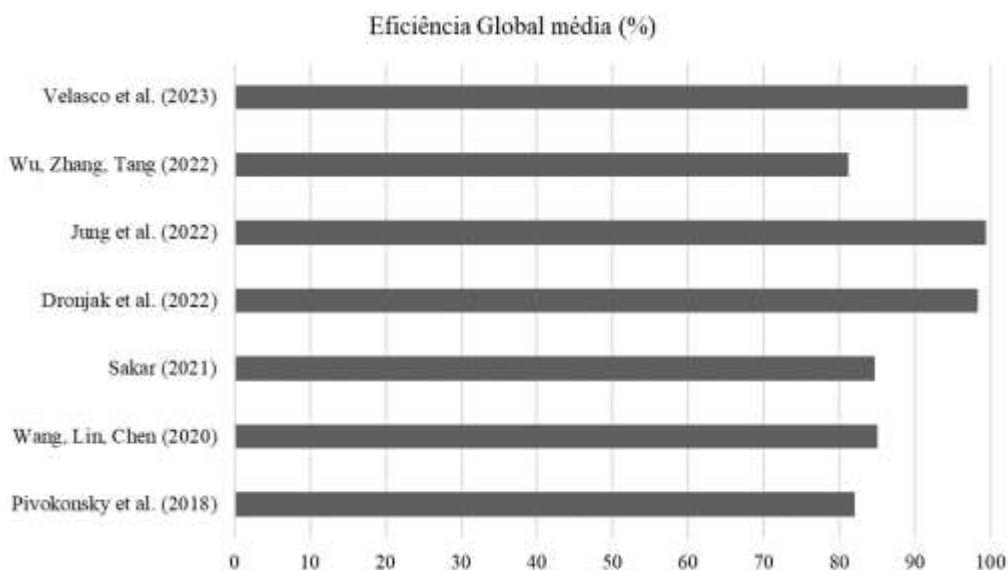
Quadro 2 – Consolidação dos artigos que atenderam aos critérios de estudo em Estação de Tratamento de Água Potável com eficiência de remoção acima de 80% (conclusão)

Processo de tratamento avançado com ozonização e tratamento convencional (Coagulação, sedimentação e filtração)	Pré-ozonização/sedimentação - 70 a 80% de remoção Remoção total - 99,16% a 99,7%	Coreia do Sul	Science of the Total Environment	Jung <i>et al.</i> (2022)
Tratamento avançado com pré-ozonização, pré-tratamento biológico, coagulação, sedimentação, ozonização, filtração com carvão ativado, microfloculação e filtração de areia	Eficiência de remoção de 81,18%	China	Science of the Total Environment	Wu, Zhang, Tang (2022)
Tratamento avançado - Pré tratamento da água bruta (cloração), coagulação, filtração em areia, ozonização e filtração GAC.	Eficiência de remoção de 97%	Suíça	Science of the Total Environment	Velasco <i>et al.</i> (2022)

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

No estudo realizado por Pivokonsky *et al.* (2018), três estações de tratamento convencional de água na República Tcheca foram avaliadas quanto ao desempenho na remoção de microplásticos. A ETA1, contendo os processos de tratamento de água de coagulação/floculação e filtro de areia apresentou uma média de remoção de 70% (água bruta: 1473 ± 34 e água final: 443 ± 10 partículas por litro). As ETAs 2 e 3, que possuíam além dos processos de tratamento da ETA1, a filtração com carvão ativado granular, apresentaram as seguintes médias de remoção: 81% (água bruta: 1812 ± 35 e água final: 338 ± 76 partículas por litro) e 83% dos microplásticos presentes (água bruta: 3605 ± 497 e água final: 628 ± 28 partículas por litro), respectivamente.

Figura 13 – Eficiência global média de remoção de microplásticos por autor



Fonte: Elaborado pela autora.

A avaliação da eficiência de remoção dos MPs obtida na China, em uma estação de tratamento de água avançada, foi de 82,1- 88,6%. As etapas de tratamento que compunham o processo eram: coagulação/floculação, sedimentação, filtração (areia) e unidade de tratamento avançada com ozonização combinada com filtração com CAG (Carvão Ativado Granular). A água bruta apresentou uma concentração de 6.614 ± 1132 partículas por litro e a água tratada 930 ± 72 partículas por litro. No estudo por processos, verificou-se que no tratamento convencional (coagulação/floculação, sedimentação e filtração de areia) a remoção foi de 58,9-70,5%. Ao adicionarem o processo avançado de ozonização integrada com a filtração com carvão ativado granular a eficiência subiu em 17,2-22,2%. Após o processo de ozonização, foi verificado um discreto aumento nas partículas menores de MPs e do tipo fibra, os autores explicam que os MPs podem ter se fragmentado devido a ação da força de cisalhamento do fluxo da água (Wang; Li; Chen, 2020).

Mintening *et al.* (2019) conduziram uma avaliação em cinco estações de tratamento de água na Alemanha que empregam águas subterrâneas como fonte de abastecimento. Foi observada uma variação no número de microplásticos presentes na água bruta, oscilando de 0 a 0,007 partículas por litro. Já na água potável resultante do processo, a concentração média foi de 0,0007 partículas por litro, o que indica uma remoção média de 90%. As etapas de tratamento implementadas nessas instalações foram a filtração e a aeração. Os autores sugerem que as partículas de MPs

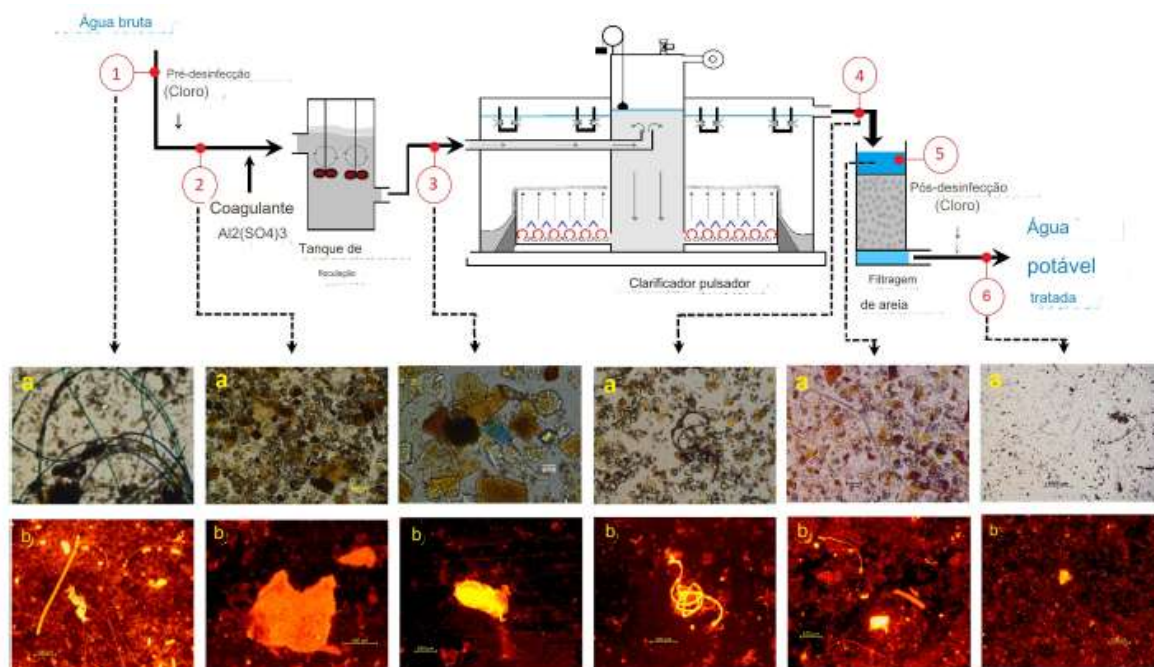
identificadas possivelmente têm origem no próprio processo de tratamento e transporte da água, e assim, destacam a relevância de compreender e mitigar possíveis fontes internas de contaminação durante o tratamento.

O estudo na Índia, foi realizado na Estação de Tratamento de Água Potável Indira Gandhi Water Treatment Plant, a qual produz água a partir da captação no rio Ganga. Seu processo é composto por cinco módulos de clarificação, além das etapas de pré-desinfecção, coagulação-floculação, filtração e pós-desinfecção (figura 14). A contagem média de MPs encontrada na água bruta foi de 17,88 partículas por litro e na água tratada foi 2,75 partículas por litro, atingindo uma eficiência média de remoção de 84,6% (Sarkar, 2021).

A água proveniente do rio Llobregat, nas proximidades de Barcelona, Espanha, abastece uma estação de tratamento com capacidade para processar 3m³/s. Essa estação, de caráter avançado, emprega os métodos de coagulação-floculação, clarificação, filtração de areia e carvão ativado, além da eletrodialise reversa. Na água bruta, a concentração de microplásticos (MPs) foi medida em $4,23 \pm 1,26$ partículas por litro, enquanto na água tratada final, esse número diminuiu para $0,075 \pm 0,019$ partículas por litro, resultando em uma eficiência global de remoção de 98,3%. Os pesquisadores destacam que a baixa quantidade de MPs na água bruta pode estar relacionada à faixa de identificação, que foi estabelecida para partículas entre 20 e 500 μm (Dronjak *et al.* 2022).

A eficiência de remoção de microplásticos em três estações de tratamento avançado de água na Coreia do Sul foi avaliada por Jung *et al.* (2022). Na análise quantitativa, considerando MPs com tamanho superior a 20 μm , a concentração encontrada variou de 0,5 a 7 partículas por litro na água bruta e de 0,02 a 0,11 partículas por litro na água tratada. Na análise qualitativa, os polímeros polietileno (PE) e polipropileno (PP) compreenderam aproximadamente 60% das amostras, enquanto o polietileno tereftalato (PET) junto com o polimetilmetacrilato (PMMA) representaram cerca de 20%. A eficiência média de remoção das 3 estações foi de 99,48%, o detalhamento por estação e por processo está detalhado na tabela 1.

Figura 14 – Etapas do processo de tratamento de água (1 – água bruta, 2 – pré-desinfecção, 3 – floculação, 4 – clarificação, 5 – filtração, 6 – água tratada); (a) imagens dos microplásticos nos diferentes processos e (b) visão na fluorescência.



Fonte: Sarkar (2021).

Em outro estudo realizado na China, a eficiência de remoção da estação de tratamento de água em questão, foi de 81,18%. Nesta avaliação, a taxa de remoção foi realizada de acordo com a morfologia (granular ou fibra) bem como por faixas de tamanho. A maior abundância foi de MPs do tipo granular, na água bruta a concentração medida foi de $3.738,36 \pm 461,29$ e na água tratada foi de $695,66 \pm 39,32$ partículas por litro, já os do tipo fibra somaram $2,8 \pm 1,18$ na bruta e 0 na água final. Apenas 80,96% dos microplásticos $\leq 20 \mu m$ foram removidos, sendo que a eficiência de remoção foi maior para microplásticos $> 20 \mu m$, com percentual de 96,26%. O processo de tratamento era composto pelas etapas de pré-ozonização, pré-tratamento biológico, coagulação, sedimentação, ozonização, filtração com carvão ativado, microfloculação e filtração de areia. Os autores consideraram o tratamento biológico utilizado na etapa de pré-tratamento, como uma aplicação potencial para a remoção de amônia, no entanto, esse processo não demonstrou eficácia na remoção de MPs (Wu; Zhang; Tang, 2022).

Tabela 1 – Eficiência de remoção por processo de tratamento de água potável.

Água bruta/Processo	Eficiência de remoção (%)					
	a		b		c	
Água Bruta	-		-		-	
Pré-ozonização + sedimentação	84		74,77		70,18	
Filtração	88,12	98,1*	90,85	97,69*	78,9	93,71*
Água tratada	84,06	99,7*	82	99,58*	86,58	99,16*

*Remoção acumulada (%)

Fonte: Adaptado de Jung *et al.* (2022).

A Estação de tratamento de Água Prieuré, Genebra, Suíça, abastece uma população de 500 mil consumidores, contém os processos de pré-tratamento da água bruta com cloração, coagulação, filtração em areia, ozonização e filtração com carvão ativado granular. As concentrações de MPs foram determinadas na água bruta e efluentes de cada etapa de filtragem para microplásticos e fibras sintéticas com tamanhos $\geq 63 \mu\text{m}$. A contagem de microplásticos na água bruta variaram de 0,0257 a 0,0556 partículas por litro e na água tratada de 0 a 0,004 partículas por litro, sendo que 70% dos microplásticos foram retidos durante a filtração de areia e a remoção total foi de 97% na água tratada após a filtração de carvão ativado (Velasco *et al.*, 2022).

Os estudos que alcançaram uma eficiência de remoção de 90% ou mais foram aqueles que realizaram a avaliação considerando microplásticos com tamanho superior a $20 \mu\text{m}$. Nestas pesquisas, a concentração de MPs identificada na água bruta foi inferior a 40 partículas por litro (Arenas *et al.*, 2022; Dronjak *et al.*, 2022; Jung *et al.*, 2022; Mintenig *et al.*, 2019; Velasco *et al.*, 2022).

Entre os artigos analisados, somente a Estação de Tratamento de Água WTP1 da República Tcheca possuía um processo semelhante ao sistema convencional utilizado no Brasil (coagulação, floculação, sedimentação, filtração em areia e desinfecção), a eficiência de remoção atingida foi de 70% (Pivokonsky *et al.*, 2018). No entanto, Wang, Lin e Chen (2020), verificaram que até o processo convencional, a eficiência de remoção foi de 58,9 – 70,5%. Resultado similar ao estudo conduzido por Cherniak *et al.* (2022), no Canadá, onde foi verificado que o tratamento convencional de uma estação de tratamento de água removeu 52% dos microplásticos presentes

na água bruta (42 ± 18 partículas por litro) em comparação com a água final (20 ± 8 partículas por litro).

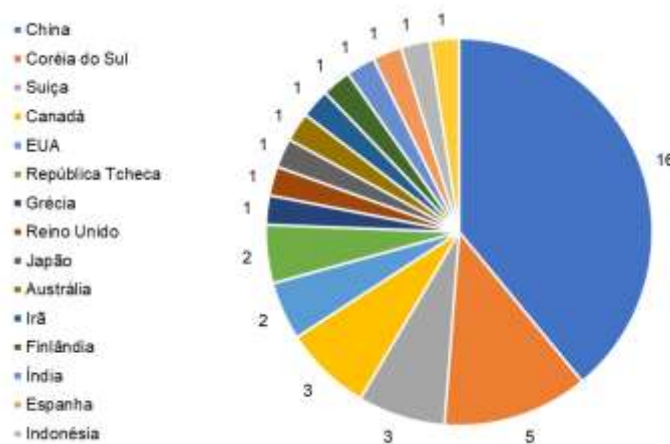
Durante a pesquisa, não foram identificados estudos nacionais com foco nesse contexto específico. Outras revisões evidenciaram a escassez de pesquisas sobre microplásticos em estações de tratamento de água potável, assim como a ausência de pesquisas brasileiras (Cheng *et al.*, 2021; Tang *et al.*, 2022). No estudo de Cheng *et al.* (2021), apenas três artigos publicados entre 2014 e 2020 foram encontrados, os quais também são abordados nesta revisão.

Figura 15 – Levantamento realizado por Tang *et al.* (2022) contendo o número de publicações por ano (a) e o país do primeiro autor ou correspondente (b).

(a)



(b)



Fonte: Adaptado de Tang *et al.* (2022).

O quadro 3 apresenta uma descrição detalhada dos artigos selecionados, quanto à morfologia, tipo de polímero, metodologia de identificação e quantificação dos microplásticos. Os dados demonstram variações na metodologia de contagem, o que inviabiliza a comparação entre os trabalhos (Velasco *et al.*, 2022). Especificamente, o método FTIR, amplamente empregado na quantificação em água de torneira, possui limitações de identificação de microplásticos menores que 10 μm , o que potencialmente resulta numa subestimação da presença dessas micropartículas (Mehmood *et al.*, 2023). É possível verificar que as análises quantitativas que utilizaram a microscopia eletrônica de varredura identificaram microplásticos de tamanhos menores e em maiores concentrações (Pivokonsky *et al.*, 2018; Wang; Lin; Chen, 2020; Wu; Zhang; Tang, 2022).

Quadro 3 – Descrição do tamanho, morfologia, tipo de polímero, metodologia de identificação e quantificação dos MPs presentes na água bruta e água tratada.

(continuação)

Fonte	Tamanho de MPs avaliado	Morfologia e tipo de polímero	Metodologia de identificação	Concentração Água bruta	Concentração água tratada
Pivokonsky <i>et al.</i> (2018)	0,2 - 1 μm 1-5 μm 10-50 μm 50-100 μm >100 μm	Fibras Partículas esféricas fragmentos PBA, PE, PET, PMMA, PP, PS, PTT, PVC	Microscopia eletrônica de varredura e Espectroscopia de Infravermelho (FTIR) Espectroscopia Raman	1473 $\pm$ 34 1812 $\pm$ 35 3605 $\pm$ 497 partículas/L	443 $\pm$ 10 338 $\pm$ 76 628 $\pm$ 28 partículas/L
Mintenig <i>et al.</i> (2019)	50 - 150 μm	PET, PVC, PE, PA e resina epóxi	Microscópio óptico Espectroscopia de Infravermelho (FTIR)	0 – 0,007 partículas/L	0,0007 partículas/L
Wang; Lin; Chen (2020)	1 - 5 μm 5 - 10 μm 10 - 50 μm 50 - 100 μm >100 μm	Fibras, esfera e Fragmentos. PET, PE, PAM, PP, PS e PVC	Microscopia eletrônica de varredura Espectroscopia Raman	3760 $\pm$ 726 1520 $\pm$ 258 731 $\pm$ 216 379 $\pm$ 117 224 $\pm$ 126 total - 6614 $\pm$ 1132 partículas/L	793 $\pm$ 53 136 $\pm$ 22 1 $\pm$ 1 0 0 930 $\pm$ 71 partículas/L

Quadro 3 – Descrição do tamanho, morfologia, tipo de polímero, metodologia de identificação e quantificação dos MPs presentes na água bruta e água tratada.

(conclusão)

Sarkar (2021)	<25 µm 50 - 100 µm >100 µm	Fibras filmes/fragmentos PE, PP, PET, OS	Microscópio óptico Espectroscopia de Infravermelho (FTIR)	17,88 partículas/L	2,75 partículas/L
Dronjak <i>et al.</i> (2022)	20 e 500 µm	Celulose sintética, PES, PP, PA, PE, PET e OS	Microscópio óptico Espectroscopia de Infravermelho (FTIR)	4,23 ± 1,26 partículas/L	0,075 ± 0,019 partículas/L
Jung <i>et al.</i> (2022)	>20 µm	PE, PP, PET e PMMA	Microscópio óptico Espectroscopia de Infravermelho (FTIR)	0,5 a 7 partículas/L	0,02 a 0,11 partículas/L
Wu; Zhang; Tang (2022)	Granular: 1 - 5 mm 500 µm - 1 mm 100 - 500 µm 20 - 100 µm 10 - 20 µm 5 - 10 µm Fibra: 1 - 5 mm 500 µm - 1 mm 100 - 500 µm >100 µm	Granular e fibra PP, PE, PVC, PA, PET, vinil.	Microscopia eletrônica de varredura Microscópio óptico Espectroscopia Raman	3.738,36 ± 461,29 partículas/L	695,66 ± 39,32 partículas/L
Velasco <i>et al.</i> (2022)	63 - 125 µm 125 - 250 µm 250 - 500 µm >500 µm	Fragmento e filme	Microscópio óptico Espectroscopia de Infravermelho (FTIR)	38,2 ± 15,5 MPs/m ³	2,0 ± 2,0 MPs/m ³

Fonte: Elaborado pela autora.

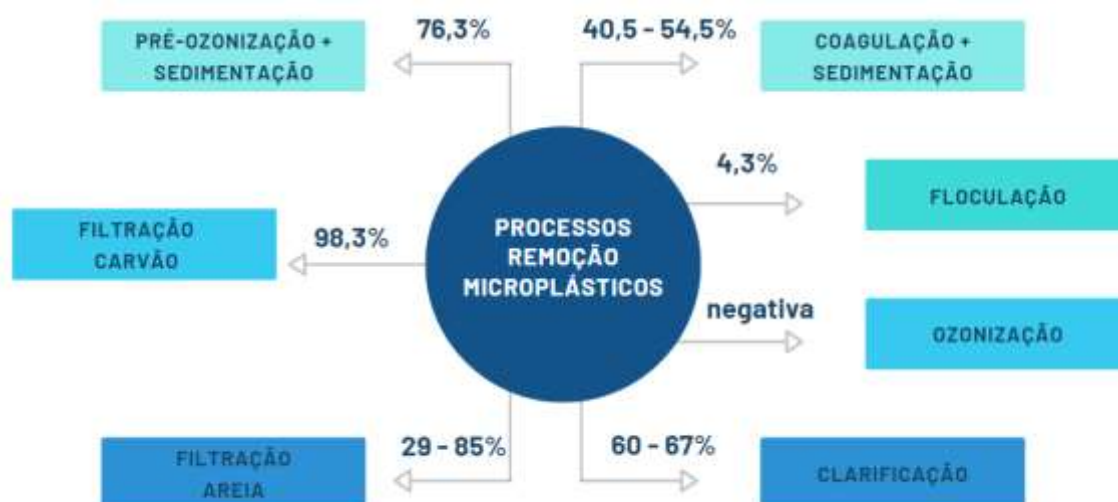
Na revisão de Cheng *et al.* (2021), foi constatado que a coagulação-floculação combinada com clarificação removeu 69,9% dos MPs, enquanto a clarificação isolada atingiu 81,3%, e a flotação, 82,6%. Métodos físicos, como flotação por ar dissolvido e filtração por membrana, mostraram eficiências variadas, chegando a 88,6%. A filtração por areia removeu 29,0% a 44,4% dos MPs, enquanto a filtração com carvão ativado granular (CAG) alcançou 56,8% a 60,9%. O tratamento químico de coagulação-floculação contribuiu com 40,5% a 54,5% de remoção de MPs.

Com base nos oito artigos avaliados, considerando a eficiência de remoção por cada processo, a coagulação e sedimentação possuíram eficiência de remoção de 40,5 – 54,5%, a floculação 4,3%, a ozonização apresentou resultados negativos, a clarificação 60 – 67%, a variação da filtração de areia foi de 29 a 85%, a filtração com carvão ativado foi 98,3%, a filtração com GAC variou de 56,8 a 98% e por fim, a combinação da pré-ozonização com a sedimentação atingiu 76,3% de remoção dos microplásticos (figura 17). Cabe esclarecer que cada estudo avaliou etapas distintas de tratamento conforme apresentado no quadro 2.

O processo de ozonização apresentou remoção negativa dos microplásticos no estudo realizado por Wang, Lin e Chen (2020), os autores atribuíram esse resultado a quebra dos microplásticos devido à força de cisalhamento do fluxo da água durante a ozonização, além da possibilidade da identificação de MPs que se desprenderam da matéria orgânica residual durante este processo. No entanto, ao associarem outros processos como filtração por GAC e sedimentação, pode promover um aumento na eficiência de remoção (Jung *et al.*, 2022; Wang; Lin; Chen, 2020).

Os processos de filtração em areia e carvão ativado granular (CAG) mostraram ser uma das etapas mais eficazes na remoção de microplásticos (MPs), com a filtração com carvão ativado granular destacando-se como os processos mais eficientes. Para Chen *et al.* (2021), a filtração CAG possui um desempenho maior pois está relacionada a polaridade dos MPs, já a filtração em areia limita-se ao tamanho dos MPs. No processo de filtração em areia, os estudos indicam que o efeito da retenção foi melhor para MPs maiores, com eficiência acima de 80% para MPs superiores a 10 µm (Jung *et al.*, 2022; Wang *et al.*, 2020; Wu; Zhang; Tang, 2022) e para os MPs do tipo fibra (Sarkar, 2021; Wang *et al.*, 2020; Wu; Zhang; Tang, 2022).

Figura 17 – Eficiência de remoção dos microplásticos por processo de tratamento de água potável.



Fonte: Elaborado pela autora.

No estudo conduzido por Pivokonsky *et al.* (2018) em três Estações de Tratamento de Água (ETAs), a ETA1 empregava apenas o processo de filtração de areia convencional, enquanto as ETAs 2 e 3 realizavam a filtração em duas etapas, envolvendo sedimentação e filtração de areia na ETA2, flotação e filtração de areia na ETA3, além da filtração com carvão ativado granular. Essa diferenciação metodológica resultou em um aumento na eficiência de remoção de pouco mais de 10%, passando de 70% na ETA1 para 81% na ETA2 e 82% na ETA3.

O processo de coagulação demonstrou resultados divergentes dentre os trabalhos avaliados. No trabalho conduzido por Wang *et al.* (2020), a eficiência da coagulação em conjunto com a sedimentação atingiu percentuais que variaram entre 40,5% e 54,5%. O uso de um coagulante à base de alumínio mostrou-se eficaz, especialmente para MPs com tamanho superior a 10 μm e aqueles de natureza fibrosa, que aderiram facilmente aos flocos formados. Entretanto, a remoção de MPs na faixa de 1 a 10 μm foi inferior, variando de 28,3% a 47,5%.

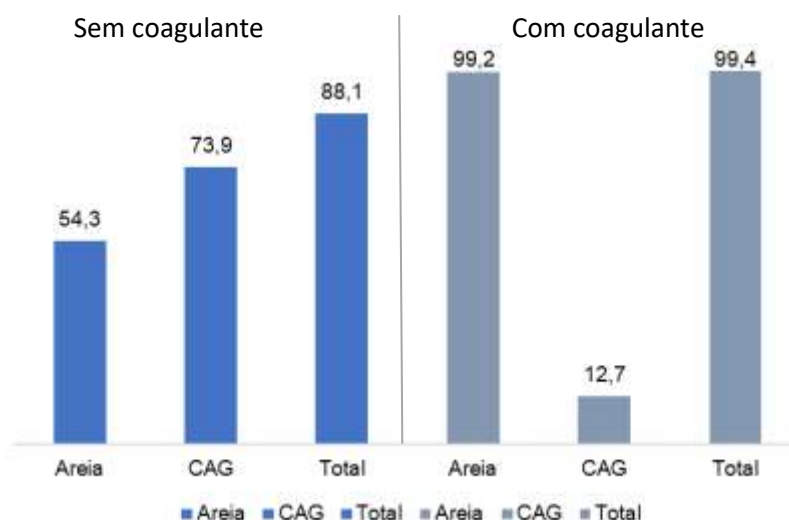
No estudo conduzido por Sarkar (2021), a coagulação juntamente com a floculação e clarificação por pulso, alcançaram uma eficiência global de 60,9%, sendo a clarificação responsável pela maior remoção, enquanto a coagulação teve impacto praticamente nulo. Já os estudos de Wu, Zhang e Tang (2022) indicaram que a coagulação combinada com a sedimentação pode não ser altamente eficiente para MPs com tamanho inferior a 20 μm , mostrando uma remoção de 59,5% para MPs de

10 a 20 μm e 32,5% para os de 5 a 10 μm . Destacou-se também a maior remoção para MPs com densidades superiores a 1g/cm^3 . Por fim, o trabalho de Velasco (2022) evidenciou uma remoção significativa de MPs, com 55% para partículas na faixa de 63 a 125 μm e 90% para aquelas de 125 a 250 μm , utilizando o processo combinado de coagulação, filtração e areia.

Ainda com relação ao processo de coagulação, Arenas *et al.* (2021) conduziram uma avaliação da remoção de nanoplásticos de poliestireno (PS) em uma estação de tratamento de água piloto em Genebra, na Suíça. Dentre os processos de tratamento estavam: coagulação, filtração, ozonização e filtração com carvão granular ativado (CAG), no entanto, o processo de ozonização não foi considerado no estudo. A eficiência de remoção obtida sem coagulação foi de 88,1%, com o uso do PAC como coagulante, a eficiência global subiu para 99,4% (figura 18). Os autores sugerem que no processo de coagulação ocorre a redução da carga superficial dos nanoplásticos e com isso a formação de agregados que são retidos nos processos de filtração.

Para Gao e Liu (2022), a técnica de coagulação em conjunto com a sedimentação destaca-se como um dos métodos mais viáveis e eficientes para a remoção dos MPs devido à sua operacionalidade, rapidez e eficiência. Em contrapartida, para Cherniak *et al.* (2022), o processo convencional de coagulação pode não ser efetivo devido às diferenças morfológicas e de composição dos MPs, pois diferentes coagulantes possuem ações distintas nos MPs. Fato que torna necessária a avaliação de novos coagulantes como indicado por Gao e Liu (2022). No experimento realizado por Ma *et al.* (2019) com microplásticos de polietileno, foi verificado que os sais à base de alumínio foram mais eficientes do que o sais à base de ferro e que ao adicionarem poliacrilamida aniônico (PAM), a eficiência de remoção aumentou, especialmente para partículas menores, atingindo uma eficiência de remoção de 60% no processo de coagulação.

Figura 18 – Eficiência (%) de remoção em cada etapa do processo de tratamento de água com e sem coagulante.



Fonte: Adaptado de Arenas *et al.* (2021).

Outros estudos em escala laboratorial com eficiência de remoção acima de 80% também foram avaliados. A integração de materiais no processo de filtração com sementes magnéticas, realizadas na Alemanha, a fim de avaliar o potencial de remoção dos polímeros PVC e PMMA, atingiram eficiência de remoção de 95% (Rhein; Scholl; Nirschi, 2019). Outro material integrado ao processo de filtração avaliado foram duas partículas de Biochar, sendo uma de palha de milho e outra de madeira dura. Como resultado, com a adição do biochar o percentual de remoção de esferas de MPs de 10 μm foi de 95% (Wang; Sedighi; Lea-Langton, 2020).

Avaliação do processo de filtração por membranas de policarbonato, acetato de celulose e politetrafluoretileno foi realizado na Espanha, a eficiência de remoção para MPs de poliamida e poliestireno de tamanhos entre 20 – 300 μm , foi de 94%. Os autores destacaram que dependendo da natureza dos MPs, eles podem passar pela membrana ou se degradar em tamanhos menores. Neste estudo, a membrana de acetato de celulose apresentou melhor desempenho a longo prazo (Pizzichetti *et al.*, 2021).

Na Indonésia, um estudo com reator de filtro rápido em areia foi conduzido para a verificação da remoção de MPs de 10 a 500 μm , em amostras artificiais contendo lascas de pneu e sacos plásticos. O percentual de remoção variou de 85 a 97%, sendo que antes da filtração rápida, as amostras passaram pelos processos de pré-

sedimentação, coagulação, floculação e sedimentação. De acordo com os autores, a remoção em maior percentual ocorreu com os MPs maiores que 200 μm (Sembiring; Fajar; Handajani, 2021).

Diversas pesquisas com o processo de ultrafiltração de membranas foram realizadas. Na França, o percentual de retenção em 3 estações de tratamento de águas residuais variou de 72 a 98%. Para os autores, mais estudos devem ser realizados para verificar o mecanismo de transferência e degradação dos MPs entre os processos devem ser realizados a fim de determinar com precisão a taxa de remoção dos MPs (Yang *et al.*, 2023). Wang *et al.* (2023) estudaram o comportamento da remoção de MPs de poliestireno na presença de ácidos húmicos (HA) por meio do processo de ultrafiltração associado à coagulação. Como verificado em outros estudos (Wang *et al.*, 2020), a utilização de coagulantes a base de sal de Al foi mais eficaz. Ademais, o bolo formado na coagulação na presença de HA, reduziu o processo de incrustação da membrana. Por fim, para Cuartucci (2020), a UF é uma potencial tecnologia no processo de remoção devido ao pequeno diâmetro dos poros da membrana, no entanto, mais estudos devem ser realizados com o objetivo de reduzir a incrustação das membranas.

6 CONCLUSÕES

Poucos estudos foram publicados sobre a avaliação da eficiência de remoção dos MPs em estações de tratamento de água potável, principalmente comparando as diferenças entre os processos e as concentrações nas águas bruta e tratada. A comparação entre os trabalhos foi dificultada pois cada pesquisa utilizou uma metodologia de coleta, de análise e tamanho dos microplásticos. Com isso, foi possível observar que o tamanho e as características físicas e químicas dos MPs precisam ser considerados na definição do processo de tratamento e na avaliação da eficiência de remoção, assim como a qualidade da água do manancial utilizado para o abastecimento público.

A ausência de ações robustas no que diz respeito a mitigação da poluição plástica provavelmente resultará em um cenário futuro caracterizado pelo aumento da degradação dos mananciais e consequentemente aumento nos custos da produção de água potável. Portanto, para avançar na compreensão e na mitigação da contaminação por microplásticos, sugere-se a realização de mais pesquisas direcionadas à padronização de metodologias eficazes de coleta e análise desses materiais. Além disso, é fundamental investigar os processos de remoção de microplásticos em escala laboratorial visando a produção de água potável.

7 PRODUTO

A partir desta pesquisa, foi desenvolvido um mini ebook que explora os conceitos básicos relacionados aos microplásticos e aos métodos de tratamento de água com eficiência de remoção acima de 80%, o qual poderá ser destinado aos alunos do ensino médio, de graduação bem como o público em geral.

Acesse o ebook pelo link <https://heyzine.com/flip-book/4a1e11ee9c.html> ou pelo QR Code abaixo.



REFERÊNCIAS

- AGUIAR, N. R. H.; ASENCIOS, Y. J. O. Microplastics: characteristics, pollution, and technologies for their removal from water-a review. **Brazilian Journal of Development**, [s. l.], v. 7, n. 8, p. 78170-78199, 2021.
- ALTUNIŞIK, A. Prevalence of microplastics in commercially sold soft drinks and human risk assessment. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 336, p. 117720, 2023.
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 62, n. 8, p. 1596-1605, 2011.
- ARENAS, L. R.; GENTILE, S. R.; ZIMMERMANN, S.; STOLL, S. Fate and removal efficiency of polystyrene nanoplastics in a pilot drinking water treatment plant. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 813, p. 152623, 2022.
- ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS CATADORES E CATADORAS DE MATERIAIS RECICLÁVEIS – ANCAT. **Atlas brasileiro da reciclagem**. São Paulo: IGC, 2022. 1 atlas. E-book (177p). Disponível em: <https://atlasbrasileirodareciclagem.ancat.org.br/> Acesso em: 03 maio 2023.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO – ABIPLAST. **Perfil 2021**. São Paulo, 2021. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br/publicacoes/perfil-2021/>. Acesso em: 13 abr. 2023.
- FUNDAÇÃO HEINRICH BÖLL. **Atlas do plástico**: fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. Escritório Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll, 2020.
- BARDIN, L. **Análise de conteúdo**. São Paulo: Edições 70, 2011.
- BARBOZA, L. G. A.; VETHAAK, A. D.; LAVORANTE, B. R. B. O.; LUNDEBYE, A.-K.; GUILHERMINO, L. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 133, p. 336-348, 2018.
- BERTOLDI, C.; LARA, L. Z.; MIZUSHIMA, F. A.; MARTINS, F. C. G.; BATTISTI, M. A.; HINRICH, R.; FERNANDES, A. N. First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 759, p. 143503, 2021.
- BRAHNEY, J.; HALLERUD, M.; HEIM, E.; HAHNENBERGER, M.; SUKUMARAN, S. Plastic rain in protected areas of the United States. **Science**, Washington, v. 368, n. 6496, p. 1257-1260, 2020.
- BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Brasília, DF, 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 03 maio 2023.

BROWNE, M. A.; CRUMP, P.; NIVEN, S. J.; TEUTEN, E.; TONKIN, A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 45, p. 9175-9179, 2011. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/es201811s>. Acesso em: 27 fev. 2023.

CHEN, X.; CHEN, X.; LIU, Q.; ZHAO, Q.; XIONG, X.; WU, C. Used disposable face masks are significant sources of microplastics to environment. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 285, p. 117485, 2021.

CHENG, Y. L.; KIM, J.-G.; KIM, H.-B.; CHOI, J. H.; TSANG, Y. F. Occurrence and removal of microplastics in wastewater treatment plants and drinking water purification facilities: A review. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 410, p. 128381, 2021.

CHERNIAK, S. L.; ALMUHTARAM, H.; MCKIE, M. J.; HERMABESSIERE, L.; YUAN, C.; ROCHMAN, C. M.; ANDREWS, R. C. Conventional and biological treatment for the removal of microplastics from drinking water. **Chemosphere**, Oxford, v. 288, p. 132587, 2022.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO – SABESP. **Água**: tratamento de água. Disponível em <https://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=47>. Acessado em: 17 jul. 2023.

CONTI, G. O.; FERRANTE, M.; BANNI, M.; FAVARA, C.; NOCOLOSI, I.; CRISTLADI, A.; FIORE, M.; ZUCCARELLO, P. Micro-and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. **Environmental Research**, Maryland Heights, v. 187, p. 109677, 2020.

COSTA, J. P.; SANTOS, P. S. M.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. (Nano)plastics in the environment – Sources, fates and effects. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 566-567, p. 15-26, 2016.

CRUZ, E. M. T.; ALMEIDA, F. R. Exposição a nano e microplásticos e seus impactos na saúde humana: uma revisão da literatura. **Revista Ibero-Americana de Humanidades, Ciências e Educação**, v. 9, n. 6, p. 2355-2375, 2023.

CUARTUCCI, M. Ultrafiltration, a cost-effective solution for treating surface water to potable standard. **Water Practice & Technology**, London, v. 15, n. 2, p. 426-436, 2020.

DRONJAK, L.; EXPOSITO, N.; ROVIRA, J.; FLORENCIO, K.; EMILIANO, P.; CORZO, B.; SCHUHMACHER, M.; VALERO, F.; SIERRA, J. Screening of microplastics in water and sludge lines of a drinking water treatment plant in Catalonia, Spain. **Water Research**, Oxford, v. 225, p. 119185, 2022.

EERKES-MEDRANO, Dafne; LESLIE, Heather A.; QUINN, Brian. Microplastics in drinking water: A review and assessment. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, Amsterdam, v. 7, p. 69-75, 2019.

ESTAHBANATI, M. R. K.; KIENDREBEOGO, M.; MOSTAFAZADEH, A. K.; DROGUI, Patrick; TYAGI, R. D. Treatment processes for microplastics and nanoplastics in waters: State-of-the-art review. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 168, p. 112374, 2021. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X21004082>

Acessado em: 29 out. 2022.

FADARE, O. O.; OKOFFO, E. D. Covid-19 face masks: A potential source of microplastic fibers in the environment. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 737, p. 140279, 2020. Disponível em:

<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7297173/> Acesso em: 24 jun. 23.

FARIA, E.; GIRARD, P.; NARDES, C. S.; MORESCHI, A.; CHRISTO, S. W.; JUNIOR, A. L. F.; COSTA, M. F. Microplastics pollution in the south American pantanal. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, Oxford, v. 3, p. 100088, 2021.

FISCHER, E. K.; PAGLIALONGA, L.; TAMMINGA, M. Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments - A case study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (central Italy). **Environmental Pollution**, Oxford, v. 200, p. 201-210, 2015.

FREIRE, R. C.; BRANCO, M. M.G. de O.; SILVA, R. F.; CARVALHO, R. M.C. M. de O.; SILVA, H. P. Microplástico: contaminantes emergentes presente em efluentes domésticos e sua influência na qualidade da água para consumo humano. **Revista Brasileira de Meio Ambiente & Sustentabilidade**, [s. l.], v. 2, n. 3, p. 75–88, 2022. Disponível em: <https://rbmaes.emnuvens.com.br/revista/article/view/221>. Acesso em: 06 maio 2023.

GAO, Y.; LIU, Y. Removal of microplastics by coagulation treatment in waters and prospect of recycling of separated microplastics: a mini-review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdam, p. 108197, 2022.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LEI, K. L. Produção, uso e destino de todos os plásticos já fabricados. **Avanços da Ciência**, [s. l.], v. 3, n. 7, pág. e1700782, 2017.

HORTON, A. A.; WALTON, A.; SPURGEON, D. J.; LAHIVE, E.; SVENDSEN, C. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 586, p. 127-141, 2017.

ISSAC, M. N.; KANDASUBRAMANIAN, B. Effect of microplastics in water and aquatic systems. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 28, p. 19544-19562, 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2017**. Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/multidominio/meio-ambiente/9073-pesquisanacional-de-saneamento-basico.html?edicao=18098&t=o-que-e>. Acesso em: 13 jan. 2024.

ITRC. **Microplastics**: regulatory context. Washington: Interstate Technology and Regulatory Council, 2023. Disponível em: <https://mp-1.itrcweb.org/>. Acesso em: 02 maio 2023.

JAMBECK, J. R.; GEYER, R.; WILCOX, C.; SIEGLER, T. R.; LAW, K. L.; PERRYMAN, M.; NARAYAN, R. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, Washington, v. 347, n. 6223, p. 768-771, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1260352> acessado em: 01 fev. 2023.

JUNG, J.-W.; KIM, S.; KIM, Y.-S.; JEONG, S.; LEE, J. Tracing microplastics from raw water to drinking water treatment plants in Busan, South Korea. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 825, p. 154015, 2022.

KHOIRONI, A.; HADIYANTO, H.; ANGGORO, S.; SUDARNO, S. Evaluation of polypropylene plastic degradation and microplastic identification in sediments at Tambak Lorok coastal area, Semarang, Indonesia. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 151, p. 110868, 2020.

KOELMANS, A. A.; BESSELING, E.; SHIM, W. J. Nanoplastics in the aquatic environment. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, New York, v. 49, n. 1, p. 32-53, 2019.

KUNDU, A.; SHETTI, N. P.; BASU, S.; REDDY, K. R.; NADAGOUDA, M.; AMINABHAVI, T. M. Identification and removal of micro-and nano-plastics: Efficient and cost-effective methods. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 421, p. 129816, 2021.

LAM, Theresa Wing Ling; HO, Hiu Tung; MA, Anson T. H.; FOK, Lincoln. "Microplastic Contamination of Surface Water-Sourced Tap Water in Hong Kong—A Preliminary Study". **Applied Sciences**, Bucharest, v. 10, n. 10, p. 3463, 2020.

LAPOINTE, M.; FARNER, J. M.; HERNANDEZ, L. M.; TUFENKJI, N. Understanding and improving microplastic removal during water treatment: impact of coagulation and flocculation. **Environmental Science and Technology**, Washington, v. 54, n. 14, p. 8719-8727, 2020.

LI, C.; BUSQUETS, R.; CAMPOS, L. C. Assessment of microplastics in freshwater systems: a review. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 707, p. 135578, 2020.

LI, J.; LIU, H.; CHEN, J. P. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, Oxford, v. 137, p. 362-374, 2018.

LI, Y.; LI, W.; JARVIS, P.; ZHOU, W.; ZHANG, J.; CHEN, J.; TAN, Q.; TIAN, Y. Occurrence, removal and potential threats associated with microplastics in drinking water sources. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdam, v. 8, n. 6, p. 104527, 2020.

LIAO, Z.; JI, C.; MA, Y.; LV, B.; HUANG, W.; ZHU, X.; FANG, M.; WANG, Q.; WANG, X.; DAHLGREN, R.; SHANG, X. Airborne microplastics in indoor and outdoor environments of a coastal city in Eastern China. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 417, p. 126007, 2021.

LIEBEZEIT, G.; LIEBEZEIT, E. Synthetic particles as contaminants in German beers. **Food Additives and Contaminants: Part A**, Abingdon, v. 30, n. 10, p. 1786-1790, 2013.

LOPES, K. S. R.; SANTOS, G. P.; LIMA, J. E. A.; HOLZ, J. P. Estudo sobre a poluição plástica e análise de micropartículas na água tratada de Porto Alegre/RS. In: SIMPÓSIO MUNDIAL DE SUSTENTABILIDADE-BRIDGE, 2019, Brasil. **Anais [...]** [S. l.: s. n.], 2019.

LUCE, H. R. Throwaway living: dozens of disposable housewares eliminate the chores of cleaning up. **Life**, [s. l.], v. 39, n. 5, p. 43-44, 1955.

MA, B.; XUE, W.; HU, C.; LIU, H.; QU, J.; LI, L. Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 359, p. 159-167, 2019.

MASURA, J.; BAKER, J.; FOSTER, G. D.; COURTNEY, A.; HERRING, C. **Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments**. [S. l.: s. n.], 2015.

MATEOS-CÁRDENAS, A.; SCOTT, D. T.; SEITMAGANBETOVA, G.; VAN PELT, F. N. A. M.; O'HALLORAN, J.; JANSEN, M. A. K. Polyethylene microplastics adhere to *Lemna minor* (L.), yet have no effects on plant growth or feeding by *Gammarus duebeni* (Lillj.). **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 689, p. 413-421, 2019.

MATEOS-CÁRDENAS, A.; PELT, F. N. A. M. v.; O'HALLORAN, J.; JANSEN, M. A. K. Adsorption, uptake and toxicity of micro-and nanoplastics: Effects on terrestrial plants and aquatic macrophytes. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 284, p. 117183, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026974912100765X>. Acesso em: 01 fev. 2023.

MEI, T.; WANG, J.; XIAO, X.; L. V. J.; LI, Q.; DAI, H.; LIU, X.; PI, F. Identification and evaluation of microplastics from tea filter bags based on Raman imaging. **Foods**, v. 11, n. 18, p. 2871, 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2304-8158/11/18/2871>. Acesso em: 17 jul. 2023.

MINTENIG, S. M.; LÖDER, M. G. J.; PRIMPKE, S.; GERDTS, G. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. **Science of the total environment**, Amsterdam, v. 648, p. 631-635, 2019.

MONTAGNER, C. C.; DIAS, M. A.; PAIVA, E. M.; VIDAL, C. Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. **Química Nova**, São Paulo, v. 44, p. 1328-1352, 2021. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/VJ58TBjHVqDZsvWLckcFbTQ/>. Acesso em: 28 jul. 2023.

MORAES, N. G. de. **Análise de microplásticos no Rio Tietê SP**: Identificação, caracterização e quantificação de poluentes orgânicos adsorvidos. 2022. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/64/64135/tde-26092022-145948/en.php> Acesso em: 28 jul. 2023.

NAPPER, I. E.; DAVIES, B. F. R.; CLIFFORD, H.; ELMORE, A. C.; GAJUREL, A. P.; THOMPSON, R. C. Reaching new heights in plastic pollution—preliminary findings of microplastics on Mount Everest. **One Earth**, Forres, v. 3, n. 5, p. 621-630, 2020. Disponível em: [https://www.cell.com/one-earth/fulltext/S2590-3322\(20\)305509?_returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS2590332220305509%3Fshowall%3Dtrue](https://www.cell.com/one-earth/fulltext/S2590-3322(20)305509?_returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS2590332220305509%3Fshowall%3Dtrue). Acesso em: 22 jul. 23.

NASCIMENTO NETO, P.; MOREIRA, T. A. Política nacional de resíduos sólidos-reflexões acerca do novo marco regulatório nacional. **Brazilian Journal of Environmental Sciences**, São Paulo, n. 15, p. 10-19, 2010.

NOVOTNA, K.; CERMAKOVA, L.; PIVOKONSKA, L.; CAJTHAML, T.; PIVOKONKY, M. Microplastics in drinking water treatment—current knowledge and research needs. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 667, p. 730-740, 2019.

OLIVATTO, G. P.; CARREIRA, R.; TORNISIELO, V. L.; MONTAGNER, C.C. Microplásticos: Contaminantes de preocupação global no Antropoceno. **Revista Virtual de Química**, Niteroi, v. 10, n. 6, p. 1968-1989, 2018.

OLIVEIRA, B. L. M. C. **Quantificação e distribuição vertical de microplásticos na coluna d'água em represa urbana**. 2023. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufms.br/handle/123456789/3810>. Acesso em: 20 fev. 2023.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE - OMS. **Microplastics in drinking-water**. Geneva: World Health Organization, 2019.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE - OMS. Director-General's opening remarks at the media briefing on COVID-19—11 March 2020. **Geneva, Switzerland**, 2020. Disponível em: <https://www.who.int/director-general/speeches/detail/who-director-general-s-opening-remarks-at-the-media-briefing-on-covid-19---11-march-2020> . Acesso em: 22 jul. 2023.

PAPPIS, T.; KAPUSTA, S. C.; OJEDA, T. Metodologia de extração de microplásticos associados a sedimentos de ambientes de água doce. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 26, p. 749-756, 2021.

PASTOR, C. B.; AGUILLÓ, D. V. Presencia de microplásticos en aguas y su potencial impacto en la salud pública”. **Revista Española de Salud Pública**, [s. l.], v. 93, p. 1-10, 2019.

PAZ, G. S. C. **Presença de partículas de polímeros sintéticos (microplásticos) em amostras de açúcar comercializado em supermercados de Brasília (Distrito Federal)**. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Médicas) — Universidade de Brasília, Brasília, 2021.

PIVOKONSKY, M.; CERMAKOVA, L.; NOVOTNA, K.; PEER, P.; CAJTHAML, T.; JANDA, V. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. **Science of the total environment**, Amsterdam, v. 643, p. 1644-1651, 2018.

PIZZICHETTI, A. R. P.; PABLOS, C.; ÁLVAREZ-FERNÁNDEZ, C.; REUNOLDS, K.; STANLEY, S.; MARUGÁN, J.. Evaluation of membranes performance for microplastic removal in a simple and low-cost filtration system. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, Oxford, v. 3, p. 100075, 2021.

PLASTICS EUROPE. **EU plastics production and demand**: first estimates for 2020. Brussels: Association os Plastics Manufactures, 2020. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/>. Acesso em: 13 abr. 23.

POTLURI, P.; NEEDHAM, P. Technical textiles for protection. *In: Textiles for Protection| Text. for Prot.* Amsterdam: Elsevier, 2005. p. 151-175.

PRATESI, Claudia B.; ALMEIDA, Maria Aparecida A.L. Santos; PAZ, Geysa S. Cutrim; TEOTONIO; Marcelo H. Ramos; GANDOLFI, Leonora; PRATESI, Riccardo; HECHT, Mariana; ZANDONADI, Renata, Puppini. Presence and quantification of microplastic in urban tap water: a pre-screening in Brasilia, Brazil. **Sustainability**, New Rochelle, v. 13, n. 11, p. 6404, 2021.

RANI-BORGES, Bárbara; MARTINS, Thaís F.G.; POMPEO, Marcelo. Status of Brazilian research on microplastics present in aquatic ecosystems: freshwater. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, Rio Grande, v. 16, p. 106-117, 2021.

RANI-BORGES, B.; VICENTE, E.; POMPEO, M. Plásticos e microplásticos: poluição em reservatórios. POMPEO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. **Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos**. São Paulo: USP, 2022.

RHEIN, F.; SCHOLL, F.; NIRSCHL, H. Magnetic seeded filtration for the separation of fine polymer particles from dilute suspensions: Microplastics. **Chemical Engineering Science**, Oxford, v. 207, p. 1278-1287, 2019.

ROCHMAN, C. M.; HOH, E.; KUROBE, T.; TEH, S. J. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. **Scientific Reports**, London, v. 3, p. 3263, 2013.

SARKAR, D. J.; SARKAR, S. D.; KUMAR, B. D.; PRAHARAJ, J. K.; MAHAJAN, D. K.; PUROKAIT, B.; MOHANTY, T. R.; MOHANTY, D.; GOGOI, P. Microplastics removal efficiency of drinking water treatment plant with pulse clarifier. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 413, p. 125347, 2021.

SEMBIRING, E.; FAJAR, M.; HANDAJANI, M. Performance of rapid sand filter–single media to remove microplastics. **Water Supply**, London, v. 21, n. 5, p. 2273-2284, 2021.

SHEN, Maocai; SONG, Biao; ZENG, Guangming; ZHANG, Yaxin; YANG, Yuanyuan; WEN, Xiaofeng; CHEN, Ming; YI, Huan. Removal of microplastics via drinking water treatment: current knowledge and future directions. **Chemosphere**, London, v. 251, p. 126612, 2020.

STATE WATER RESOURCES CONTROL BOARD. **Policy handbook**: establishing a standard method of testing and reporting of microplastics in drinking water. California. Division of Drinking Water, 2022.

TANG, W.; LI, H.; FEI, L.; WEI, B.; ZHOU, T.; ZHANG, H. The removal of microplastics from water by coagulation: A comprehensive review. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 851, p. 158224, 2022.

TEOTÔNIO, M. H. R. **Presença de microplásticos em água de torneira no Plano Piloto uma região administrativa de Brasília**. Dissertação (Mestrado em Ciências da Saúde) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2020. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/38773> Acesso em: 25 set. 2022.

THOMPSON, Richard C.; MOORE, Charles J.; SAAL, Frederick S. vom.; SWAN, Shanna H. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. **Philosophical Transactions B: Biological Sciences**, London, v. 364, n. 1526, p. 2153-2166, 2009.

THOMPSON, R. C.; OLSEN, Y.; MITCHELL, R. P.; DAVIS, A.; RUSSEL, A. E. Lost at sea: where is all the plastic?. **Science**, [s. l.], v. 304, n. 5672, p. 838-838, 2004. Disponível em: <https://www.science.org/doi/full/10.1126/science.1094559> Acessado em: 11 dez. 2023.

TONG, H.; JIANG, Q.; HU, X.; ZHONG, X. Occurrence and identification of microplastics in tap water from China. **Chemosphere**, Oxford, v. 252, p. 126493, 2020.

TUCCI, C. E. M. Gestão integrada das águas urbanas. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, Porto Alegre, v. 5, n. 2, p. 71-81, 2008.

VARGAS, J. G. M.; SILVA, V. B.; OLIVEIRA, L. K.; MOLINA, E. F. Microplásticos: uso na indústria cosmética e efeitos no ambiente aquático. **Química Nova**, Campinas, v. 45, p. 705-711, 2022.

VELASCO, A. N.; GENTILE, S. R.; ZIMMERMANN, S.; COSTUMER, P. Le; STOLL, S. Contamination and removal efficiency of microplastics and synthetic fibres in a conventional drinking water treatment plant in Geneva, Switzerland. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 880, p. 163270, 2022.

WAGNER, M.; SCHERER, C.; ALVAREZ-MUÑOZ, D.; BRENNHOLT, N.; BUCHINGER, S.; FRIES, E.; GROSOBOIS, C.; KLASMEIER, J.; MARTI, T.; RODRIGUES-MOZAZ, S.; URBATZKA, R.; VETHAAK, A. D.; WINTER-NIELSEN, M.; REIFFERSCHIED, G. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. **Environmental Sciences Europe**, Heidelberg, v. 26, n. 1, p. 1-9, 2014.

WANG, Z.; LIN, T.; CHEN, W. Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP). **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 700, p. 134520, 2020.

WANG, Z.; SEDIGHI, M.; LEA-LANGTON, A. Filtration of microplastic spheres by biochar: removal efficiency and immobilisation mechanisms. **Water Research**, Oxford, v. 184, p. 116165, 2020.

WRIGHT, S. L.; KELLY, F. J. Plastic and human health: a micro issue?. **Environmental Science and Technology**, Dordrecht, v. 51, n. 12, p. 6634-6647, 2017.

WU, J.; ZHANG, Y.; TANG, Y. Fragmentation of microplastics in the drinking water treatment process-A case study in Yangtze River region, China. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 806, p. 150545, 2022.

XU, Baile; LIU, Fe; CRYDER, Zachary; HUANG, Dan; LU, Zhijiang; HE, Yan. Microplastics in the soil environment: occurrence, risks, interactions and fate—a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, Dordrecht, v. 50, n. 21, p. 2175-2222, 2020.

YANG, J.; MONNOT, M.; SUN, Y.; ASIA, L.; WONG-WAH-CHUNG, P.; DOUMENQ, P.; MOULIN, P. Microplastics in different water samples (seawater, freshwater, and wastewater): removal efficiency of membrane treatment processes. **Water Research**, Oxford, v. 232, p. 119673, 2023.

YANG, Y.; LIU, W.; ZHANG, Z.; GROSSART, H.-P.; GADD, G. M. Microplastics provide new microbial niches in aquatic environments. **Applied Microbiology and Biotechnology**, Heidelberg, v. 104, p. 6501-6511, 2020.

ZHANG, Kai *et al.* Microplastic pollution in China's inland water systems: a review of findings, methods, characteristics, effects, and management. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 630, p. 1641-1653, 2018.

ZHANG, Min; LI, Jingxi; DING, Haibing; DING, Jinfeng; JIANG, Fenghua; DING, Neal Xiangyu; SUN, Chengjun. Distribution characteristics and influencing factors of microplastics in urban tap water and water sources in Qingdao, China. **Analytical Letters**, New York, v. 53, n. 8, p. 1312-1327, 2020.

ZHANG, Yulan; GAO, Tanguang; KANG, Schichang; SILLANPÄÄ, Mika. Importance of atmospheric transport for microplastics deposited in remote areas. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 254, p. 112953, 2019.