

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA

THAIS TRAVALINI ROSOLEM

**PRINCIPAIS MÉTODOS DE REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICOS: UMA REVISÃO
BIBLIOGRÁFICA**

SÃO CARLOS – SP

2025

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA

**PRINCIPAIS MÉTODOS DE REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICOS: UMA REVISÃO
BIBLIOGRÁFICA**

Thais Travalini Rosolem

Trabalho de Graduação apresentado ao
Departamento de Engenharia Química da
Universidade Federal de São Carlos

Orientadora: Prof^ª. Dra. Gabriela Cantarelli Lopes

São Carlos - SP
2025

BANCA EXAMINADORA

Trabalho de Graduação apresentado no dia 15 de julho de 2025 perante a seguinte banca examinadora:

Orientadora: Prof^ª. Dra. Gabriela Cantarelli Lopes, DEQ/UFSCar

Convidada: Prof^ª. Dra. Mônica Lopes Aguiar, DEQ/UFSCar

Professor da Disciplina: Prof. Dr. Ruy de Sousa Júnior, DEQ/UFSCar

Prof^ª. Dra. Gabriela Cantarelli Lopes

Prof^ª. Dra. Mônica Lopes Aguiar

Prof. Dr. Ruy de Sousa Júnior

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, Ana Lúcia e Vlademir, por sempre acreditarem em mim e fazerem de tudo para que esse sonho se tornasse realidade. Obrigada por tanto.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que fizeram parte dessa longa e intensa jornada.

Primeiramente, à comunidade da Universidade Federal de São Carlos, que me transformou como ser humano. Um lugar que une culturas e insiste em levar conhecimento a quem mais precisa. Aos meus professores e, em especial à minha orientadora, obrigada por todos os ensinamentos.

Aos amigos de curso que fizeram parte dessa caminhada, por cada conversa, apoio e parceria nos momentos mais desafiadores. Sofremos juntos, vencemos juntos — e agora, formamos juntos.

Aos meus pais, Ana Lúcia e Vlademir e irmãos, Julia e Gustavo, meu eterno agradecimento por todo amor e paciência. Mesmo de longe, foram meu colo, meu suporte e meus lembretes de que comer direito ainda era importante.

Ao meu companheiro, Guilherme, que teve que ouvir, sem querer, sobre reatores e transporte de massa: obrigada por ser meu equilíbrio, meu conforto e por estar ao meu lado mesmo quando tudo parecia impossível.

E à minha família de coração, a República Capitu - inclusive Bento e Baleia. Vocês foram abrigo, bagunça boa, amor e parceria. Obrigada por me mostrarem que lealdade, apoio e amizade verdadeira cabem de sobra em uma casa cheia.

Obrigada a todos por fazerem parte de mais este capítulo da minha história.

RESUMO

Nas últimas décadas a poluição por microplásticos têm sido amplamente estudada devido às ameaças que representa ao meio ambiente, com presença documentada em ecossistemas marinhos, fluviais, terrestres e atmosféricos. Este trabalho tem como objetivo realizar uma revisão bibliográfica das principais técnicas de remoção de microplásticos, analisando seus mecanismos e eficiências associadas. Inicialmente, são apresentados processos de formação de microplásticos, suas classificações, propriedades físico-químicas e comportamentos em diferentes ambientes, com o intuito de contextualizar as particularidades do material e fundamentar a escolha mais adequada das técnicas de remoção. Em seguida, são abordadas as técnicas de remoção, separadas por operações unitárias, sendo elas físicas, químicas ou biológicas. Os métodos em destaque são coagulação e floculação, oxidação (fotocatálise e ozonização), adsorção (nanocelulose e biochar), filtração, flotação/sedimentação e remoção biológica com uso de algas, bactérias e fungos. Uma análise comparativa dos resultados encontrados na literatura evidencia que, embora algumas técnicas apresentem altas taxas de remoção, os resultados podem ser distorcidos pela ausência de padronização metodológica, uma vez que os estudos costumam ser aplicados a diferentes tipos de polímeros e faixas de tamanho. Por fim, são evidenciados alguns dos principais desafios enfrentados, como a viabilidade econômica, limitações técnicas e a formação de subprodutos, como os nanoplásticos. O trabalho conclui que, apesar dos avanços tecnológicos, a remoção de microplásticos deve ser acompanhada por estratégias preventivas que envolvam mudanças estruturais no modelo de produção e consumo de plásticos.

Palavras-chave: Microplásticos; técnicas de remoção; operações unitárias; poluição ambiental; métodos físico-químicos; biodegradação.

ABSTRACT

In recent decades, microplastic pollution has been widely studied due to the environmental threats it poses, with documented presence in marine, fluvial, terrestrial, and atmospheric ecosystems. This study aims to conduct a bibliographic review of the main microplastic removal techniques, analyzing their mechanisms and associated efficiencies. Initially, the processes of microplastic formation, their classifications, physical-chemical properties and behaviors in different environments are presented, in order to contextualize the material's specificities and support the appropriate choice of removal techniques. Then, removal methods are discussed according to unit operations, categorized as physical, chemical, or biological. The highlighted methods include coagulation and flocculation, oxidation (photocatalysis and ozonation), adsorption (nanocellulose and biochar), filtration, flotation/sedimentation, and biological removal using algae, bacteria, and fungi. A comparative analysis of the results found in the literature shows that, although some techniques achieve high removal rates, the results may be distorted by the lack of methodological standardization, since the studies are usually applied to different types of polymers and size ranges. Finally, some of the main challenges faced are highlighted, such as economic viability, technical limitations, and the generation of by-products such as nanoplastics. The conclusion emphasizes that, despite technological advances, microplastic removal must be accompanied by preventive strategies that involve structural changes in the current plastic production and consumption model.

Keywords: Microplastics; removal techniques; unit operations; environmental pollution; physical-chemical methods; biodegradation.

SUMÁRIO

BANCA EXAMINADORA.....	3
DEDICATÓRIA.....	4
AGRADECIMENTOS.....	5
RESUMO.....	6
ABSTRACT.....	7
SUMÁRIO.....	8
LISTA DE FIGURAS.....	10
LISTA DE TABELAS.....	11
ABREVIACÕES.....	12
1. INTRODUÇÃO.....	14
2. OBJETIVO.....	16
3. METODOLOGIA.....	16
4. RESULTADOS.....	17
4.1. PRINCIPAIS FONTES DE GERAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS.....	17
4.1.1. MICROPLÁSTICO PRIMÁRIO.....	17
4.1.2. MICROPLÁSTICO SECUNDÁRIO.....	19
4.2. ASPECTOS FUNDAMENTAIS DA REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICO.....	21
4.2.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DOS MICROPLÁSTICOS.....	22
4.2.2. COMPORTAMENTO EM DIFERENTES MATRIZES.....	23
4.2.2.1. AMBIENTE MARINHO.....	24
4.2.2.2. AMBIENTES FLUVIAIS.....	25
4.2.2.3. AMBIENTES TERRESTRES.....	27
4.2.2.4. AMBIENTE ATMOSFÉRICO.....	29
4.3. TÉCNICAS DE REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICOS.....	31
4.3.1. REMOÇÃO QUÍMICA.....	35
4.3.1.1. COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO.....	36

4.3.1.2. OXIDAÇÃO.....	41
- Fotocatálise.....	41
- Ozonização.....	44
4.3.2. REMOÇÃO FÍSICA.....	45
4.3.2.1. ADSORÇÃO.....	45
- Nanocelulose.....	46
- Biochar.....	47
4.3.2.2. FILTRAÇÃO.....	48
4.3.2.3. FLOTAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO.....	50
4.3.3. REMOÇÃO BIOLÓGICA.....	52
4.3.3.1. ALGAS.....	53
4.3.3.2. BACTÉRIAS.....	54
4.3.3.3. FUNGOS.....	56
4.4. AVALIAÇÃO COMPARATIVA DAS TÉCNICAS DE REMOÇÃO.....	57
4.5. PERSPECTIVAS FUTURAS E DESAFIOS TECNOLÓGICOS.....	60
5. CONCLUSÃO.....	61
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	62
ANEXO A – DIREITOS AUTORAIS DAS IMAGENS.....	71
ANEXO B – LICENÇA CREATIVE COMMONS (CC BY 4.0).....	72

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1. Ciclo de vida do plástico e produtos plásticos com informações sobre fontes de perda de microplásticos primários.....	21
Figura 4.2. Fontes e rotas ambientais de microplásticos via lixiviado de aterro.....	28
Figura 4.3. Ilustração do transporte atmosférico de microplásticos.....	29
Figura 4.4. Distribuição percentual dos métodos de remoção de microplásticos.....	34
Figura 4.5. Evolução anual das publicações em relação aos métodos de remoção dos microplásticos.....	34
Figura 4.6. Imagens obtidas por microscopia eletrônica de varredura (SEM) de flocos em diferentes sistemas.....	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1. Polímeros comumente encontrados em microplásticos e suas principais aplicações..	23
Tabela 4.2. Termos utilizados para realizar pesquisas sobre cada técnica de remoção.....	32
Tabela 4.3. Número de pesquisas disponíveis de acordo com as técnicas de remoção.....	33
Tabela 4.4. Métodos de remoção química analisados.....	36
Tabela 4.5. Mecanismo geral de degradação fotocatalítica de microplásticos.....	42
Tabela 4.6. Métodos de remoção física analisados.....	45
Tabela 4.7. Métodos de remoção biológica analisados.....	53
Tabela 4.8. Resumo dos resultados de técnicas de remoção de microplásticos.....	59

ABREVIACÕES

ABS – Acrilonitrila Butadieno Estireno

AC – Carvão Ativado (*Activated Carbon*)

BC – Biocarvão (*Biochar*)

BPA – Bisfenol A

DAF – Flotação por Ar Dissolvido (*Dissolved Air Flotation*)

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

ETEs – Estações de Tratamento de Efluentes

FOG – Gorduras, Óleos e Graxas (*Fats, Oils, and Greases*)

FTIR – Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (*Fourier Transform Infrared*)

HDPE – Polietileno de Alta Densidade

ISO – Organização Internacional para Padronização (*International Organization for Standardization*)

LDPE – Polietileno de Baixa Densidade

MBR – Biorreator com Membrana (*Membrane Bio Reactor*)

MPs – Microplásticos

NOAA – Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (*National Oceanic and Atmospheric Administration*)

NPs – Nanoplásticos

PA – Poliamida

PAC – Cloreto de Polialumínio (*Polyaluminium Chloride*)

PAM – Poliacrilamida

PC – Policarbonato

PE – Polietileno

PES – Poliéster

PET – Polietileno Tereftalato

PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

POAs – Processos Avançados de Oxidação (*Advanced Oxidation Processes*)

PP – Polipropileno

PS – Poliestireno

PVC – Policloreto de Vinila

PVDF – Polifluoreto de Vinilideno

RO – Osmose Reversa (*Reverse Osmosis*)

ROS – Espécies Reativas de Oxigênio (*Reactive Oxygen Species*)

RSF – Filtração Rápida em Areia (*Rapid Sand Filtration*)

SEM – Microscopia Eletrônica de Varredura (*Scanning Electron Microscopy*)

SMU – Unidade de Membrana Submersa (*Submerged membrane Unit*)

TPA – Ácido tereftálico

UF – Ultrafiltração (*Ultrafiltration*)

UNEP – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (*United Nations Environment Programme*)

WEF – Fórum Econômico Mundial (*World Economic Forum*)

WWTP – Estação de Tratamento de Águas Residuais (*Wastewater Treatment Plant*)

1. INTRODUÇÃO

O uso do plástico tem sido amplamente discutido na atualidade uma vez que seus impactos sociais e ambientais tornaram-se mais evidentes nos últimos anos. Devido às suas propriedades físico-químicas únicas e ao baixo custo de produção, esse material tornou-se essencial para diversos setores da economia, o que levou a um crescimento expressivo em seu consumo global. Estima-se que, nas últimas cinco décadas, o uso de plásticos tenha aumentado cerca de vinte vezes. No entanto, apenas 14% das embalagens plásticas são efetivamente coletadas para reciclagem, o que evidencia a ineficiência dos modelos atuais de gestão de resíduos. O Fórum Econômico Mundial (*World Economic Forum – WEF*), em parceria com a Fundação Ellen MacArthur e a consultoria McKinsey & Company, apontou no relatório *The New Plastics Economy: Rethinking the Future of Plastics*, lançado durante a Reunião Anual do WEF em 2016, que, caso os atuais padrões de produção e descarte de plásticos se mantenham, até 2050 a massa de plásticos nos oceanos poderá ultrapassar, em peso, a de peixes (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2015).

Nesse cenário, a atenção da comunidade científica voltou-se também para os chamados microplásticos. As partículas plásticas microscópicas passaram a ser objeto de estudos a partir de 1972, quando foram identificadas em redes de plâncton na região da Nova Inglaterra, nos Estados Unidos. Desde então, à medida que cresciam as preocupações com a presença e os impactos dessas partículas em diferentes ecossistemas, novos conceitos foram sendo introduzidos, destacando-se o dos chamados microplásticos (MPs) (MONTAGNER et al., 2021).

O termo "microplástico" surgiu em 2004, e refere-se a pequenas partículas plásticas com menos de cinco milímetros de comprimento, potencialmente prejudiciais aos oceanos e à vida aquática, conforme definição estabelecida pela *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) (MONTAGNER et al., 2021; NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION, 2024). Em 2020, a norma ISO/TR 21960:2020 – *Plastics – Environmental Aspects – State of Knowledge and Methodologies*, trouxe uma definição mais técnica, caracterizando microplástico como qualquer partícula plástica sólida, insolúvel em água, com dimensões entre 1 micrômetro (μm) e 1000 μm , enquanto o termo "microplástico grande" passou a se referir a partículas sólidas, insolúveis em água, com dimensões entre 1 mm e 5 mm (MONTAGNER et al., 2021; ISO/TR 21960:2020).

Essas partículas podem ser classificadas em dois grupos principais quanto à sua origem: os microplásticos primários, que são intencionalmente produzidos em pequenas dimensões para aplicação direta em produtos comerciais, como esfoliantes, cremes dentais, tintas e produtos de limpeza; e os microplásticos secundários, que se originam da degradação de resíduos plásticos maiores em decorrência da exposição à radiação solar, ao intemperismo, à abrasão mecânica e à ação de agentes químicos e biológicos (PINHATTI, 2022).

Os microplásticos secundários representam a maior parte das partículas detectadas no ambiente, em razão da ampla disseminação de resíduos plásticos e da ineficiência dos sistemas de gestão de resíduos sólidos. Uma vez descartado, o plástico pode seguir três principais destinos: reciclagem ou reprocessamento em materiais secundários; incineração, com ou sem recuperação energética; ou descarte, seja em aterros sanitários, lixões ou diretamente no ambiente natural. Em cenários de exposição prolongada à radiação solar, por exemplo, ocorre o enfraquecimento da matriz polimérica, favorecendo sua fragmentação em partículas milimétricas ou micrométricas (GEYER, JAMBECK e LAW, 2017).

A presença de microplásticos nos ecossistemas aquáticos é de grande relevância, uma vez que, devido ao seu tamanho reduzido e à grande área superficial específica, essas partículas são facilmente absorvidas por uma variedade de organismos aquáticos, como anfípodes, copépodes, lombrigas, percebes, mexilhões, crustáceos decápodes, aves marinhas, peixes e tartarugas, podendo gerar efeitos tóxicos para toda uma cadeia alimentar. Estudos indicam que a exposição a microplásticos está associada a danos no crescimento, na reprodução e na sobrevivência dos organismos, além de promover a ocorrência de estresse oxidativo e neurotoxicidade (XU et al., 2020).

Diversos estudos têm apontado os potenciais riscos à saúde humana decorrentes da presença de microplásticos (MPs) nos ecossistemas. Os impactos podem ser diretos ou indiretos, sendo capazes de adentrar os sistemas digestivo, respiratório e circulatório, onde atuam como estressores físicos e/ou químicos ao organismo humano. Evidências obtidas por meio de estudos *in vitro* indicam que a toxicidade dos contaminantes associados aos microplásticos está relacionada, principalmente, à dose de exposição, mas também das características intrínsecas das partículas, como o tipo de polímero, o tamanho, a composição química superficial e o grau de hidrofobicidade. Nesse contexto, torna-se fundamental a quantificação da ingestão de microplásticos pelo ser humano, assim como a avaliação de seus potenciais impactos. Vale

ressaltar que as pesquisas sobre o tema ainda se encontram em estágio inicial, o que evidencia a necessidade de avanços metodológicos e científicos que permitam compreender, de forma mais robusta, os impactos dos microplásticos na saúde humana (SENATHIRAJAH et al., 2021).

Diante do aumento expressivo da produção e do descarte inadequado de plásticos, somados à sua fragmentação no meio ambiente e às consequências já mencionadas para os ecossistemas e a saúde humana, torna-se urgente a busca por soluções eficazes. Nesse sentido, o presente trabalho propõe uma revisão bibliográfica voltada à análise dos métodos atualmente disponíveis para sua remoção em diferentes contextos ambientais. Para isso, o estudo aborda a origem dos microplásticos, seu comportamento nos diferentes ecossistemas e, por fim, as principais técnicas empregadas em sua remoção, englobando mecanismos físicos, químicos e biológicos. A compreensão aprofundada das fontes, do comportamento e dos impactos desse poluente é fundamental para o desenvolvimento de estratégias assertivas e políticas públicas voltadas à mitigação dos danos ambientais e à promoção da saúde coletiva.

2. OBJETIVO

Este trabalho tem como objetivo reunir, organizar e interpretar a literatura científica disponível acerca dos principais métodos empregados para a remoção de microplásticos em diferentes contextos ambientais através da análise de seus mecanismos, eficiências, vantagens e limitações. Nesse sentido, propõe-se: identificar as principais fontes e mecanismos de geração de microplásticos; classificá-los de acordo com sua origem, propriedades e comportamento em distintos ambientes; analisar os principais métodos físicos, químicos e biológicos atualmente utilizados para sua remoção; avaliar comparativamente a eficácia e as limitações; e apontar oportunidades para pesquisas futuras.

3. METODOLOGIA

Este trabalho consiste em uma revisão bibliográfica narrativa com abordagem qualitativa, fundamentada na seleção e análise de publicações científicas, relatórios técnicos e documentos institucionais relevantes sobre microplásticos. A pesquisa foi conduzida por meio da base *Web Of Science* e repositórios acadêmicos de universidades como UFSCar, USP e UNESP, utilizando palavras-chave como *microplastics*, *removal methods*, *physical-chemical methods*,

biodegradation, filtration, sedimentation, adsorption, coagulation, flocculation, photocatalysis, bioremediation e suas correspondentes em português.

A seleção considerou publicações entre os anos de 1999 e 2025, priorizando estudos recentes, revisões sistemáticas, artigos com alto fator de impacto e documentos de organizações internacionais, como o PNUMA (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente), o Fórum Econômico Mundial (*World Economic Forum* – WEF) e a Fundação Ellen MacArthur.

A análise dos dados foi realizada de forma qualitativa, com ênfase na identificação de desafios e avanços relacionados às fontes de emissão, tecnologias de remoção e potenciais impactos ambientais e à saúde humana. Além disso, buscou-se destacar oportunidades para futuras pesquisas no tema.

4. RESULTADOS

4.1. PRINCIPAIS FONTES DE GERAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS

O plástico está presente em praticamente todos os aspectos da vida moderna, como embalagens, construção, veículos, eletrônicos, agricultura, vestuário e produtos de higiene e limpeza. Suas propriedades, como leveza, durabilidade e baixo custo, permitem uma ampla variedade de aplicações (BOUCHER; FRIOT, 2017).

Para estudar de maneira mais assertiva a remoção de microplásticos, é fundamental compreender a origem desses materiais, uma vez que isso permite identificar suas principais características, como composição, tamanho e local de descarte. Por exemplo, fragmentos irregulares de polietileno, poliestireno e polipropileno sugerem origem na degradação de macroplásticos, enquanto esferas regulares indicam o uso em produtos de limpeza. Essas informações são fundamentais para avaliar as vias de entrada dos microplásticos nos ecossistemas marinhos (BROWNE et al., 2011). Os microplásticos podem ser classificados como primários ou secundários, conforme sua origem. A seguir, cada uma dessas classificações será abordada em detalhes.

4.1.1. MICROPLÁSTICO PRIMÁRIO

Os microplásticos primários referem-se às partículas plásticas liberadas diretamente no meio ambiente, seja por meio de sua adição intencional a produtos, como ocorre com as microesferas utilizadas em cosméticos e produtos de higiene pessoal, seja por processos de

abrasão e desgaste de materiais plásticos durante as etapas de fabricação, uso ou manutenção. Exemplos típicos incluem o atrito de pneus e a liberação de fibras sintéticas durante a lavagem de roupas (BOUCHER; FRIOT, 2017).

Apesar de diversas fontes emissoras de microplásticos primários já terem sido identificadas na literatura científica, sua quantificação ainda é limitada, o que tem direcionado os debates sobre a poluição plástica para a gestão de resíduos sólidos (BOUCHER; FRIOT, 2017). Embora os efluentes de esgoto sejam reconhecidos como uma das rotas de entrada dessas partículas nos ecossistemas aquáticos, outras fontes igualmente relevantes têm sido apontadas, como a presença de partículas abrasivas em produtos de limpeza e o derramamento acidental de pellets e pós plásticos (BROWNE et al., 2011). A seguir, destacam-se algumas dessas principais fontes:

- a. **Pellets plásticos:** Matérias-primas utilizadas na indústria de transformação de plásticos, os pellets são frequentemente dispersos no meio ambiente em razão de incidentes durante as etapas de produção, manuseio, transporte ou reciclagem ao longo da cadeia produtiva do plástico (BOUCHER; FRIOT, 2017; MATO et al., 2001).
- b. **Têxteis sintéticos:** A lavagem de tecidos sintéticos, tanto em ambientes domésticos quanto industriais, promove a liberação de microfibras por abrasão. Essas fibras, compostas majoritariamente por poliéster, polietileno, acrílico ou elastano, são descartadas nos sistemas de esgoto e podem alcançar ambientes marinhos (BOUCHER; FRIOT, 2017). Estima-se que os têxteis sejam responsáveis por aproximadamente 9% das perdas anuais de microplásticos nos oceanos (UNEP, 2023).
- c. **Pneus:** O desgaste de pneus em uso resulta na liberação de micropartículas compostas por uma matriz de polímeros sintéticos. Essas partículas podem ser dispersas pelo vento ou escoadas pelas chuvas, sendo estimado que contribuam com cerca de 5 a 10% do total de plásticos que chegam aos oceanos — proporção comparável à das garrafas plásticas (BOUCHER; FRIOT, 2017; KOLE et al., 2017).
- d. **Sinalização rodoviária:** Aplicadas na infraestrutura viária, essas sinalizações podem ser constituídas por tintas, termoplásticos, fitas poliméricas ou resinas epóxi. A degradação por

intemperismo e a abrasão gerada por veículos promovem a liberação de microplásticos para o ambiente (BOUCHER; FRIOT, 2017).

- e. **Revestimentos marinhos:** Empregados em embarcações para fins de proteção contra corrosão e bioincrustação, esses revestimentos incluem tintas anticorrosivas, antifouling e vernizes, formulados principalmente com poliuretano, epóxi, vinil e outros polímeros. Durante a construção, manutenção ou descarte das embarcações, esses materiais podem ser fragmentados, liberando microplásticos no ambiente aquático (BOUCHER; FRIOT, 2017).
- f. **Produtos de cuidados pessoais:** As microesferas plásticas presentes em cosméticos e produtos de higiene são utilizadas com funções variadas, como esfoliação, modificação de viscosidade ou liberação de princípios ativos (BOUCHER; FRIOT, 2017). Embora tenham sido recentemente proibidas em países como Estados Unidos, Canadá e membros da União Europeia, tais aditivos ainda são amplamente empregados em diversos outros contextos, apresentando risco de impacto ambiental de longa duração (HERNANDEZ; YOUSEFI; TUFENKJI, 2017). Além disso, processos industriais que envolvem mistura de alto cisalhamento podem ocasionar a fragmentação dessas microesferas, contribuindo para a formação de nanoplásticos (HERNANDEZ; YOUSEFI; TUFENKJI, 2017).

4.1.2. MICROPLÁSTICO SECUNDÁRIO

Já os microplásticos secundários são definidos como partículas plásticas originadas da degradação de itens plásticos maiores em fragmentos menores, uma vez expostos ao ambiente marinho (BOUCHER; FRIOT, 2017). Esse processo de degradação é impulsionado principalmente pela exposição à radiação ultravioleta (fotodegradação), pela ação de agentes químicos presentes na água do mar (degradação química) e pela atuação de microrganismos (biodegradação). À medida que esses mecanismos atuam de forma conjunta ou sequencial, os resíduos plásticos maiores vão perdendo sua integridade mecânica, tornando-se frágeis e propensos à fragmentação em partículas menores, como macropelásticos (> 25 mm), mesopelásticos (5–25 mm) e microplásticos (< 5 mm) (UNEP, 2016).

A degradação ambiental de plásticos é um processo contínuo e cumulativo, cujo avanço depende de fatores como intensidade da radiação solar, salinidade da água, temperatura, disponibilidade de oxigênio e presença de comunidades microbianas. A biodegradação, em especial, ocorre de maneira mais eficiente quando as condições ambientais permitem a atuação

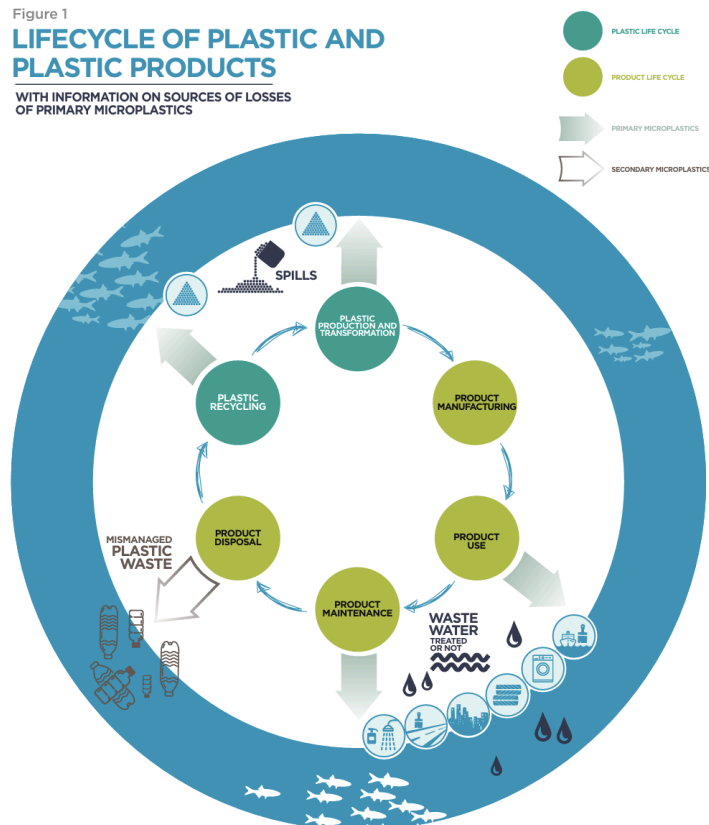
prolongada de microrganismos capazes de metabolizar compostos poliméricos, levando, eventualmente, à mineralização do material, ou seja, à sua conversão em dióxido de carbono, água e outros subprodutos naturais. No entanto, essa etapa final é raramente alcançada em ambientes marinhos, uma vez que os parâmetros ideais de temperatura e tempo necessários para uma biodegradação completa — como os praticados em sistemas de compostagem industrial (>50 °C por várias semanas) — não são replicáveis no oceano (UNEP, 2016).

A extensão do problema é alarmante. Estima-se que entre 4,8 e 12,7 milhões de toneladas de resíduos plásticos sejam introduzidas nos oceanos anualmente devido ao manejo inadequado de resíduos sólidos, contribuindo significativamente para a geração de microplásticos secundários (BOUCHER; FRIOT, 2017). Algumas das principais fontes de microplásticos secundários incluem:

- a. **Fragmentação de embalagens plásticas:** Sacolas, garrafas, tampas, utensílios descartáveis e filmes plásticos são amplamente descartados em ambientes terrestres e aquáticos. A exposição prolongada à radiação solar (fotodegradação) e à ação de intempéries favorece sua fragmentação em micropartículas.
- b. **Redes de pesca e equipamentos náuticos:** Redes de pesca perdidas ou descartadas, boias, cordas e outros artefatos utilizados na atividade pesqueira sofrem abrasão e fotodegradação contínua em ambientes marinhos. A liberação de fibras sintéticas e fragmentos contribui para a carga de microplásticos secundários nos oceanos. Acredita-se que a taxa de acumulação dos denominados *ghost gear* (equipamento fantasma) seja 800.000 toneladas por ano - ou uma tonelada a cada 40 segundos - representando 10% de todo o plástico que entra nos oceanos (WORLD ANIMAL PROTECTION, 2019).
- c. **Plásticos agrícolas:** Filmes de cobertura utilizados em plantações (*mulching*), especialmente polietileno, com o objetivo de melhorar o clima do solo. Estudos indicam que a degradação desses materiais contribui para a contaminação de solos e águas subterrâneas (QI et al., 2018).
- d. **Resíduos industriais e de construção civil:** Fragmentos de materiais plásticos utilizados em obras, como canos, isolantes e espumas, podem ser degradados e transportados para o meio ambiente quando não são descartados de maneira adequada.

Um esquema ilustrativo acerca da origem e destino dos microplásticos pode ser observado na Figura 4.1.

Figura 4.1. Ciclo de vida do plástico e produtos plásticos com informações sobre fontes de perda de microplásticos primários.



Fonte: Boucher, J. and Friot D. Lifecycle of Plastic and Plastic Products with Information on Sources of Losses of Primary Microplastics. 2017. Imagem digital. Disponível em: dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en. Acesso em: 01 jun 2025. Observação: A figura pode ser utilizada com a devida referência.

4.2. ASPECTOS FUNDAMENTAIS DA REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICO

A remoção de microplásticos exige uma compreensão detalhada das características dos resíduos plásticos presentes no ambiente, uma vez que dados sobre sua composição e distribuição fornecem informações essenciais sobre os níveis de poluição e servem como base para futuros monitoramentos e estratégias de mitigação. Esses dados são fundamentais não apenas para entender a magnitude do problema, mas também para auxiliar na tomada de decisões eficazes em relação à gestão do lixo plástico (PEGADO et al., 2024).

4.2.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DOS MICROPLÁSTICOS

Para iniciar o estudo sobre a remoção de microplásticos, é importante compreender os desafios envolvidos, bem como as propriedades físico-químicas dos materiais. Como mencionado anteriormente, os microplásticos apresentam uma variedade de tamanhos, composições químicas e densidades, o que dificulta a remoção eficiente. Um estudo realizado no Mar Mediterrâneo em 2022 identificou o polietileno (PE) como o microplástico mais prevalente, devido ao seu uso em embalagens e filmes plásticos. No entanto, o polipropileno (PP) também é comumente encontrado, e por ser mais suscetível ao envelhecimento, fragmenta-se mais rapidamente (KEDZIERSKI et al., 2022).

Além disso, um estudo realizado no Brasil, em 2023, identificou as características das partículas de microplásticos ao longo de uma linha costeira de mais de 4.600 km. A pesquisa levou em consideração atributos como formato, cor, tamanho e composição polimérica. A cor, por exemplo, desempenha um papel crucial na identificação das fontes de poluição, pois está diretamente relacionada à origem do material, além de influenciar a atração de organismos marinhos, impactando a toxicidade e a degradação ambiental (PEGADO et al., 2024). Entre os materiais encontrados, 45% eram isopor, 39% fragmentos, 6% pellets, 4% filmes, 2% filtros de cigarro, 1% filamentos e menos de 1% consistiam de borracha, silicone e tecido sintético. Quanto à cor, a distribuição foi a seguinte: predominância de material branco, seguido por azul, verde, amarelo e transparente. Em relação à composição polimérica, 40% dos resíduos eram polietileno, 32% polipropileno, com 7% de acrilonitrila butadieno estireno (ABS) e outros materiais em menores proporções. Os tamanhos variaram de 0,1 mm a 4,9 mm (PEGADO et al., 2024).

Outro dado relevante é que áreas urbanizadas e turísticas apresentaram uma maior concentração de microplásticos, sendo que os pellets foram encontrados principalmente em regiões próximas a zonas industriais (PEGADO et al., 2024). A Tabela 4.1. apresenta as principais aplicações associadas a cada tipo de plástico.

Tabela 4.1. Polímeros comumente encontrados em microplásticos e suas principais aplicações.

Tipo de polímero	Aplicação
Poliestireno (PE)	Garrafas plásticas, sacolas de supermercado
Polipropileno (PP)	Embalagens, tampas de garrafa, cordas, carpetes, equipamentos de laboratório, canudos
Poliéster (PES)	Têxteis
Poliestireno (PS)	Espumas para embalagens, copos descartáveis, recipientes para alimentos, CDs, materiais de construção
Poliamidas (PA)	Têxteis, cerdas de escovas de dentes, linhas de pesca, setor automotivo
Polycarbonato (PC)	CDs, DVDs, materiais de construção, eletrônicos, lentes
Cloreto de polivinila (PVC)	Tubulações, esquadrias, pisos, cortinas de banho
Polietileno tereftalato (PET)	Garrafas de refrigerante, embalagens de alimentos, isolamento térmico, blisters
Polietileno de baixa densidade (LDPE)	Embalagens, recipientes de uso geral, cortinas de banho, pisos
Acrilonitrila butadieno estireno (ABS)	Instrumentos musicais, impressoras, monitores, tubulações de esgoto, equipamentos de proteção

Fonte: Adaptado de FOX et al., 2024.

4.2.2. COMPORTAMENTO EM DIFERENTES MATRIZES

Com essas informações sobre as características dos materiais, torna-se necessário entender em quais ambientes estes microplásticos estão presentes e como sua disseminação pode afetar diferentes ecossistemas, como os marinhos, fluviais e terrestres. Dessa forma, ao identificar as fontes e os meios pelos quais os microplásticos chegam aos ecossistemas aquáticos, podemos planejar abordagens mais eficazes para sua remoção e prevenção.

4.2.2.1. AMBIENTE MARINHO

Dentre os ambientes impactados, os ecossistemas marinhos e costeiros merecem destaque por sua grande extensão e relevância ecológica. Além de ocuparem cerca de 71% da superfície terrestre e sustentarem uma vasta biodiversidade — desde organismos primitivos até espécies altamente desenvolvidas —, esses ambientes funcionam como receptores finais de microplásticos transportados por rios, esgoto e ventos atmosféricos. O crescente impacto das atividades humanas, especialmente o descarte inadequado de plásticos, representa uma ameaça significativa a esses ecossistemas e a interação desses materiais com poluentes químicos orgânicos e metais pesados pode causar efeitos devastadores sobre a biodiversidade marinha e comprometer a saúde ambiental desses habitats (THUSHARI; SENEVIRATHNA., 2020; GUO; WANG, 2019).

Estima-se que mais de 80% dos microplásticos marinhos tenham origem terrestre, sendo os principais vetores os efluentes domésticos e industriais, além da erosão de aterros sanitários situados próximos a corpos hídricos (BOUCHER; FRIOT, 2017). Entre os mecanismos de transporte desses poluentes, destaca-se o escoamento de vias, responsável por cerca de 66% das perdas de microplásticos primários. Esse processo ocorre quando a água da chuva ou o derretimento da neve carrega resíduos urbanos, como partículas de pneus, fragmentos de sinalização viária e pellets plásticos, que frequentemente são direcionados a sistemas de drenagem sem tratamento adequado, alcançando rios e, posteriormente, o oceano (BOUCHER; FRIOT, 2017).

Embora apenas 32% dos microplásticos transportados por vias urbanas cheguem efetivamente aos oceanos (sendo o restante retido no solo ou em sistemas de esgoto), quando somados às emissões provenientes das estações de tratamento de águas residuais e do transporte aéreo (vento), o impacto ambiental torna-se significativo (BOUCHER; FRIOT, 2017). Dessa forma, a combinação entre o escoamento superficial urbano e a baixa eficiência dos sistemas de tratamento de efluentes contribui significativamente para a liberação contínua de microplásticos nos oceanos, agravando os efeitos sobre os ecossistemas costeiros e marinhos (LAW, 2017).

Ao longo da última década, diversos estudos investigaram a presença de microplásticos nos oceanos, sendo que alguns se destacaram pelos resultados obtidos. Em 2018, uma pesquisa analisou a presença desses poluentes na superfície do Oceano Pacífico Noroeste utilizando uma rede do tipo *manta trawl* com malha de 330 μm , seguida de caracterização morfológica e composicional das partículas. Os resultados apontaram uma concentração média de $1,0 \times 10^4$

partículas por quilômetro quadrado, com predominância do polietileno (57,8%), seguido pelo polipropileno (36%) e náilon (3,4%) (PAN et al., 2019).

Em contrapartida, um estudo publicado em 2020 e conduzido em áreas costeiras do Oceano Atlântico Norte, utilizou redes com diferentes tamanhos de malha (100, 333 e 500 μm) e revelou que, ao se utilizar uma malha de 100 μm , as concentrações de microplásticos foram significativamente maiores do que com as malhas tradicionais. Por meio de extrapolação dos dados, os autores estimaram que, com uma malha de 1 μm , a concentração real poderia atingir aproximadamente 3700 partículas por metro cúbico. Esses dados demonstram que o uso de redes convencionais de 333 μm pode levar à subestimação das concentrações reais de microplásticos na água, uma vez que partículas menores e microfibras não são capturadas (LINDEQUE et al., 2020).

O ambiente marinho é, até o momento, o mais amplamente estudado no que se refere à presença e aos impactos dos microplásticos. Essa ênfase se justifica pelo fato de os oceanos funcionarem como receptores finais de resíduos transportados por diversos compartimentos ambientais, especialmente os sistemas fluviais. Rios e córregos atuam como importantes vetores de transporte de microplásticos originados em ambientes urbanos, industriais e agrícolas, carregando esses poluentes até os mares. Além disso, a vasta extensão dos oceanos, sua alta biodiversidade e sua relevância ecológica e econômica tornam essencial a compreensão dos efeitos da poluição por microplásticos nesses ecossistemas.

4.2.2.2. AMBIENTES FLUVIAIS

Além dos ambientes marinhos, diversos estudos têm buscado compreender os impactos dos microplásticos (MPs) em ecossistemas de água doce, como rios e lagos, considerando, assim, todo o sistema fluvial. As águas residuais urbanas são consideradas uma das principais vias de entrada de MPs nos corpos hídricos continentais (RICO et al., 2023). Estima-se que as estações de tratamento de esgoto com tratamentos secundários e terciários possam remover de 80 a 85% dos MPs presentes nas águas residuais, respectivamente, ultrapassando 99% em ETEs (Estações de Tratamento de Efluentes) de que contenham separação sólido/líquido ou reatores de membrana (ZOCCALI et al., 2025). No entanto, apenas 52% do esgoto gerado mundialmente é efetivamente tratado, sendo essa taxa de 74% em países de alta renda e apenas 4,2% em países em desenvolvimento (BALLA; MOSHEN; KISS, 2024). Esses dados indicam que, em regiões

com infraestrutura sanitária precária ou inexistente, as águas residuais não tratadas representam uma importante fonte de entrada de MPs nos ambientes aquáticos, reforçando a necessidade de investigar a transferência desses contaminantes dos rios para os oceanos.

No Brasil, assim como em outros países, a maioria das pesquisas concentra-se nos ambientes marinhos. Contudo, há evidências de que ambientes de água doce utilizados para recreação ou com alta interação humana tendem a apresentar maior presença de microplásticos (OLIVEIRA; HATTORI; SANT'ANNA, 2023). O Rio Amazonas, por exemplo, lança anualmente mais de 5×10^{12} m³ de água nos oceanos, o que corresponde a aproximadamente 17% do volume total de água doce despejada nos mares. Considerando que apenas cerca de 12% da população urbana da região amazônica tem acesso ao saneamento básico, há uma preocupação significativa quanto à carga de esgoto não tratado lançada diretamente nos corpos hídricos, o que contribui para a dispersão de MPs no ambiente marinho (RICO et al., 2023).

Em um estudo realizado na cidade de Itacoatiara, na região amazônica brasileira, verificou-se que corpos d'água represados apresentaram maiores concentrações de microplásticos em comparação com ambientes de água doce não represados. As áreas utilizadas para atividades recreativas mostraram-se consideravelmente mais contaminadas do que as áreas adjacentes sem uso direto, evidenciando a influência das atividades antrópicas na poluição por MPs na Amazônia Central (OLIVEIRA; HATTORI; SANT'ANNA, 2023). Dadas as características da bacia hidrográfica amazônica — marcada por alta capacidade de diluição e baixa densidade populacional —, é preocupante o fato de que as concentrações de MPs detectadas no Rio Amazonas já se equiparam às observadas em rios altamente impactados da Europa (RICO et al., 2023).

Outro estudo de relevância nacional foi conduzido no Rio Tietê, que recebe a maior carga de efluentes domésticos e industriais da região metropolitana de São Paulo, a mais populosa do país. O acúmulo de resíduos sólidos nesta região é frequentemente apontado como um fator crítico de degradação ambiental. O rio apresenta parâmetros de qualidade da água extremamente comprometidos, a ponto de inviabilizar a vida aquática em determinados trechos e funcionar como uma barreira química à dispersão de espécies de peixes. As análises indicaram que o trecho médio do rio Tietê e os corpos hídricos regionais associados encontram-se intensamente contaminados por microplásticos (MARIANO et al., 2025).

Estudar a presença e o comportamento dos MPs em sistemas fluviais impõe desafios, em parte devido à complexidade dinâmica desses ecossistemas. Um estudo recente (2024) destacou que a hidrologia — incluindo períodos de estiagem, cheias e a sucessão de eventos hidrológicos — exerce papel fundamental no transporte e na distribuição dos MPs nos rios. Além disso, a contribuição dos afluentes gera padrões espaciais variados, afetando a dinâmica dos sedimentos em suspensão e dos MPs, que não são distribuídos uniformemente ao longo do curso d'água, mas ocorrem em concentrações irregulares, formando “nuvens” de partículas (BALLA; MOSHEN; KISS, 2024).

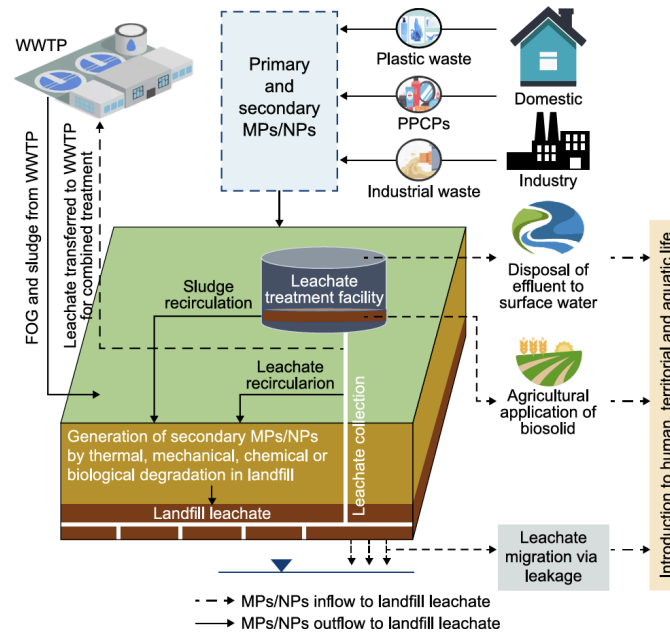
4.2.2.3. AMBIENTES TERRESTRES

Os microplásticos vêm sendo detectados nos ecossistemas terrestres, onde se acumulam principalmente nos solos. A introdução desses contaminantes pode ocorrer por múltiplas vias, e seus impactos já vêm sendo observados de diferentes maneiras — especialmente na alteração de propriedades físico-químicas do solo, como pH, agregação, densidade aparente e capacidade de retenção de água, fatores que afetam diretamente a fisiologia e o crescimento das plantas (LI et al., 2023). Uma vez depositados no solo, os microplásticos são translocados pelo perfil do solo por meio da bioturbação por animais como minhocas, atividades agrícolas como aragem, e também por fenômenos naturais, como a precipitação e a desagregação do solo (BOOTS, 2022).

Entre as principais fontes de microplásticos em ambientes terrestres, destacam-se os chorumes de aterros sanitários e a aplicação de filmes plásticos na cobertura do solo para incremento da produtividade (LI et al., 2023).

Um estudo recente, realizado em 2023, investigou a presença de MPs em chorumes de aterros sanitários. Estes microplásticos podem ser de origem primária ou secundária, e chegam ao chorume por meio da infiltração de água da chuva. Podem ainda percolar o solo, atingir o lençol freático e se dispersar para outras áreas terrestres e até ambientes marinhos (KABIR et al., 2023). As duas principais fontes de MPs nesses chorumes são os resíduos sólidos urbanos e os efluentes oriundos de estações de tratamento de esgoto. Neste último caso, os MPs ficam retidos em estruturas como o "FOG" (sigla em inglês para gordura, óleo e graxa) e no lodo sólido gerado durante o processo de tratamento. A Figura 4.2. ilustra as possíveis fontes de microplásticos nos chorumes de aterros (KABIR et al., 2023).

Figura 4.2. Fontes e rotas ambientais de microplásticos via lixiviado de aterro.



Fonte: Kabir, M. S. et al. Source and environmental pathways of microplastics via landfill leachate. 2023. Imagem digital. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jese.2023.100256>. Acesso em: 01 jun 2025. Licença: Creative Commons BY-NC-ND 4.0.

É importante ressaltar que, mesmo em aterros sanitários dotados de tratamento adequado — que compreende etapas como biodegradação aeróbia inicial, transição para condições anaeróbicas, formação de ácidos e hidrólise, metanogênese (produção de metano) e estabilização/maturação — o plástico não é eliminado. Pelo contrário, esses processos acabam acelerando a fragmentação de resíduos plásticos maiores, promovendo a geração de microplásticos (KABIR et al., 2023).

Um dado sobre a presença de MPs em aterros está relacionado ao cenário europeu: na Sérvia, Bósnia e Herzegovina, o principal método de tratamento de resíduos sólidos municipais é o aterro, enquanto países como Islândia, Noruega e Finlândia apresentam taxas significativamente mais altas de reciclagem. Além disso, a Noruega se destaca pela maior taxa de incineração de resíduos entre os países analisados (MONDOL; ANGON; ROY, 2024).

Outra importante via de entrada de microplásticos no solo é a aplicação deliberada de filmes plásticos na agricultura — prática conhecida como *mulching* — utilizada para criar microclimas favoráveis ao desenvolvimento de determinadas culturas (BOOTS, 2022). Essa técnica visa, principalmente, melhorar a eficiência no uso da água, regular a temperatura do solo

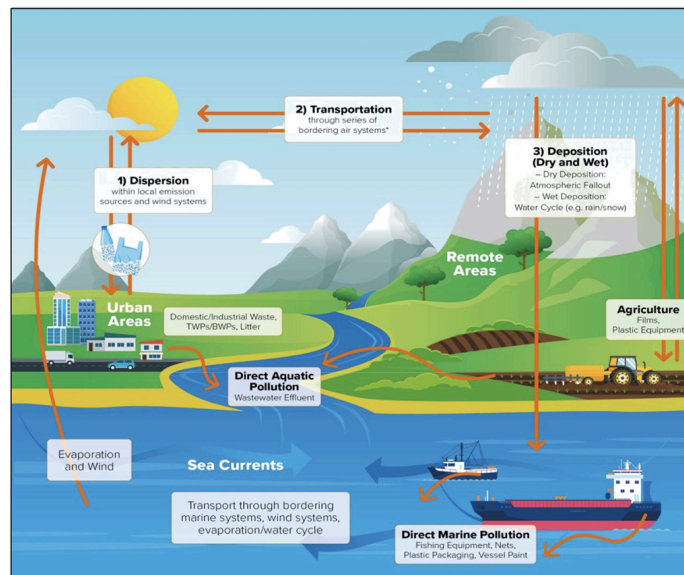
e inibir o crescimento de plantas daninhas (WELTMEYER; ROß-NICKOLL, 2024). No entanto, devido à sua baixa espessura e ao uso recorrente com remoção parcial, há acúmulo de fragmentos plásticos menores, que podem se degradar até a formação de partículas de microplástico no solo (WELTMEYER; ROß-NICKOLL, 2024).

Esses MPs podem causar diversos impactos ao ambiente do solo. Em escala microbiana, observam-se alterações na estrutura da comunidade, aumento da biomassa e redução da biodiversidade microbiana e bacteriana. Em relação à fauna do solo, os efeitos são predominantemente negativos, com evidências de diminuição no crescimento e na reprodução de organismos como minhocas e colêmbolos (WELTMEYER; ROß-NICKOLL, 2024).

4.2.2.4. AMBIENTE ATMOSFÉRICO

A poluição por microplásticos mostra-se onipresente nos ambientes marinhos, de água doce, terrestres e, agora, atmosféricos (ZHANG et al., 2020b). O transporte atmosférico ocorre quando os microplásticos (MPs) se tornam aerotransportados e são levados pelas camadas atmosféricas globais e pelos sistemas de vento, como mostrado na Figura 4.3. (FOX et al., 2024). Nos últimos anos, esse tipo de transporte tem sido reconhecido como um vetor importante de deposição de MPs em ambientes terrestres e aquáticos (ZHANG et al., 2020b).

Figura 4.3. Ilustração do transporte atmosférico de microplásticos.



Fonte: FOX, S. et al. An illustration of atmospheric transport of MPs. 2024. Imagem digital. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122938>. Acesso em: 01 jun 2025. Licença: Creative Commons BY-NC-ND 4.0.

A caracterização física dos MPs é essencial para compreender seu comportamento aerodinâmico no ar e sua capacidade de transporte de longa distância (ZHANG et al., 2020b). Essa capacidade de dispersão está diretamente relacionada às suas propriedades físico-químicas, como tamanho, composição, massa e densidade. MPs menores e mais leves são mais propensos ao transporte pelo vento. Assim, estudar a distribuição e o acúmulo desses materiais em diferentes condições ambientais é fundamental para entender como suas características influenciam seu comportamento no ar (LIU et al., 2019).

A densidade dos polímeros varia entre os diferentes tipos de plásticos, influenciando sua trajetória rumo à atmosfera. Polímeros de menor densidade, como PE, PP e PS expandido, são frequentemente encontrados em amostras de água e na deposição atmosférica. No entanto, estudos também identificaram polímeros mais densos — como PS, PVC e PES — em amostras atmosféricas e de massas de ar (ZHANG et al., 2020b). Além disso, análises indicam que certos tipos de polímeros, como PET e PES, são mais comuns em regiões remotas, enquanto PE e PP predominam em áreas urbanas. Essa diferenciação pode sugerir preferências no transporte atmosférico com base na composição polimérica (FOX et al., 2024).

Quanto à morfologia, Zhang (2020b) destaca que a fibra é a forma predominante dos MPs atmosféricos, possivelmente oriunda da liberação de fibras têxteis durante o uso e lavagem de roupas, bem como da presença de materiais sintéticos em ambientes internos. Além das fibras, também foram identificados fragmentos, filmes e esferas, sugerindo múltiplas fontes de emissão e diferentes processos de degradação e transporte (ZHANG et al., 2020b). Estudos recentes confirmam essa predominância, demonstrando que fibras representam a maior parte das partículas em áreas remotas (67,8%) quando comparadas às áreas urbanas (39,3%), local em que fragmentos, filmes, esferas e espumas foram mais frequentes (FOX et al., 2024).

Já em relação ao tamanho, os MPs atmosféricos estão concentrados majoritariamente na faixa inferior, com 50–80% variando entre 100 e 500 μm , e apenas uma pequena proporção entre 500 e 1000 μm ou entre 1000 e 5000 μm (10–30%) (ZHANG et al., 2020b).

Essa movimentação de partículas entre ecossistemas, mediada pela atmosfera, também depende de variáveis como velocidade e direção dos ventos, correntes ascendentes e descendentes, convecção e turbulência, influenciando diretamente a dinâmica fonte-sumidouro da poluição plástica. É amplamente aceito que os oceanos funcionam como sumidouros finais dos microplásticos, enquanto ambientes terrestres e de água doce atuam como fontes e vias

importantes até que os MPs atinjam os oceanos. Os MPs atmosféricos conectam os processos que influenciam o fluxo e a retenção desses poluentes no ambiente. No entanto, os processos envolvidos nesse tipo de transporte ainda são pouco compreendidos, e o impacto real da deposição atmosférica nos ecossistemas permanece incerto (ZHANG et al., 2020b).

Diante dessas lacunas, a modelagem do transporte de partículas atmosféricas surge como um campo promissor e desafiador, com necessidades urgentes de avanços na definição e descrição da dinâmica desses poluentes. Sabe-se que, uma vez em movimento, uma partícula pode rastejar ou rolar sobre uma superfície, seguir trajetórias balísticas ou permanecer suspensa no fluxo de ar — desde que o componente vertical da velocidade do vento seja superior à sua velocidade de sedimentação (PRESTON et al., 2023).

Um estudo realizado em 2023 (PRESTON et al., 2023) aplicou a Lei de Stokes para estimar a velocidade de deposição de MPs e evidenciou diversos desafios na modelagem do transporte atmosférico desses materiais. Além da escassez de dados empíricos que sustentem uma modelagem mais precisa, destaca-se a ampla variedade de formas das partículas, o que compromete a validade de tratá-las como esferas. O estudo sugere que modelar o transporte e as trajetórias dos MPs com um único conjunto de parâmetros físicos é inadequado para amostras compostas por partículas com diferentes formatos. Ou seja, os modelos de transporte e dispersão atmosférica precisam incorporar a morfologia das partículas, uma vez que MPs de tamanho semelhante, mas com formas distintas, podem percorrer distâncias muito diferentes e ter origens variadas.

Com isso, o transporte dos microplásticos através do vento sugere uma linha de estudos não vista anteriormente: a constatação de que essas partículas estão alcançando os ecossistemas mais extremos e isolados do planeta — como regiões polares, áreas de alta altitude e zonas oceânicas remotas, situados a centenas ou milhares de quilômetros das fontes de produção deste material — mesmo em locais onde não há atividade humana. Isso reforça as preocupações quanto à exposição de animais silvestres a MPs, mesmo em locais considerados preservados, já que a inalação ou ingestão dessas partículas pode trazer sérios riscos (FOX et al., 2024).

4.3. TÉCNICAS DE REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICOS

Para iniciar a investigação sobre as técnicas de remoção de microplásticos, torna-se essencial compreender quais abordagens vêm sendo mais exploradas pela comunidade científica

nos últimos anos, bem como avaliar se essas técnicas são as mais eficientes. Com esse objetivo, foi realizada uma pesquisa preliminar para identificar os tópicos mais recorrentes na última década, por meio da análise de publicações científicas disponíveis na base de dados *Web of Science*.

A busca foi segmentada de acordo com as três principais categorias de técnicas — físicas, químicas e biológicas — e, para cada uma delas, foram empregadas palavras-chave específicas. Utilizou-se o filtro “*Topic*”, que abrange os termos presentes no título, no resumo, nas palavras-chave dos autores e nas palavras-chave indexadas pela base. Esse critério permite reduzir o ruído gerado por artigos que apenas mencionam superficialmente os termos de interesse, garantindo maior precisão nos resultados. As palavras-chave utilizadas estão listadas na Tabela 4.2., e os resultados obtidos por categoria estão consolidados na Tabela 4.3..

Tabela 4.2. Termos utilizados para realizar pesquisas sobre cada técnica de remoção.

	Físicas	Químicas	Biológicas
Palavras utilizadas na busca	microplastic AND “physical removal”, “physical treatment”, filtration, “sand filtration”, “membrane filtration”, microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration, sedimentation, flotation, “dissolved air flotation”, DAF, adsorption, “activated carbon”, biochar, magnetic adsorbent, electrocoagulation, screening, sieving	microplastic AND “chemical removal”, “chemical treatment”, coagulation, flocculation, oxidation, “advanced oxidation processes”, AOP, chlorination, ozonation, “Fenton reaction”, photocatalysis, “chemical degradation”	microplastic AND “biological removal”, “biological treatment”, biodegradation, “enzymatic degradation”, “microbial degradation”, “biofilm degradation”, bioremediation, biosorption

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

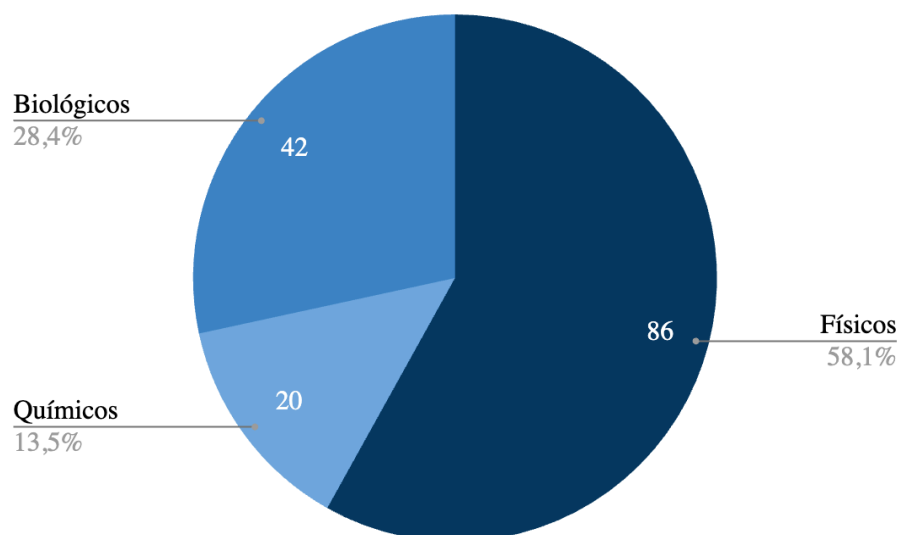
Tabela 4.3. Número de pesquisas disponíveis de acordo com as técnicas de remoção.

Ano de publicação	Físicas	Químicas	Biológicas	Físicas + Químicas	Físicas + Biológicas	Químicas + Biológicas	Físicas + Químicas + Biológicas	Soma/Ano
2015	0	0	0	0	0	0	0	0
2016	0	0	0	0	0	0	0	0
2017	1	1	0	1	0	0	0	3
2018	1	1	0	0	0	0	0	2
2019	5	2	2	1	0	0	0	10
2020	3	1	3	0	0	0	0	7
2021	13	4	7	1	1	2	1	29
2022	13	4	13	1	1	2	1	35
2023	23	2	8	1	0	1	0	35
2024	23	5	7	1	2	0	0	38
2025	4	0	2	0	0	0	0	6
Soma	86	20	42	6	4	5	2	165

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

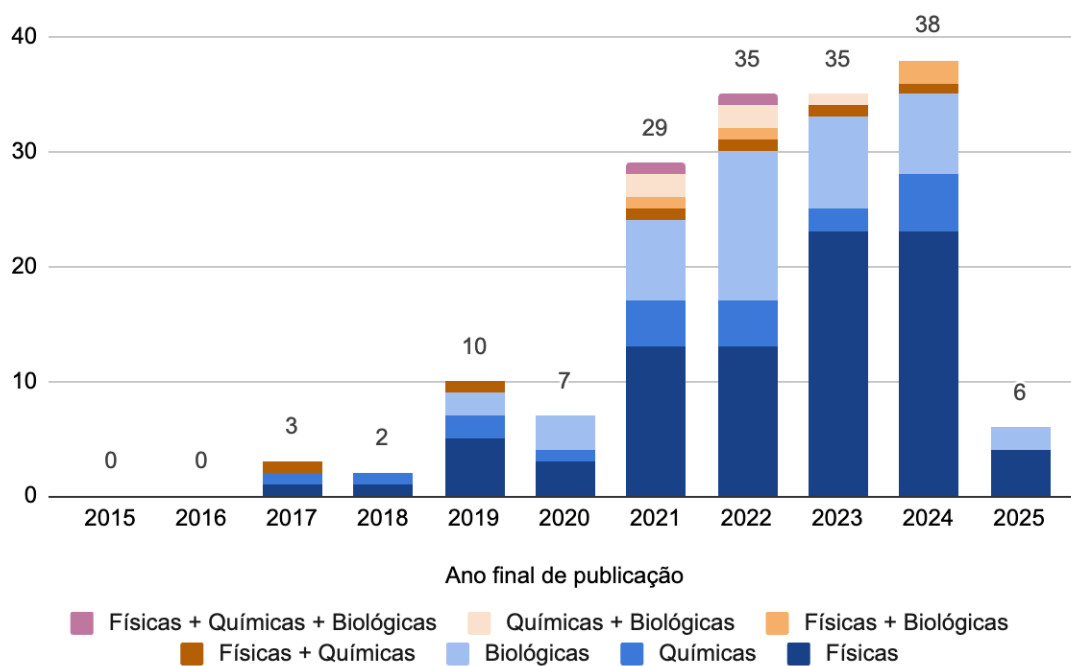
A partir dessa pesquisa, observou-se que os métodos físicos são os mais abordados na literatura, representando 58,11% do total de publicações, seguidos pelos métodos biológicos (28,38%) e químicos (13,31%). Além disso, verificou-se um crescimento contínuo no número de artigos publicados anualmente sobre técnicas de remoção de microplásticos, o que evidencia o aumento do interesse científico pelo tema e reforça sua relevância crescente, conforme mencionado na introdução deste estudo. Esses dados estão ilustrados nas Figuras 4.4. e 4.5.

Figura 4.4. Distribuição percentual dos métodos de remoção de microplásticos.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 4.5. Evolução anual das publicações em relação aos métodos de remoção dos microplásticos.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Desta forma, o atual estudo busca investigar as técnicas de remoção mais utilizadas, oferecendo uma visão geral sistemática da remoção de microplásticos em processos unitários, separando nas três categorias mencionadas anteriormente. Vale ressaltar que a maioria das técnicas de remoção de microplásticos é aplicada especificamente em meios aquosos, o que se justifica por diversos fatores previamente mencionados, como o fato de que a deposição final desses poluentes ocorre majoritariamente nos oceanos. Além disso, os estudos têm priorizado a implementação de tecnologias em estações de tratamento de água e esgoto ao redor do mundo, uma vez que adaptar os processos já existentes mostra-se mais viável e eficiente do que desenvolver sistemas inteiramente novos. Ademais, a relativa facilidade de amostragem e monitoramento da presença de microplásticos em ambientes aquáticos, quando comparada aos meios terrestres, também favorece o cenário.

4.3.1. REMOÇÃO QUÍMICA

Nos últimos anos, o uso de métodos químicos como alternativa para a remoção de microplásticos (MPs) em ambientes aquosos têm demonstrado potencial significativo. Técnicas como coagulação, fotocatalise e ozonização baseiam-se em reações químicas capazes de degradar ou remover MPs da água. A eficácia desses processos costuma depender do tipo e tamanho dos MPs, do pH do meio e de outros fatores. Apesar das altas eficiências de remoção observadas, esses métodos apresentam limitações, como alto consumo energético, formação de poluentes secundários e a necessidade de equipamentos especializados (AMPARÁN et al., 2025). Os métodos químicos podem ser empregados isoladamente ou combinados com outros processos para melhorar a eficiência de remoção dos métodos físicos (BODZEK; POHL, 2022).

A Tabela 4.4 apresenta os métodos destacados nesta pesquisa, organizados por operações unitárias e acompanhados dos respectivos estudos analisados.

Tabela 4.4 Métodos de remoção química analisados.

Operação Unitária	Nome do método	Referência
Coagulação e floculação	Coagulante de alumínio e alumínio combinado com areia revestida de poliamina catiônica	Shahi et al. (2020)
	Coagulação combinada com sedimentação	Wang et al. (2020)
	Coagulação/floculação com ferro, alumínio e produtos químicos à base de poliamina	Rajala et al. (2020)
	Coagulação, floculação por sais à base de Al e Fe	Ma et al. (2019)
	Coagulação com cloreto de polialumínio e cloreto férrico	Zhou et al. (2021)
Oxidação	Fotocatálise (ativada por nanorods de óxido de zinco)	Tofa et al. (2019)
	Fotocatálise (usando semicondutor poroso N-TiO ₂ à base de proteínas)	Ariza-Tarazona et al. (2019)
	Ozonização	Hidayaturrehman e Lee (2019)

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

4.3.1.1. COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO

A coagulação e a floculação têm como objetivo remover partículas coloidais e suspensas por meio da desestabilização e aglomeração de partículas. A coagulação é um processo complexo, que ocorre em três etapas principais: formação do coagulante, desestabilização de partículas e colisões interpartículas. A formação de coagulantes e a desestabilização acontecem na mistura rápida, enquanto a formação de flocos predomina na floculação, que é o processo físico responsável pela produção desses contatos interpartículas (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, 1999).

Os coagulantes mais usados, como o policloreto de alumínio (PAC), promovem a formação de hidróxidos metálicos insolúveis que neutralizam cargas na superfície das partículas,

desestabilizando suspensões, especialmente quando as partículas são negativamente carregadas, como os microplásticos. Esse processo é chamado de coagulação por neutralização de carga. Além disso, os hidróxidos formados capturam os poluentes por meio da varredura (*sweep flocculation*), incorporando-os nos flocos. A formação dos flocos envolve a interação do precipitado com partículas contaminantes e pode incluir a adsorção de matéria orgânica natural (NOM) às superfícies do precipitado (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, 1999).

Um estudo conduzido em uma estação avançada de tratamento de água potável na China, cuja fonte de captação foi o Rio Yangtze, avaliou a eficiência de diferentes etapas do processo de tratamento nos mecanismos de retenção ao longo do sistema. Entre as operações analisadas, destacou-se a etapa combinada de coagulação e floculação, seguida de sedimentação. Esta operação, que envolve a adição de coagulantes para promover a formação de flocos e sua subsequente sedimentação, foi responsável por uma redução na concentração de MPs na água bruta entre 40,5% e 54,5% (WANG; LIN; CHEN, 2020).

O estudo demonstrou que a eficiência de remoção aumentou com o tamanho das partículas de MPs, uma vez que microplásticos de maior dimensão apresentaram maior capacidade de aderência aos flocos, favorecendo sua sedimentação. As fibras destacaram-se como a forma predominante removida, o que pode ser atribuído à sua tendência a aglomerar-se em flocos sedimentáveis. Observou-se também um aumento na concentração de poliacrilamida (PAM) no efluente após a sedimentação, um fenômeno atribuído à utilização de coagulantes contendo essa substância, levantando preocupações quanto a seu uso e à possível presença residual no ambiente. Por fim, os autores concluíram que a remoção de MPs por coagulação e sedimentação depende fortemente das características físicas dos microplásticos, como tamanho e forma, sendo estas determinantes para a eficiência do processo (WANG; LIN; CHEN, 2020).

Um outro estudo realizado em 2019 (MA et al., 2019) investigou o comportamento e a eficiência na remoção de partículas de microplásticos, com ênfase no polietileno (PE), durante processos convencionais de tratamento de água potável, especificamente coagulação e ultrafiltração. Foram utilizados sais de alumínio (Al) e ferro (Fe) como coagulantes, com o objetivo de avaliar o desempenho do PE no processo de coagulação. Os experimentos demonstraram que os sais de alumínio apresentaram desempenho superior na remoção de PE em comparação aos sais de ferro. Observou-se que a eficiência de remoção aumentou proporcionalmente à dosagem aplicada, especialmente para partículas pequenas de PE (diâmetro

< 0,5 mm), alcançando uma remoção máxima de 36,89% sob alta dosagem de alumínio. Adicionalmente, assim como no estudo mencionado anteriormente, este incorporou a utilização de poliacrilamida (PAM) como aditivo na coagulação, destacando sua relevância na eficiência do processo devido à interação com os flocos de alumínio, que possuem carga elétrica oposta.

Os resultados indicam que, apesar da aplicação de altas dosagens de coagulantes combinadas com PAM, a remoção de MPs por coagulação continua sendo limitada. O estudo ressalta que a associação entre coagulação e ultrafiltração apresenta potencial promissor para o tratamento de água potável, enfatizando, entretanto, a necessidade de investigações adicionais para a otimização do processo (MA et al., 2019).

Além disso, um estudo realizado em 2020 (RAJALA et al., 2020) avaliou o desempenho de três agentes químicos – cloreto férrico (FeCl_3), policloreto de alumínio (PAC) e poliamina – empregados como coagulantes convencionais na remoção de partículas de poliestireno (PS) com diâmetros de 1,0 μm e 6,3 μm , introduzidas em amostras reais de efluentes provenientes de estações de tratamento de águas residuais (ETAR). Os resultados indicaram que o cloreto férrico e o policloreto de alumínio apresentaram elevada eficácia na remoção de microplásticos de 1,0 μm , atingindo eficiências superiores a 99% e 98,2%, respectivamente. Esses coagulantes atuam predominantemente por meio do mecanismo de coagulação por varredura, caracterizado pela formação de flocos de hidróxidos metálicos que se depositam sobre as partículas, promovendo sua remoção independentemente da carga superficial dos microplásticos.

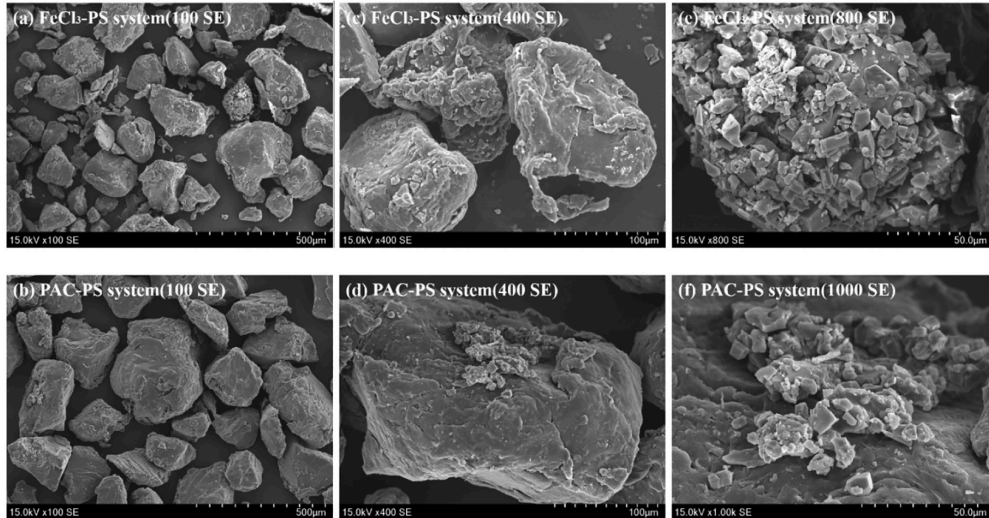
Por outro lado, a poliamina demonstrou menor desempenho (65,0%), com um mecanismo baseado em adsorção e neutralização de carga. Observou-se que, em concentrações elevadas, a eficiência da poliamina foi ainda mais reduzida devido à inversão de carga superficial: o excesso de poliamina recobriu completamente os microplásticos, sobrepondo sua carga negativa original e conferindo carga positiva à superfície, o que gerou repulsão entre as partículas e, conseqüentemente, diminuição da eficiência do processo (RAJALA et al., 2020).

Assim como em estudos mencionados anteriormente, partículas maiores (6,3 μm) demandaram dosagens menores para obter remoções equivalentes, sugerindo uma maior facilidade de agregação. Além disso, a influência do pH foi analisada, evidenciando que a redução do pH de 7,3 para 6,5 potencializou a remoção com FeCl_3 . Esses resultados indicam que a seleção do coagulante, o ajuste do pH e a dosagem são fatores críticos para a otimização do processo (RAJALA et al., 2020).

Complementarmente, outro estudo, alinhado à mesma linha de investigação (SHAHI et al., 2020), avaliou a remoção de microplásticos empregando sulfato de alumínio como coagulante convencional e uma abordagem inovadora baseada em areia revestida com poliamina catiônica (*PC sand*). No caso do sulfato de alumínio, a remoção máxima obtida foi de 70,7% com uma dosagem de 30 mg/L. Para potencializar a remoção, os autores introduziram a *PC sand*, que apresentou carga oposta à dos microplásticos, resultando na formação de agregados. A combinação de 20 mg/L de sulfato de alumínio com 500 mg/L de *PC sand* elevou a eficiência de remoção para 92,7%, representando um aumento de 26,8% em relação ao uso isolado do coagulante. Essa melhoria foi atribuída a mecanismos combinados de neutralização de carga, ponteamto e interceptação física, nos quais a *PC sand* atuou como coletor de microplásticos e flocos. De maneira consistente com os outros estudos, partículas maiores, mais alongadas e com superfícies rugosas apresentaram maior facilidade de remoção, devido ao aumento da área superficial disponível para interação.

Por fim, Zhou et al. (2021) relataram que o PAC apresentou eficiência superior ao FeCl_3 , alcançando 77,8% de remoção para PS e 29,7% para PE (com dosagem de 90 mg/L), em comparação com eficiências máximas de 64,6% (PS) e 20,3% (PE) obtidas com FeCl_3 . A densidade dos microplásticos influenciou significativamente a remoção: o PS, mais denso, sedimentou com maior facilidade, enquanto o PE, de menor densidade, apresentou remoção mais dependente do processo de coagulação. Destaca-se que a combinação de mecanismos (neutralização de carga, adsorção e varredura) foi essencial para a eficiência do processo, especialmente em função do papel dos produtos de hidrólise dos coagulantes. Observou-se ainda que condições alcalinas e maior agitação favoreceram a remoção, enquanto a presença de íons, como SO_4^{2-} , pode comprometer a eficiência do tratamento (ZHOU et al., 2020). A Figura 4.6, a seguir, ilustra parte dos resultados obtidos.

Figura 4.6. Imagens obtidas por microscopia eletrônica de varredura (SEM) de flocos em diferentes sistemas.



Fonte: Zhou, G. et al. SEM images of flocs in different systems. 2020. Imagem digital. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141837>. Acesso em: 01 jun 2025. Reproduzido com a permissão de Elsevier, número da licença: 6051091273285.

As micrografias obtidas por microscopia eletrônica de varredura (SEM) apresentadas na Figura 4.6. ilustram as características morfológicas dos flocos formados nos sistemas de coagulação-floculação com microplásticos de PS utilizando os dois coagulantes (FeCl₃ e PAC).

Nos sistemas com FeCl₃ (imagens a, c e e), observa-se que os flocos formados possuem uma morfologia irregular, fragmentada e com superfícies rugosas. Mesmo em ampliações maiores, é evidente a presença de partículas de tamanhos variados, com estruturas mais frágeis e porosas. Essa configuração sugere uma floculação menos eficiente, com flocos de menor densidade e coesão, que podem apresentar maior susceptibilidade à quebra durante processos subsequentes de separação, como a sedimentação ou filtração.

Em contraste, os flocos formados nos sistemas com PAC (imagens b, d e f) apresentam uma morfologia significativamente diferente. As partículas são visivelmente maiores, mais compactas e com superfícies relativamente lisas, especialmente quando observadas em maiores ampliações. A estrutura dos flocos é mais densa e homogênea, indicando uma agregação mais eficaz entre os microplásticos e os produtos da coagulação.

4.3.1.2. OXIDAÇÃO

Diversos estudos vêm explorando o uso de agentes oxidantes e Processos Avançados de Oxidação (AOPs) para a remoção de microplásticos (MPs). Esses métodos têm como objetivo degradar os polímeros, convertendo-os em CO₂, água e subprodutos. Entre os métodos mais destacados estão a ozonização e a fotocatalise.

- **Fotocatalise**

A degradação fotocatalítica em estado sólido de polímeros teve início na década de 1970, mas sua aplicação na remoção de microplásticos (MPs) é relativamente recente (HAMD et al., 2022). A fotocatalise é um processo mediado por reações de oxidação-redução induzidas por luz, no qual semicondutores nanoestruturados, quando excitados por energia luminosa apropriada, formam pares de elétrons, que reagem com a água ao redor, gerando espécies reativas de oxigênio (ROS), como superóxidos e radicais hidroxila, responsáveis pela oxidação de compostos orgânicos, como polímeros (TOFA et al., 2019). Ou seja, fotocatalisadores são materiais semicondutores que, ao serem irradiados por uma fonte de luz, promovem a transição de elétrons da banda de valência para a banda de condução, criando pares elétron-lacuna. Independentemente do tipo de poluente ou da natureza dos MPs, a fotocatalise promove sua degradação por oxidação mediada por ROS, transformando os resíduos plásticos em componentes menos nocivos (HAMD et al., 2022).

O mecanismo de degradação fotocatalítica de MPs pode ser dividido em quatro etapas principais: iniciação, propagação, ramificação e terminação. O processo envolve a geração de radicais alquila nos MPs por meio da quebra das ligações C–C, intensificada pela ação do fotocatalisador. Durante o processo, formam-se radicais peróxi e hidroperóxidos, moléculas altamente reativas que desencadeiam reações de oxidação, originando compostos oxigenados de baixo peso molecular, como grupos hidroxila, peróxidos e carbonilas. Isso resulta na formação de microfissuras na superfície polimérica, facilitando a degradação subsequente (HAMD et al., 2022). Um resumo das interações químicas pode ser observado na Tabela 4.5.

Tabela 4.5. Mecanismo geral de degradação fotocatalítica de microplásticos.

Etapa	Descrição	Reações
Iniciação	A luz (energia) ou radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$) removem átomos de hidrogênio do polímero, formando radicais alquila no plástico (\bullet) e íons hidrogênio (H^+).	$-\text{H} + \text{energia} \rightarrow \bullet + \text{H}^+$ $-\text{H} + \bullet\text{OH} \rightarrow \bullet + \text{H}^+$
Propagação da Cadeia	O radical do polímero reage com oxigênio (O_2) formando radicais peróxi ($\text{OO}\bullet$) que reage com outro segmento do polímero (PH), formando hidroperóxido polimérico (POOH) e outro radical.	$\bullet + \text{O}_2 \rightarrow \text{OO}\bullet$ $\text{MPOO}\bullet + \text{PH} \rightarrow \text{POOH} + \text{P}\bullet$
Ramificação da Cadeia	O hidroperóxido se decompõe formando radicais alcoxi ($\text{O}\bullet$), que continuam as reações gerando radicais adicionais e compostos oxigenados (como $\text{OH}\bullet$ e H_2O).	$\text{OOH} \rightarrow \text{O}\bullet + \bullet\text{OH}$ $2\text{OOH} \rightarrow \text{OO}\bullet + \text{O}\bullet + \text{H}_2\text{O}$ $\text{O}\bullet + \text{H} \rightarrow \text{OH} + \bullet$ $\text{H} + \bullet\text{OH} \rightarrow \bullet + \text{H}_2\text{O}$
Cisão e Terminação da Cadeia	Os radicais reagem entre si formando produtos inertes, fragmentos do polímero e compostos oxigenados peróxidos (OO).	$2\text{OO}\bullet \rightarrow \text{produtos inertes}$ $2\bullet \rightarrow \text{MP-MP}$ $\text{OO}\bullet + \bullet \rightarrow \text{OO}$

Fonte: Adaptado de HAMD et al., 2022.

Nos últimos anos, diversos estudos têm proposto mecanismos de degradação fotocatalítica de MPs. Um exemplo relevante, publicado em 2019, investigou a fotocatalise heterogênea ativada por nanobastões de óxido de zinco (ZnO) sob luz visível para degradar resíduos sólidos de polietileno de baixa densidade (LDPE) em meio aquoso. Nesse experimento, fragmentos de filme LDPE (1 cm², 50 μm de espessura) foram dispostos sobre os catalisadores, submersos em água deionizada e irradiados com luz visível (lâmpada halógena de 50W) por 175 horas. A degradação foi monitorada por técnicas como microscopia digital e de varredura eletrônica

(SEM), análise dinâmico-mecânica (DMA) e espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) (TOFA et al., 2019).

Os resultados foram significativos: imagens ópticas revelaram a presença de rachaduras, manchas, rugosidades e cavidades na superfície dos filmes de LDPE após a exposição à luz visível na presença do fotocatalisador. Essas observações foram corroboradas por alterações nas propriedades viscoelásticas do material e pela identificação, via FTIR, de novos grupos funcionais oxigenados e insaturados. O aumento da área superficial dos nanobastões de ZnO potencializou o processo, tornando a fotocatalise uma alternativa promissora para a remoção de MPs (TOFA et al., 2019).

Outro estudo, também realizado em 2019, investigou a degradação fotocatalítica de microplásticos de polietileno de alta densidade (HDPE), extraídos de um esfoliante facial comercial, utilizando semicondutores à base de N-TiO₂. Foram testadas duas variações do catalisador: uma sintetizada por via “verde”, empregando fluido de mexilhões azuis como agente porogênico e precursor de nitrogênio – isto é, o fluido contribui tanto para a formação de poros na estrutura do catalisador, aumentando sua área superficial, quanto para a incorporação de nitrogênio ao dióxido de titânio (TiO₂), permitindo a absorção de luz visível e ativação da fotocatalise. A segunda variação foi preparada por síntese sol-gel convencional utilizando ureia como fonte de nitrogênio (ARIZA-TARAZONA et al., 2019).

Os resultados evidenciaram a degradação do HDPE, confirmada por técnicas como SEM, FTIR e análises de perda de massa. O desempenho do processo foi influenciado por fatores como umidade, área superficial e interação entre o poluente e o catalisador. A degradação em meio aquoso foi mais eficiente do que em meio sólido, destacando a potencial aplicação da fotocatalise, especialmente em estações de tratamento de águas residuais (ARIZA-TARAZONA et al., 2019).

Dessa forma, conclui-se que a fotocatalise apresenta elevada eficiência, configurando-se como uma alternativa promissora para a degradação de poluentes diversos, incluindo microplásticos (MPs). No entanto, a aplicação dessas técnicas em escala industrial ainda enfrenta desafios significativos, devido à interferência de múltiplos fatores que podem influenciar o desempenho do processo, como o tipo e o tamanho dos MPs, a fonte e a intensidade da luz, além do design do fotoreator (HAMD et al., 2022).

- Ozonização

O ozônio, um dos mais potentes oxidantes, pode reagir com diferentes substâncias poliméricas, incluindo aquelas que possuem ligações insaturadas e anéis aromáticos (BODZEK; POHL, 2022). A ozonização, classificada como uma tecnologia baseada nos Processos de Oxidação Avançados (POAs), tem se destacado como um método eficaz para a remoção de poluentes orgânicos em matrizes aquosas, incluindo microplásticos (MPs). Esse processo faz uso do ozônio (O_3), um oxidante altamente reativo em fase gasosa, capaz de atuar diretamente sobre compostos orgânicos ou, indiretamente, gerando espécies reativas como os radicais hidroxila, principalmente em condições alcalinas (TOPKAYA et al., 2025).

Durante a ozonização, o ozônio ataca as ligações químicas do polímero, inicialmente formando um ozoneto primário instável, que rapidamente se decompõe, rompendo as ligações $C=C$ e promovendo a oxidação das ligações $-CH_2$. Esse mecanismo leva à fragmentação da cadeia polimérica e à formação de produtos oxigenados de menor peso molecular, como ácidos carboxílicos, cetonas, álcoois, ésteres e alcanos, além de provocar rachaduras e aumento da rugosidade na superfície dos MPs. Em pH ácido, o ozônio atua predominantemente por oxidação direta, enquanto em meio alcalino a participação do radical hidroxila se torna mais relevante, intensificando a degradação por vias indiretas (TOPKAYA et al., 2025).

Um estudo publicado em 2025 (TOPKAYA et al., 2025) investigou a remoção de MPs presentes em águas residuais de arrefecimento provenientes da indústria de embalagens e alimentos, com foco especial nas águas que entram em contato direto com o filme *stretch* de polietileno (PE) durante o processo produtivo. Os microplásticos detectados nessa água residual apresentavam estrutura fibrosa e tamanhos variando entre 0,80 e 5,20 mm.

Os autores deste estudo buscaram avaliar a tratabilidade desses microplásticos por oxidação com ozônio, determinando a eficiência de remoção dos MPs. Além disso, o trabalho visou identificar as condições ideais do processo (dose de ozônio, pH e tempo de reação) para maximizar a remoção, analisar as alterações estruturais dos MPs por meio de Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) e propor um possível mecanismo de degradação. Os resultados indicaram que, sob condições ótimas (dose de 10 ppm de ozônio, pH 5 e 75 minutos de reação), foram alcançadas eficiências de 92% na remoção de MPs (TOPKAYA et al., 2025).

4.3.2. REMOÇÃO FÍSICA

A remoção física de microplásticos é, dentre as abordagens existentes, a mais amplamente estudada na literatura científica. Seu princípio baseia-se na separação mecânica das partículas a partir de suas propriedades físicas, como tamanho, densidade e forma. Por ser compatível com processos tradicionais de separação já consolidados em diversas áreas da engenharia, essa categoria de técnicas tem se destacado tanto pela eficiência quanto pela viabilidade de implementação. A seguir, são apresentadas as principais estratégias físicas utilizadas para a remoção de microplásticos, com foco em seus mecanismos, aplicações e limitações. A Tabela 4.6. apresenta os métodos destacados nesta pesquisa, como feito anteriormente para remoção química.

Tabela 4.6. Métodos de remoção física analisados.

Operação Unitária	Nome do método	Referência
Adsorção	Nanocelulose	Shani et al. (2020)
	Biochar	Siipola et al. (2020)
Filtração	RSF	Talvitie et al. (2017)
	Filtro de disco	Talvitie et al. (2017) e Simon et al. (2019)
	Filtração por membrana	Talvitie et al. (2017)
Flotação e sedimentação	Flotação por ar dissolvido (DAF)	Talvitie et al. (2017)
	Sedimentação com o auxílio de nanopartículas compósitas magnéticas	Bakhteeva et al. (2023)
	Flotação por espuma (<i>froth flotation</i>)	Zhang et al. (2021)

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

4.3.2.1. ADSORÇÃO

A adsorção é um processo físico-químico amplamente utilizado em tratamentos ambientais, caracterizado pela fixação de substâncias na superfície de materiais sólidos. No contexto da remoção de microplásticos, esse mecanismo consiste na retenção das partículas

poliméricas na superfície de adsorventes sólidos, promovendo a separação sólido-líquido. Embora tradicionalmente associada à remoção de contaminantes dissolvidos, a adsorção tem se mostrado uma alternativa promissora também para partículas como os MPs, especialmente devido à variedade de materiais adsorventes disponíveis e suas propriedades físico-químicas (AMPARÁN et al., 2025). Entre os adsorventes mais investigados destacam-se o biochar (BC) e compostos derivados de biomassa, como a nanocelulose.

- **Nanocelulose**

A nanocelulose tem se destacado como uma alternativa promissora aos polímeros sintéticos derivados do petróleo, tradicionalmente utilizados na remoção de microplásticos, mas que não são biodegradáveis. Trata-se de um material renovável, biodegradável e com propriedades físico-químicas que favorecem sua aplicação em processos de separação física, como a adsorção e a floculação.

Uma das abordagens mais estudadas é o uso direto da nanocelulose como adsorvente. Nesse processo, a natureza higroscópica do material permite a captura de microplásticos por meio de mecanismos como a capilaridade e a difusão. Suas características estruturais, como a alta área superficial específica, o pequeno diâmetro dos poros e a abundância de grupos hidroxila, promovem elevada capacidade de interação com contaminantes presentes em águas residuais. Os grupos hidroxila, por apresentarem carga negativa, promovem interações eletrostáticas com contaminantes catiônicos, incluindo certos tipos de microplásticos (BURHANI et al., 2024).

Para ampliar a eficiência do processo de remoção, a nanocelulose pode ser quimicamente modificada. Um exemplo é a introdução de grupos catiônicos na superfície das nanofibras de celulose, a fim de intensificar as interações com microplásticos de carga negativa. Um estudo realizado em 2022 demonstrou que o tratamento da nanocelulose com cloreto de trimetilamônio de 2,3-epoxipropila aumentou a eficiência de adsorção em até 9,4 vezes em comparação ao material não tratado (BURHANI et al., 2024).

Além da adsorção, a nanocelulose também pode atuar como agente floculante. Mendonça et al. (2023) investigaram o uso da celulose bacteriana nesse contexto, observando um aumento significativo na taxa de floculação de microplásticos, alcançando 88,6% de eficiência. O estudo também comparou a performance da celulose bacteriana com floculantes comerciais, como goma xantana e alginato. Esses, por apresentarem carga negativa, mostraram baixa eficácia na remoção

de microplásticos de poliestireno, que também são negativamente carregados, o que resultou em sua dispersão. Em contraste, a celulose bacteriana, por possuir carga positiva, promoveu maior interação eletrostática com os microplásticos, favorecendo sua aglomeração e consequente remoção mais eficiente (BURHANI et al., 2024).

- **Biochar**

O biocarvão, também conhecido como *biochar*, é um material sólido e poroso, rico em carbono, obtido por meio da decomposição térmica controlada de biomassa lignocelulósica em condições de baixa ou nenhuma presença de oxigênio, processo esse denominado pirólise. Suas propriedades físico-químicas, como alta área superficial, presença de grupos funcionais e porosidade elevada, fazem com que seja uma alternativa promissora para aplicações ambientais, incluindo o tratamento de água e a remoção de microplásticos (SIIPOLA et al., 2020).

Nesse contexto, o estudo desenvolvido por Siipola et al. (2024) investigou a aplicação de biocarvões ativados produzidos a partir de cascas de pinheiro (*Pinus sylvestris*) e de abeto (*Picea spp.*) como adsorventes de baixo custo para a purificação de águas contaminadas com compostos orgânicos, cátions metálicos e microplásticos. As cascas foram submetidas inicialmente à pirólise lenta a 475 °C por três horas em um reator de 115 L, seguida de ativação a vapor a 800 °C por 3,5 horas, com variações no fluxo de vapor e de gás. Essa ativação visa aumentar a área superficial e a porosidade dos biocarvões, tornando-os mais eficientes na retenção de poluentes (SIIPOLA et al., 2020).

Para avaliar a eficiência de remoção de contaminantes, foram testados três grupos: compostos orgânicos, cátions metálicos e microplásticos de diferentes formas e tamanhos - esferas de polietileno de 10 µm, partículas maiores de 2–3 mm e fibras têxteis. Sobre os microplásticos, os resultados mostraram que o *biochar* foi capaz de remover 99% de partículas maiores e fibras têxteis. No entanto, a eficiência foi inferior para partículas de 10 µm, sendo que o carvão de abeto ativado com 40% de vapor apresentou leve superioridade (SIIPOLA et al., 2020).

Dessa forma, o estudo aponta que áreas superficiais moderadas (entre 400 e 600 m²/g) são suficientes para atingir níveis satisfatórios de purificação da água, tanto para contaminantes orgânicos quanto para partículas de microplástico, com destaque para o aproveitamento de resíduos florestais como matéria-prima. Essa abordagem oferece uma solução sustentável, de

baixo custo e de fácil implementação para o tratamento de águas e efluentes, com potencial aplicação em larga escala (SIIPOLA et al., 2020).

4.3.2.2. FILTRAÇÃO

A filtração é um dos métodos mais estudados para a remoção de impurezas, sendo considerada uma técnica simples e eficiente. Essa operação pode ser realizada de diversas formas, como por meio de filtros metálicos com diferentes tamanhos de poros, membranas ou ainda com o uso de filtros de areia. Trata-se de um processo de remoção física baseado na separação, embora frequentemente seja empregado após tratamentos químicos – como, por exemplo, a aglomeração, que antecede a etapa de filtração.

Um estudo conduzido por Talvitie et al. (2017) avaliou a eficiência de diferentes métodos aplicados em Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs), como o filtro de disco e a filtração rápida em areia (RSF) (TALVITIE et al., 2017). O filtro de disco consiste em um dispositivo formado por múltiplas camadas de placas de telas filtrantes sobrepostas e anéis de flange (XU; BAI; YE, 2021). De acordo com Simon et al. (2019), a filtração direta de águas residuais brutas por esse sistema pode alcançar uma taxa de remoção de microplásticos (MPs) de até 89,7%, considerando partículas com tamanho superior a 10 μm . No entanto, o mesmo estudo observou a presença de MPs com dimensões maiores que os poros do filtro mesmo após o processo de filtração, o que sugere possíveis falhas no sistema, como danos à malha decorrentes de estresses mecânicos (SIMON; VIANELLO; VOLLERTSEN, 2019).

Ainda no trabalho de Talvitie et al. (2017), foi descrito que os MPs são retidos fisicamente no interior dos filtros, formando uma torta de lodo que é removida por meio de retrolavagem sob alta pressão (TALVITIE et al., 2017). Os filtros empregados nesse tipo de sistema são geralmente fabricados em materiais como polipropileno (PP), poliéster ou poliamida (PA), apresentando tamanhos de poro que variam entre 10 e 40 μm . A eficiência do filtro de disco é influenciada por diversos parâmetros, entre eles o tempo de retenção hidráulica, a vazão, o grau de entupimento da membrana e o próprio tamanho dos poros (BODZEK; POHL, 2022).

Por sua vez, a filtração rápida em areia (RSF) é reconhecida por sua elevada eficiência e baixo custo operacional e de manutenção. Esses filtros são normalmente constituídos por camadas de areia, brita e quartzo, sendo a remoção dos microplásticos realizada por adsorção física ou retenção mecânica. A adesão das partículas aos grãos de areia ocorre por interações hidrofílicas, que podem ser intensificadas pela presença de grupos hidroxila nos MPs, embora

isso também possa comprometer a eficiência ao longo do tempo (BODZEK; POHL, 2022). No estudo de Talvitie et al. (2017), um filtro de areia composto por cascalho e quartzo foi capaz de atingir uma taxa de remoção de 97% (TALVITIE et al., 2017).

Por fim, dentro das abordagens baseadas em filtração, destaca-se a tecnologia de membranas, reconhecida por sua operação eficiente, consumo energético relativamente baixo, simplicidade operacional, boa estabilidade e potencial de aplicação em larga escala (BODZEK; POHL, 2022). As membranas funcionam como barreiras seletivas, permitindo a passagem da água enquanto retém impurezas, como sólidos suspensos — incluindo microplásticos (MPs) — e compostos orgânicos ou inorgânicos dissolvidos. Os métodos que se baseiam nessa tecnologia incluem osmose reversa, ultrafiltração e nanofiltração (BODZEK; POHL, 2022).

Essas membranas podem ser classificadas em dois tipos principais: isotrópicas e anisotrópicas. As isotrópicas, geralmente compostas por materiais poliméricos, apresentam estrutura homogênea em toda a sua espessura, com propriedades físicas consistentes na seção transversal — semelhantes às membranas microporosas ou de filme. Já as anisotrópicas possuem camadas com diferentes estruturas e/ou composições químicas, sendo projetadas para separar partículas com base em suas características de densidade (AMPARÁN et al., 2025). A eficácia do processo de filtração depende de variáveis como o material da membrana, o tamanho dos poros, a espessura da estrutura e as propriedades superficiais (BODZEK; POHL, 2022).

Na osmose reversa (RO), aplica-se uma pressão superior à pressão osmótica, permitindo que apenas a água ultrapasse uma membrana semipermeável, resultando em um permeado praticamente livre de impurezas. Essa membrana é comumente composta por polímeros como acetato de celulose ou poliamida. Os principais mecanismos envolvidos na remoção de compostos em sistemas de RO incluem peneiramento, repulsão eletrostática e arraste por solvente. Embora o uso da RO na remoção de microplásticos (MPs) ainda esteja em estágio inicial, Ziajahromi et al. (2017 apud RAMOS et al., 2024) relataram uma taxa de remoção de 90,45% para MPs utilizando essa tecnologia. Além disso, estudos indicam que, apesar da eficácia da RO na remoção de diversos contaminantes, sua eficiência pode ser limitada na eliminação completa de MPs, especialmente os de menor tamanho ou com formatos específicos, como as fibras. Dessa forma, recomenda-se a integração da RO com outras tecnologias de tratamento, a fim de alcançar uma remoção mais abrangente de MPs em sistemas de águas residuais (BODZEK; POHL, 2022).

A ultrafiltração (UF), por sua vez, utiliza membranas porosas operando sob baixas pressões. Essas membranas são geralmente constituídas por polímeros orgânicos, como polifluoreto de vinilideno (PVDF), acetato de celulose (CA), polissulfona (PSU) e polisulfona de éter (PES). Nesse processo, a matriz líquida atravessa a membrana e o material é retido com base no tamanho dos poros, em um mecanismo conhecido como exclusão por tamanho. A UF tem demonstrado altas taxas de remoção de MPs, frequentemente superiores a 95%, conforme evidenciado na maioria dos estudos analisados (RAMOS et al., 2024).

Outra tecnologia membranar aplicada na remoção de MPs é o biorreator com membrana (MBR), que combina processos biológicos e físicos. O MBR integra a degradação biológica, realizada em um biorreator aeróbio ou anaeróbio, com a separação física proporcionada por membranas submersas ou externas. Nesse sistema, a matéria orgânica e mineral é convertida em biomassa, enquanto a membrana retém o material particulado e solutos, de acordo com o tipo de membrana empregado (como UF, RO, entre outras). O MBR é conhecido por produzir efluentes de alta qualidade, com baixa turbidez e mínima produção de lodo. Estudos recentes têm demonstrado altas taxas de remoção de MPs utilizando MBR (RAMOS et al., 2024). Por exemplo, uma pesquisa publicada em 2024 reportou que um sistema piloto de MBR equipado com uma Unidade de Membrana Submersa (SMU) e processo de ultrafiltração foi capaz de remover 99,9% dos MPs ($> 20 \mu\text{m}$), eliminando todas as formas e faixas de tamanho analisadas, superando filtros de disco e a filtração rápida em areia (RSF) (TALVITIE et al., 2017).

Entretanto, um dos principais desafios relacionados ao uso de membranas na remoção de MPs é o *fouling*, ou seja, o entupimento das membranas. Esse fenômeno ocorre devido à adsorção de partículas nos poros ou na superfície da membrana, provocada pelas interações físico-químicas entre os MPs e o material da membrana — tais como hidrofobicidade, carga superficial e rugosidade. Esse processo pode reduzir significativamente a eficiência do sistema ao longo do tempo e aumentar os custos operacionais (BODZEK; POHL, 2022).

4.3.2.3. FLOTAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO

A sedimentação e a flotação são processos amplamente utilizados em sistemas de tratamento de águas e efluentes para promover a separação de sólidos suspensos. A sedimentação baseia-se na ação da gravidade para promover o decaimento de partículas mais densas que o meio líquido, acumulando-as no fundo do tanque. Já a flotação atua no sentido oposto: promove a ascensão de partículas de menor densidade por meio da introdução de bolhas de ar que se aderem

às partículas, levando-as à superfície, onde podem ser removidas por processos de desnatação. Ambas as técnicas são apresentadas em diversos estudos como promissoras para a remoção de microplásticos do meio líquido.

Uma das técnicas de flotação mais estudadas é a Flotação por Ar Dissolvido (*Dissolved Air Flotation* – DAF), conforme explorado por Talvitie et al. Nesse processo, a água é primeiramente saturada com ar sob alta pressão e, em seguida, liberada em um tanque de flotação, no qual a formação de microbolhas promove a adesão às partículas sólidas suspensas, facilitando sua ascensão à superfície e posterior remoção por escumação. Esse processo pode ser potencializado com a adição de coagulantes químicos, como o cloreto de polialumínio. Aplicado em uma estação de tratamento de águas residuais no sul da Finlândia, o sistema DAF obteve uma remoção de 95% de partículas com diâmetro superior a 20 µm presentes no efluente secundário (TALVITIE et al., 2017).

Além disso, uma abordagem inovadora foi apresentada em um estudo de 2023, envolvendo a sedimentação magnética com o auxílio de nanopartículas compósitas magnéticas. Essas nanopartículas são adicionadas a suspensões aquosas contendo contaminantes, promovendo a formação de heteroagregados (junção de partículas magnéticas e sólidos) que, ao serem submetidos a um campo magnético gradiente, sedimentam com maior velocidade. Embora a sedimentação gravitacional convencional seja um processo mais lento, a técnica apresentou uma taxa de remoção de 94%, demonstrando grande eficiência ao acelerar o processo por meio de forças externas (BAKHTEEVA, et al., 2023).

Por fim, a técnica de flotação por espuma (*froth flotation*) foi explorada por Zhang et al. (2021) para separação de partículas com base em sua hidrofobicidade. Nesse processo, partículas hidrofóbicas aderem às bolhas de ar geradas por aeração intensa, formando aglomerados que flutuam até a superfície do líquido, enquanto partículas hidrofílicas permanecem submersas. O estudo, focado na remoção de politereftalato de etileno (PET) e poliestireno (PS), indicou que partículas com maior densidade, tamanho e baixa concentração possuem maior propensão à flutuação. A remoção chegou a 100% sob determinadas condições experimentais. A flotação por espuma mostra-se promissora por ser um processo contínuo, de fácil integração em sistemas existentes, como estações de tratamento de águas residuais (ZHANG et al., 2021).

4.3.3. REMOÇÃO BIOLÓGICA

As técnicas biológicas têm se mostrado uma alternativa promissora e sustentável para a remoção de microplásticos em ambientes aquáticos e terrestres. Nesse sentido, a biodegradação refere-se a qualquer mudança química ou física em um material resultante da atividade biológica (CHIA et al., 2020). A principal vantagem dessas abordagens é o uso de organismos vivos ou enzimas que promovem a degradação dos polímeros plásticos sem a geração de subprodutos tóxicos ou necessidade de condições severas. Os microrganismos presentes no tratamento biológico se alimentam de cadeias de hidrocarbonetos de MPs e NPs, degradando-os ao longo de seus ciclos biológicos e, conseqüentemente, gerando biomassa (PAÇO et al., 2017).

A remoção biológica de microplásticos pode ser realizada através de diferentes formas, como por exemplo: remoção por bactérias, fungos e algas. (AMJAD; INTISAR; AFZAL; HUSSAIN, 2023). Para isso, é necessário identificar e compreender os microrganismos que desempenham um papel relevante na biodegradação deste material, sendo esta etapa essencial para o desenvolvimento e formulações inovadoras. O processo principal consiste na quebra dos polímeros em componentes menores (nanoplásticos e outros monômeros), sendo os microrganismos essenciais para sua mineralização, biodeterioração e biofragmentação ao utilizá-los como fonte de carbono (ZAHID et al., 2024).

A biodegradação é uma forma de acelerar o processo de deterioração dos microplásticos. Ela envolve três fases: fragmentação, assimilação e mineralização (ZAHID et al., 2024). De forma simplificada, podemos descrever esse processo em quatro etapas:

1. Colonização dos polímeros plásticos - processo facilitado pela formação de biofilme.
2. Ação de enzimas extracelulares (como peroxidases de lignina, lipases, peroxidases de manganês, esterases e lacases) que transformam os microplásticos em resíduos carbonílicos (contendo grupos C=O) ou alcoólicos (com grupos -OH), aumentando sua hidrofilicidade e funcionando como catalisadores da hidrólise.
3. Hidrólise, etapa responsável pela degradação dos microplásticos e resultando na formação de monômeros e oligômeros, podendo esta etapa ser catalisada por enzimas como lipases, cutinases e esterases que degradam microplásticos nas superfícies plásticas, formando fissuras.
4. Incorporação metabólica por meio da absorção de monômeros e oligômeros em processos metabólicos através da mineralização, gerando dióxido de carbono e moléculas de água.

Com o intuito de aprimorar a compreensão, esta seção será subdividida em quatro partes, abordando os detalhes do processo relacionado a cada microrganismo.

Os trabalhos estudados nesta seção estão dispostos na Tabela 4.7.

Tabela 4.7. Métodos de remoção biológica analisados.

Classificação	Microorganismo/Método	Referência
Algas	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Chia et al. (2020)
	<i>Chlorella vulgaris</i> e <i>Aeromonas hydrophila</i>	Chia et al. (2020)
Bactérias	Isolamento de diversas cepas bacterianas em ambientes variados	Zahid et al. (2024)
	Degradação de microplásticos por bactérias presentes nos intestinos de artrópodes	Zahid et al. (2024)
Fungos	<i>Zalerion maritimum</i>	Paço et al. (2017)
	<i>Aspergillus flavus</i>	Zhang et al. (2020a)

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

4.3.3.1. ALGAS

As algas têm se mostrado capazes de degradar materiais poliméricos por meio da colonização de superfícies plásticas presentes em efluentes e da produção de enzimas específicas. A adesão dessas microalgas ao material plástico inicia o processo de biodegradação, sendo a secreção de enzimas fundamental para a quebra das macromoléculas presentes no polímero (ZAHID et al., 2024; CHIA et al., 2020). Essas enzimas, ao interagirem com a superfície do plástico no meio líquido, desencadeiam a degradação, permitindo que o material seja utilizado como fonte de carbono. Essa dinâmica é evidenciada em estudos que demonstram que as espécies que crescem sobre o polietileno (PE) apresentam maior conteúdo celular, como proteínas e carboidratos, além de uma taxa de crescimento específico mais elevada (CHIA et al., 2020).

Em comparação aos sistemas bacterianos, as algas surgem como uma alternativa promissora. Isso ocorre pois, sob condições fotoautotróficas, essas algas não necessitam de carbono orgânico adicional e não produzem endotoxinas como as bactérias, o que as torna ambientalmente mais seguras (CHIA et al., 2020).

Além disso, pesquisas recentes têm explorado a modificação genética de microalgas para potencializar sua capacidade de degradar plásticos. Em um estudo realizado por Moog et al. (2019), a microalga verde *Chlamydomonas reinhardtii* foi geneticamente modificada para expressar a enzima PET hidrolase (PETase). Como resultado, observou-se a formação de depressões e perfurações na superfície de filmes de PET, bem como a liberação de ácido tereftálico (TPA), um dos produtos finais da degradação completa do polímero. (ZAHID et al., 2024; CHIA et al., 2020)

Outro exemplo relevante é o estudo que utilizou a bactéria *Aeromonas hydrophila* e a microalga *Chlorella vulgaris* para degradar bisfenol A (BPA), um composto amplamente utilizado na fabricação de plásticos. Resultados indicaram que o BPA foi eficientemente degradado pelas algas, com suas concentrações reduzidas a níveis indetectáveis após 168 horas, sem apresentar atividade estrogênica residual (CHIA et al., 2020).

Devido à sua fácil produção, adaptabilidade e capacidade de utilizar plásticos como fonte de carbono, as microalgas se destacam como agentes promissores na biodegradação de microplásticos. Além de atuarem diretamente na degradação de fragmentos plásticos já existentes, essas algas também podem impedir a formação de novos microplásticos ao acelerar a decomposição de plásticos maiores. Com o uso da engenharia genética, é possível otimizar esse processo, especialmente na degradação do PET, tornando-o uma alternativa ecologicamente viável para mitigar a poluição por microplásticos (CHIA et al., 2020).

4.3.3.2. BACTÉRIAS

As bactérias são os microrganismos mais abundantes do planeta e muitas espécies são conhecidas por sua capacidade de degradar contaminantes (AMPARÁN et al., 2025) e diversas pesquisas vêm sendo realizadas sobre a degradação de microplásticos por meio de bactérias. De acordo com Zahid et al. (2024), cepas bacterianas capazes de degradar microplásticos foram isoladas em ambientes variados, como solos contaminados, aterros sanitários, manguezais, sedimentos marinhos, lodo, águas residuais, além de solos da Antártica e regiões com condições climáticas extremas. Acredita-se que essas bactérias, adaptadas a ambientes poluídos, possuem sistemas enzimáticos especializados responsáveis pela degradação dos microplásticos (ZAHID et al., 2024).

Os microrganismos utilizam os microplásticos como fonte de carbono e energia, iniciando o processo por meio da adesão celular, facilitada pela hidrofobicidade da superfície bacteriana. No caso do polietileno, por exemplo, cuja superfície é hidrofóbica, sugere-se que quanto maior a hidrofobicidade da superfície celular bacteriana, maior será a interação com o polímero (HARSHVARDHAN; JHA, 2013). A formação de biofilmes concentra enzimas hidrolíticas, promovendo a degradação localizada, evidenciada por técnicas como espectroscopia no infravermelho (FTIR), microscopia eletrônica e pela observação da perda de massa dos microplásticos (ZAHID et al., 2024); AUTA; EMENIKE; FAUZIAH, 2017 e HARSHVARDHAN; JHA, 2013).

Estudos experimentais *in vitro* revelam que diferentes polímeros, como polietileno, polipropileno e poliestireno, podem sofrer perdas de massa entre 1% e 20% em períodos que variam de 30 a 120 dias, conforme a espécie microbiana e as condições ambientais. Consórcios bacterianos têm mostrado eficiência superior na degradação, enquanto a presença de álcoois e ácidos pode acelerar o processo ao modificar a superfície dos polímeros (ZAHID et al., 2024; AUTA; EMENIKE; FAUZIAH, 2017 e ZHANG; ZHAI; YU, 2023).

Além disso, também podemos citar a degradação de microplásticos por bactérias presentes nos intestinos de artrópodes como tenébrions, traças-da-farinha e mariposas-da-cera. Um estudo realizado em 2020 descobriu que essas bactérias são capazes de degradar polietileno, reduzindo sua hidrofobicidade e causando danos superficiais ao polipropileno, além de degradar poliestireno e promover a formação de biofilmes (ZAHID et al., 2024).

Para uma aplicação eficaz das bactérias na biodegradação de microplásticos, torna-se essencial a seleção e otimização de cepas bacterianas com alto potencial degradativo, aliadas ao controle rigoroso das condições ambientais que favoreçam sua atividade. Um exemplo disso é o pré-tratamento dos microplásticos com agentes oxidantes químicos, melhorando sua biodegradabilidade uma vez que suas cadeias poliméricas são encurtadas nesse processo e seus elementos funcionais alterados, tornando-os mais suscetíveis à ação enzimática microbiana (ZAHID et al., 2024).

Futuramente, espera-se o aprimoramento de técnicas baseadas em engenharia genética para aumentar a eficiência bacteriana na degradação além da clonagem gênica, mutagênese dirigida e do uso de RNA antissenso, que possibilitam a criação de enzimas com maior especificidade e atividade contra microplásticos. Enzimas produzidas por cepas geneticamente

modificadas, incluindo cutinases, lacases e peroxidases, têm demonstrado alta eficácia, especialmente sob condições controladas, reduzindo significativamente o tempo de degradação (ZAHID et al., 2024).

4.3.3.3. FUNGOS

Diversos fungos têm demonstrado a capacidade de utilizar plásticos como única fonte de nutrientes, inclusive em matrizes sólidas, como o solo, destacando seu potencial para aplicações em biorremediação de plásticos (PAÇO et al., 2017). Estudos recentes têm evidenciado a eficácia de determinados fungos na biodegradação de microplásticos, em especial o polietileno (PE), um dos polímeros mais persistentes no ambiente. Dentre os fungos investigados, destacam-se *Zalerion maritimum* e *Aspergillus flavus*.

Paço et al. (2017) demonstraram a capacidade do fungo *Z. maritimum*, isolado de águas costeiras portuguesas, na biodegradação do polietileno. Este organismo apresentou crescimento em meio mínimo de cultivo na presença de partículas de microplástico, o que, com base nas modificações observadas, sugere a utilização do polímero como substrato. Essa conclusão foi corroborada por variações na massa do material, bem como por análises espectroscópicas de FTIR e RMN. Considerando a ocorrência natural desse fungo em águas costeiras marítimas, o estudo evidencia seu elevado potencial para futuras estratégias de biorremediação voltadas ao controle da crescente presença de microplásticos no ambiente (PAÇO et al., 2017).

Por sua vez, Zhang et al. (2020) isolaram uma cepa do fungo *Aspergillus flavus* a partir do conteúdo intestinal da larva *Galleria mellonella*, identificando-o como um potencial microorganismo capaz de degradar polietileno. A atividade degradativa foi avaliada por meio da redução de massa e da diminuição do peso molecular médio, bem como pela detecção de modificações químicas, como o aparecimento de grupos carbonila, ao longo de um período de incubação de 28 dias. A cepa demonstrou capacidade para degradar tanto o LDPE quanto o HDPE (polietileno de baixa e alta densidade, respectivamente). A análise por FTIR revelou a formação de grupos funcionais, tais como hidroxilas, éteres e carbonilas, indicando o efeito de bio-oxidação. Esta constatação motivou a investigação de enzimas potencialmente envolvidas na degradação do PE, sendo identificadas duas LMCOs (*laccase-like multicopper oxidases*) como possíveis responsáveis por tal atividade (ZHANG et al., 2020a).

4.4. AVALIAÇÃO COMPARATIVA DAS TÉCNICAS DE REMOÇÃO

Diante dos resultados apresentados, torna-se necessário realizar uma comparação entre os diferentes métodos de remoção de microplásticos. No entanto, deve-se destacar que as distintas abordagens metodológicas adotadas nos estudos influenciam diretamente os resultados obtidos, sendo imprescindível um aprofundamento para conclusões mais consistentes. Além disso, muitos estudos combinam duas ou mais técnicas de remoção, o que pode gerar distorções quando se deseja avaliar individualmente a eficácia de cada método.

Entre os métodos químicos, foram apresentados os métodos de coagulação e floculação e os processos de oxidação (fotocatálise e ozonização). Wang, Lin e Chen (2020) relataram uma redução entre 40,5% e 54,5% na concentração de microplásticos em água bruta com o uso de coagulantes. Ma et al. (2019), utilizando coagulação associada à ultrafiltração, alcançaram uma remoção máxima de 36,89%. Rajala et al. (2020) avaliaram três agentes coagulantes distintos e obtiveram eficiências superiores a 98,2%. Shahi et al. (2020) alcançaram 70,7% de remoção com sulfato de alumínio e 92,7% ao associá-lo com *PC sand*. Zhou et al. (2021) obteve 77,8% de remoção de PS utilizando PAC. Quanto à oxidação, a fotocatalise demonstrou potencial para degradar os microplásticos, evidenciado por rachaduras nas estruturas, embora ainda enfrente limitações para aplicação em escala industrial, conforme estudos de Tofa et al. (2019) e Ariza-Tarazona et al. (2019). A ozonização, por sua vez, apresentou eficiência de 92% na remoção de MPs em estudo conduzido por Topkaya et al. (2025).

Nos métodos físicos, a adsorção utilizando nanocelulose (Mendonça et al., 2023) obteve 88,6% de eficiência, enquanto o uso de biochar (Siipola et al., 2020) permitiu a remoção de 99% de partículas maiores e fibras têxteis. Na filtração, o filtro de disco demonstrou eficácia de até 89,7% (Simon et al., 2019), e os filtros rápidos de areia (RSF) com cascalho e quartzo atingiram 97% (Talvitie et al., 2017). Já as técnicas com membranas mostraram resultados expressivos: osmose reversa com 90,45%, ultrafiltração com 95% (Ramos et al., 2024) e o sistema MBR com uma unidade de membrana submersa e ultrafiltração alcançou 99,9% de remoção (Talvitie et al., 2017). Outros métodos físicos incluem a sedimentação e a flotação. A flotação por ar dissolvido (Talvitie et al., 2017) obteve 95% de eficiência, a sedimentação magnética (Bakhteeva et al., 2023) alcançou 94%, e a flotação por espuma chegou a 100% sob condições experimentais específicas.

Na remoção biológica, as algas demonstraram capacidade de adesão e degradação de plásticos por enzimas (Zahid et al., 2024; Chia et al., 2020). A microalga *C. reinhardtii* foi modificada para expressar a enzima PET hidrolase, modificando a estrutura do PET (Moog et al., 2019) enquanto a *C. vulgaris*, degradou BPA até níveis indetectáveis em 168h (Chia et al., 2020). Bactérias também mostraram degradação eficiente, com perdas de massa entre 1% e 20%, dependendo da espécie, tempo de exposição e presença de álcoois e ácidos (Zahid et al., 2024; Auta et al., 2017). Por fim, bactérias intestinais de artrópodes também apresentaram degradação de PE e PS, danos superficiais à PP e formação de biofilmes, sendo considerados resultados promissores (Zahid et al., 2024). Quanto aos fungos, *Z. maritimum* foi capaz de degradar PE (Paço et al., 2017), enquanto *A. flavus* demonstrou capacidade para degradar tanto o LDPE quanto o HDPE (Zhang et al., 2020a).

A Tabela 4.8 apresenta a consolidação de todos os resultados apresentados.

Tabela 4.8. Resumo dos resultados de técnicas de remoção de microplásticos.

(continua)

Tipo	Método	Eficiência de Remoção (%)	Referência(s)
Química	Coagulação + sedimentação	40,5–54,5%	Wang, Lin e Chen (2020)
	Coagulação + ultrafiltração	até 36,89%	Ma et al. (2019)
	Diferentes coagulantes químicos	>98,2%	Rajala et al. (2020)
	Sulfato de alumínio	70,7%	Shahi et al. (2020)
	Sulfato de alumínio + PC sand	92,7%	Shahi et al. (2020)
	PAC	77,8%	Zhou et al. (2021)
	Fotocatálise (oxidação)	Modificações estruturais	Tofa et al. (2019); Ariza-Tarazona et al. (2019)
	Ozonização	até 92%	Topkaya et al. (2025)

Tabela 4.8. Resumo dos resultados de técnicas de remoção de microplásticos

(conclusão)

Tipo	Método	Eficiência de Remoção (%)	Referência(s)
Física	Adsorção com nanocelulose	88,6%	Mendonça et al. (2023)
	Adsorção com biochar	até 99%	Siipola et al. (2020)
	Filtro de disco	até 89,7%	Simon et al. (2019)
	Filtro rápido de areia (RSF)	até 97%	Talvitie et al. (2017)
	Osmose reversa	90,45%	Ramos et al. (2024)
	Ultrafiltração	95%	Ramos et al. (2024)
	MBR (SMU + ultrafiltração)	até 99,9%	Talvitie et al. (2017)
	Flotação por ar dissolvido	95%	Talvitie et al. (2017)
	Sedimentação magnética	94%	Bakhteeva et al. (2023)
	Flotação por espuma	até 100%	Zhang et al. (2021)
Biológica	Algas (<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>)	Modificações estruturais	Moog et al. (2019)
	Algas (<i>Chlorella vulgaris</i>)	Degradação BPA (100%)	Chia et al. (2020)
	Bactérias (diferentes espécies)	Redução de massa	Zahid et al. (2024); Auta et al. (2017)
	Bactérias intestinais de artrópodes	Modificações estruturais	Zahid et al. (2024)
	Fungos (<i>Z. maritimum</i>)	Redução de massa	Paço et al. (2017)
	Fungos (<i>Aspergillus flavus</i>)	Degradação de LDPE e HDPE	Zhang et al. (2020a)

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

A partir do resumo dos dados apresentados, observa-se que as diferentes técnicas de remoção de microplásticos apresentam variações significativas em sua eficiência. Os métodos físicos se destacam pelos altos índices de remoção, enquanto os biológicos atuam principalmente

na modificação da estrutura dos microplásticos e em sua degradação, mais do que na captura direta dessas partículas. Embora algumas técnicas alcancem elevados índices de remoção, não há uma solução única aplicável a todos os cenários, sendo necessária a avaliação criteriosa de cada caso, considerando fatores como custo, escala de aplicação e impactos ambientais.

4.5. PERSPECTIVAS FUTURAS E DESAFIOS TECNOLÓGICOS

Ao estudar as diferentes técnicas de remoção de microplásticos, é importante refletir sobre as perspectivas futuras e os desafios envolvidos. O modelo atual de consumo altamente dependente do plástico descartável aliado à ineficiência dos sistemas de gestão de resíduos, contribuem para o acúmulo contínuo desses materiais no meio ambiente - um problema sem solução.

Em geral, três caminhos principais são utilizados para lidar com resíduos plásticos: a destruição térmica, o descarte e a reciclagem. A incineração, embora amplamente aplicada, pode causar impactos ambientais e à saúde humana se não for realizada com rigorosos controles de emissões. Tecnologias mais recentes, como a pirólise — que permite a conversão de resíduos plásticos em energia —, ainda se encontram em estágio de desenvolvimento e com aplicação limitada. O descarte, por sua vez, continua sendo o destino predominante para os plásticos, com grande parte acumulada em aterros ou diretamente no meio ambiente. Estima-se que mais de 60% de todo o plástico já produzido permanece descartado sem tratamento adequado (GEYER, JAMBECK e LAW, 2017).

Por fim, os plásticos podem ser reciclados ou reprocessados. No entanto, a reciclagem só contribui efetivamente para a redução de resíduos se for capaz de substituir a produção de plásticos virgens — algo que é difícil de comprovar na prática (GEYER, JAMBECK e LAW, 2017). De acordo com o relatório *The Fraud of Plastic Recycling* (CENTER FOR CLIMATE INTEGRITY, 2024), as indústrias de petróleo e de plásticos vendem a ideia da possibilidade de reciclar plásticos, porém, com a consciência de que a maioria dos plásticos nunca foi e nunca será tecnicamente ou economicamente viável para reciclagem. Essa realidade é evidenciada por fatores como:

Falta de Mercados Finais: Apenas garrafas PET e HDPE possuem reciclagem mecânica viável; os demais plásticos são geralmente incinerados ou descartados em aterros.

Diversidade dos plásticos: A variedade de composições químicas torna a separação e reciclagem eficaz impraticável em muitos casos - especialmente aqueles feitos de diferentes polímeros ou com aditivos químicos e corantes (por exemplo, garrafas PET verdes não podem ser recicladas com garrafas PET transparentes).

Degradação da Qualidade do Plástico: A reciclagem degrada o material, resultando em resinas de baixa qualidade, com vida útil curta.

Toxicidade dos Aditivos Químicos: Muitos plásticos contêm aditivos nocivos ou estão contaminados, impedindo sua reutilização em produtos de contato direto.

Custo Elevado: O processo de reciclagem (coleta, triagem, limpeza, processamento, transporte) é muito mais caro do que produzir resina virgem a partir de combustíveis fósseis.

Além disso, a degradação de microplásticos por processos físicos, químicos ou biológicos pode gerar nanoplásticos, aumentando os riscos ambientais. Já se conhecem os efeitos citotóxicos de diversos nanomateriais, e há preocupações com a falta de regulamentação sobre o uso dessas partículas em cosméticos e alimentos. Apesar de seu potencial impacto à saúde e ao meio ambiente, a poluição por nanoplásticos em águas e solos segue pouco estudada, principalmente devido a limitações metodológicas (HERNANDEZ; YOUSEFI; TUFENKJI, 2017).

Nesse contexto, torna-se evidente que a remoção dos microplásticos é uma etapa importante, mas não definitiva. As tecnologias atuais ajudam a mitigar os impactos já presentes, mas não atacam a raiz do problema: a produção e o consumo desenfreado de plásticos. Portanto, é fundamental que estratégias futuras combinem inovação tecnológica, mudanças de comportamento, responsabilidade industrial e políticas públicas integradas. Somente com uma abordagem sistêmica e preventiva será possível enfrentar, de forma eficaz, os desafios impostos pela poluição plástica no planeta.

5. CONCLUSÃO

Este trabalho reuniu diversas bibliografias sobre as técnicas de remoção de microplásticos com o objetivo de sintetizar, compreender e expor as principais abordagens presentes na literatura, analisando suas eficiências, mecanismos e desafios. Os resultados evidenciaram que os microplásticos, independentemente de sua origem, estão presentes em diversas matrizes do

ecossistema, o que reforça a preocupação quanto aos estudos futuros, que ainda são majoritariamente focados no ambiente aquático, especialmente nas estações de tratamento de águas residuais.

Como apresentado na seção 4.3, entre os métodos analisados, destacam-se a utilização de coagulantes químicos, a adsorção com biochar, o filtro rápido de areia (RSF), a flotação por espuma e os sistemas MBR como os mais promissores em termos de eficiência, enquanto os métodos biológicos apresentam potencial sustentável, porém com limitações operacionais.

Por fim, a ausência de padronização nos estudos dificulta a comparação direta entre técnicas, uma vez que cada método é testado sob condições específicas (tipo de plástico, tamanho de partícula, matriz ambiental). Além disso, a formação de subprodutos como os nanoplásticos e os desafios de viabilidade econômica para escalonamento continuam sendo obstáculos críticos.

Recomenda-se a priorização de pesquisas que integrem múltiplas técnicas para aumentar a eficácia global. Estratégias preventivas, como a redução da produção de plásticos e a adoção de políticas voltadas à economia circular, são essenciais para complementar as soluções tecnológicas de remoção.

Conclui-se que, embora avanços significativos tenham sido alcançados, a solução definitiva para a crise dos microplásticos exigirá uma abordagem multidisciplinar, unindo ciência, tecnologia e mudanças estruturais no modelo de produção e consumo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. Water quality and treatment: a handbook of community water supplies. 5. ed. Editado por Raymond D. Letterman. New York: McGraw-Hill, 1999. Disponível em: <https://www.academia.edu/34870374/WATER_QUALITY_AND_TREATMENT_A_Handbook_of_Community_Water_Supplies_American_Water_Works_Association>. Acesso em: 4 de junho de 2025.
- AMJAD, M.; INTISAR, A.; AFZAL, A.; HUSSAIN, N. Biological methods for the removal of microplastics from water. In: FERREIRA, L. F. R.; KUMAR, A.; BILAL, M. (Ed.). Recent advancements in wastewater management: implications and biological solutions. Amsterdam: Elsevier, 2023. p. 65–78. (Advances in Chemical Pollution, Environmental Management and Protection; v. 9). ISBN 978-0-323-85583-9. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/bs.apmp.2022.10.003>. Acesso em: 1 de junho de 2025.

- AMPARÁN, M. A. A.; PALACIOS, A.; FLORES, G. M.; OLIVERA, P. M. C. Review and Future Outlook for the Removal of Microplastics by Physical, Biological and Chemical Methods in Water Bodies and Wastewaters. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 197, n. 4, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-025-13883-0>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- ARIZA-TARAZONA, M. C.; VILLARREAL-CHIU, J. F.; BARBIERI, V.; SILIGARDI, C.; CEDILLO-GONZÁLEZ, E. I. New strategy for microplastic degradation: Green photocatalysis using a protein-based porous N-TiO₂ semiconductor. *Ceramics International*, v. 45, n. 7, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2018.10.208>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- AUTA, H. S.; EMENIKE, C. U.; FAUZIAH, S. H. Screening of Bacillus strains isolated from mangrove ecosystems in Peninsular Malaysia for microplastic degradation. *Environmental Pollution*, v. 231, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.043>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- BAKHTEEVA, I. A.; MEDVEDEVA, I. V.; FILINKOVA, M. S.; BYZOV, I. V.; MININ, A. S.; ZHAKOV, S. V.; UIMIN, M. A.; PATRAKOV, E. I.; NOVIKOV, S. I.; SUNTSOV, A. Yu.; DEMIN, A. M. Removal of microplastics from water by using magnetic sedimentation. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 20, p. 11837–11850, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13762-023-04776-1>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- BALLA, A.; MOSHEN, A.; KISS, T. Microplastic clouds in rivers: spatiotemporal dynamics of microplastic pollution in a fluvial system. *Environmental Sciences Europe*, v. 36, p. 143, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00967-w>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- BODZEK, M.; POHL, A. Removal of microplastics in unit processes used in water and wastewater treatment: a review. *Archives of Environmental Protection*, v. 48, n. 4, p. 102–128, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.24425/aep.2022.143713>. Acesso em: 4 de junho de 2025.
- BOOTS, B. Implication of Microplastics on Soil Faunal Communities — Identifying Gaps of Knowledge. *Emerging Topics in Life Sciences*, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1042/ETLS20220023>. Acesso em: 3 de junho de 2025.
- BOUCHER, J.; FRIOT, D. Primary microplastics in the oceans: a global evaluation of sources. Gland: IUCN, 2017. 43 p. ISBN 978-2-8317-1827-9. Disponível em: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- 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, v. 45, n. 21, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es201811s>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- BURHANI, D.; VOET, V. S. D.; FOLKERSMA, R.; MANIAR, D.; LOOS, K. Potential of nanocellulose for microplastic removal: perspective and challenges. *Tetrahedron Green Chemistry*, v. 3, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tgchem.2024.100045>. Acesso em: 3 de junho de 2025.
- CENTER FOR CLIMATE INTEGRITY. The fraud of plastic recycling: how big oil and the plastics industry deceived the public for decades and caused the plastic waste crisis. Washington, DC: Center for Climate Integrity, 2024. Disponível em: <https://climateintegrity.org/plastics-fraud>. Acesso em: 19 jun. 2025.
- CHIA, W. Y.; TANG, D. Y. Y.; KHOO, K. S.; LUP, A. N. K.; CHEW, K. W. Nature's fight against plastic pollution: algae for plastic biodegradation and bioplastics production. *Environmental Science & Ecotechnology*, v. 4, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.es.2020.100065>. Acesso em: 3 de junho de 2025.
- ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. The New Plastics Economy: Rethinking the Future of Plastics. 2015. Disponível em: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/the-new-plastics-economy-rethinking-the-future-of-plastics>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- FOX, S.; STEFÁNSSON, H.; PETERNELL, M.; ZLOTSKIY, E.; ÁSBJÖRNSSON, E. J.; STURKELL, E.; WANNER, P.; KONRAD-SCHMOLKE, M. Physical characteristics of microplastic particles and potential for global atmospheric transport: A meta-analysis. *Environmental Pollution*, v. 342, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122938>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, Use, and Fate of All Plastics Ever Made. *Science Advances*, v. 3, n. 7, Julho. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- GUO, X.; WANG, J. The chemical behaviors of microplastics in marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, v. 142, p. 1–14, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.019>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- HAMD, W.; DAHER, E. A.; TAJKIA SYEED TOFA; DUTTA, J. Recent Advances in Photocatalytic Removal of Microplastics: Mechanisms, Kinetic Degradation, and Reactor Design. *Frontiers in Marine Science*, v. 9, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.885614>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- HARSHVARDHAN, K.; JHA, B. Biodegradation of low-density polyethylene by marine bacteria from pelagic waters, Arabian Sea, India. *Marine Pollution Bulletin*, v. 77, n. 1–2, p.

- 100–106, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.025>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- HERNANDEZ, L. M.; YOUSEFI, N.; TUFENKJI, N. Are there nanoplastics in your personal care products? *Environmental Science & Technology Letters*, v. 4, n. 5, p. 144–147, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.7b00187>. Acesso em: 1 junho 2025.
- ISO/TR 21960:2020 – Plastics — Environmental aspects — State of knowledge and methodologies. Geneva: International Organization for Standardization, 2020. Disponível em: <https://www.iso.org/standard/72300.html>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- KABIR, M. S.; WANG, H.; LUSTER-TEASLEY, S.; ZHANG, L.; ZHAO, R. Microplastics in Landfill leachate: Sources, detection, occurrence, and Removal. *Environmental Science and Ecotechnology*, v. 16, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ese.2023.100256>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- KEDZIERSKI, M.; PALAZOT, M.; SOCCALINGAME, L.; FALCOU-PRÉFOL, M.; GORSKY, G.; GALGANI, F.; BRUZAUD, S.; PEDROTTI, M. L. Chemical composition of microplastics floating on the surface of the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, v. 174, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113284>. Acesso em: 31 de maio de 2025.
- KOLE, P. J.; LÖHR, A. J.; VAN BELLEGHEM, F.; RAGAS, A. Wear and Tear of Tyres: a Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 14, n. 10, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- LAW, K. L. Plastics in the marine environment. *Annual Review of Marine Science*, v. 9, p. 205–229, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010816-060409>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- LI, Z.; YANG, Y.; CHEN, X.; HE, Y.; BOLAN, N.; RINKLEBE, J.; LAM, S. S.; PENG, W.; SONNE, C. A Discussion of Microplastics in Soil and Risks for Ecosystems and Food Chains. *Chemosphere*, v. 313, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137637>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- LINDEQUE, P. K.; COLE, M.; COPPOCK, R. L.; LEWIS, C. N.; MILLER, R. Z.; WATTS, A. J. R.; WILSON-MCNEAL, A.; WRIGHT, S. L.; GALLOWAY, T. S. Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environmental Pollution*, v. 265, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114721>. Acesso em: 31 de maio de 2025.
- LIU, K.; WANG, X.; WEI, N.; SONG, Z.; LI, D. Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human

- health. *Environmental International*, v. 132, , 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105127>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- 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*, v. 359, p. 159–167, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.11.155>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- MARIANO, G.; MAGRO, C.; URBANSKI, B. Q.; NOGUEIRA, M. G. Microplastic Contamination in the Highly Polluted Tietê River (São Paulo, Brazil): an Unsustainable human-nature Relationship. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 197, n. 4, 12 mar. 2025. Disponível em: <https://doi-org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10661-025-13829-6>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- MATO, Y.; ISOBE, T.; TAKADA, H.; KANEHIRO, H.; OHTAKE, C.; KAMINUMA, T. Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. *Environmental Science & Technology*, v. 35, n. 2, p. 318–324, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es0010498>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- MONDOL, M.; ANGON, P. B.; ROY, A. Effects of microplastics on soil physical, chemical and biological properties. *Natural Hazards Research*, v. 5, p. 188, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.nhres.2024.02.002>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- MONTAGNER, C. C.; DIAS, M.; PAIVA, E. M.; VIDAL, C. Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. *Química Nova*, v. 44, n. 10, 2021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION. 2024. What Are microplastics? Disponível em: <https://oceanservice.noaa.gov/facts/microplastics.html>. Acesso em: 31 de maio de 2025.
- OLIVEIRA, L. G.; HATTORI, G. Y.; SANT'ANNA, B. S. Microplastic contamination in bathing areas in the Central Amazon, Itacoatiara, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 30, p. 117748–117758, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-023-30509-5>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- PAÇO, A.; DUARTE, K.; COSTA, J. P. da; SANTOS, P. S. M.; PEREIRA, R.; PEREIRA, M. E.; FREITAS, A. C.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. A. P. Biodegradation of polyethylene microplastics by the marine fungus *Zalerion maritimum*. *Science of the Total Environment*, v. 586, p. 10–15, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.017>. Acesso em: 3 de junho de 2025.

- PAN, Z.; SUN, X.; GUO, H.; CAI, S.; CHEN, H.; WANG, S.; ZHANG, Y.; LIN, H.; HUANG, J. Prevalence of microplastic pollution in the Northwestern Pacific Ocean. *Chemosphere*, v. 225, p. 735–744. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.076>. Acesso em: 31 de maio de 2025.
- PEGADO, T.; ANDRADES, R.; NOLETO-FILHO, E.; FRANCESCHINI, S.; SOARES, M.; CHELAZZI, D.; RUSSO, T.; MARTELLINI, T.; BARONE, A.; CINCIANELLI, A.; GIARRIZZO, T. Meso- and microplastic composition, distribution patterns and drivers: A snapshot of plastic pollution on Brazilian beaches. *Science of the Total Environment*, v. 907, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167769>. Acesso em: 31 de maio de 2025.
- PINHATTI, V. C. Microplástico: um contaminante invisível. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2022. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/handle/20.500.14289/16810>. Acesso em: 31 de maio de 2025.
- PRESTON, C. A.; MCKENNA, C. L.; AHERNE, J. Effects of Shape and Size on Microplastic Atmospheric Settling Velocity. *Environmental Science & Technology*, v. 57, n. 32, 2023. Disponível em: <https://doi-org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1021/acs.est.3c03671>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- QI, Y.; YANG, X.; PELAEZ, A. M.; HUERTA LWANGA, E.; BERIOT, N.; GERTSEN, H.; GARBEVA, P.; GEISSEN, V. Macro- and micro- plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. *Science of The Total Environment*, v. 645, p. 1048–1056, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.229>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- RAJALA, K.; GRÖNFORS, O.; HESAMPOUR, M.; MIKOLA, A. Removal of Microplastics from Secondary Wastewater Treatment Plant Effluent by coagulation/flocculation with iron, Aluminum and polyamine-based Chemicals. *Water Research*, v. 183. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116045>. Acesso em: 4 de junho de 2025.
- RAMOS, R. L.; SANTOS, C. R.; DRUMOND, G. P.; SOUZA, V.; SANTOS, L.; AMARAL, M. C. S. Critical review of microplastic in membrane treatment plant: Removal efficiency, environmental risk assessment, membrane fouling and MP release. *Chemical Engineering Journal*, v. 480, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.148052>. Acesso em: 4 de junho de 2025.
- RICO, A.; REDONDO-HASSELERHARM, P. E.; VIGHI, M.; WAICHMAN, A. V.; NUNES, G. S. de S.; DE OLIVEIRA, R.; SINGDAHL-LARSEN, C.; HURLEY, R.; NIZZETTO, L.; SCHELL, T. Large-scale monitoring and risk assessment of microplastics in the Amazon

- River. Water Research, v. 232, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119707>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- SENATHIRAJAH, K.; ATTWOOD, S.; BHAGWAT, G.; CARBERY, M.; WILSON, S.; PALANISAMI, T. Estimation of the mass of microplastics ingested – A pivotal first step towards human health risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, v. 404, n. 1. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124004>. Acesso em: 31 de maio de 2025.
- SHAHI, N. K.; MAENG, M.; KIM, D.; DOCKKO, S. Removal Behavior of Microplastics Using Alum Coagulant and Its Enhancement Using polyamine-coated Sand. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 141, p. 9–17, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.020>. Acesso em: 4 de junho de 2025.
- SIIPOLA, Virpi et al. Low-cost biochar adsorbents for water purification including microplastics removal. *Applied Sciences, Basel*, v. 10, n. 3, p. 788, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/app10030788>. Acesso em: 4 de junho de 2025.
- SIMON, M.; VIANELLO, A.; VOLLERTSEN, J. Removal of >10 Mm Microplastic Particles from Treated Wastewater by a Disc Filter. *Water*, v. 11, n. 9, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w11091935>. Acesso em: 4 de junho de 2025.
- TALVITIE, J.; MIKOLA, A.; KOISTINEN, A.; SETÄLÄ, O. Solutions to Microplastic Pollution – Removal of Microplastics from Wastewater Effluent with Advanced Wastewater Treatment Technologies. *Water Research*, v. 123, n. 1, p. 401–407, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>. Acesso em: 4 junho 2025.
- THUSHARI, G. G. N.; SENEVIRATHNA, J. D. M. Plastic Pollution in the Marine Environment. *Heliyon*, v. 6, n. 8, 27 ago. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04709>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- TOFA, T. S.; KUNJALI, K. L.; PAUL, S.; DUTTA, J. Visible Light Photocatalytic Degradation of Microplastic Residues with Zinc Oxide Nanorods. *Environmental Chemistry Letters*, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10311-019-00859-z>. Acesso em: 4 de junho de 2025.
- TOPKAYA, E.; ARSLAN, A.; MELIKE İŞGÖREN; SEZER, M.; SEVIL VELI. Microplastic removal by ozone oxidation in cooling wastewater of food packaging industry. *Chemical Engineering Science*, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ces.2025.121287>. Acesso em: 4 de junho de 2025.
- UNEP – UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Marine plastic debris and microplastics: Global lessons and research to inspire action and guide policy change. Nairobi: UNEP, 2016. Disponível em:

- <https://www.unep.org/resources/publication/marine-plastic-debris-and-microplastics-global-lessons-and-research-inspire>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- UNEP – UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Sustainability and Circularity in the Textile Value Chain: A Global Roadmap. Nairobi: UNEP, 2023. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/publication/sustainability-and-circularity-textile-value-chain-global-roadmap>. Acesso em: 1 de junho de 2025.
- WANG, Z.; LIN, T.; CHEN, W. Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant. *Science of the Total Environment*, v. 700, art. 134520, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134520>. Acesso em: 3 de junho de 2025.
- WELTMEYER, A.; ROß-NICKOLL, M. Different mulch films, consistent results: soil fauna responses to microplastic. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 196, n. 10, p. 943, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13096-x>. Acesso em: 3 de junho de 2025.
- WORLD ANIMAL PROTECTION. Ghosts beneath the waves: The impact of ghost gear on marine animals. London: World Animal Protection, 2019. Disponível em: https://www.worldanimalprotection.org.cn/contentassets/f68d77cc4162414b90bb7ad039ebbf-d2/lo-res.ghosts_report.2019.3.pdf. Acesso em: 4 de junho de 2025.
- XU, S.; MA, J.; JI, R.; PAN, K.; MIAO, A.-J. Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. *Science of the Total Environment*, v. 703, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134699>. Acesso em: 31 de maio de 2025.
- XU, Z.; BAI, X.; YE, Z. Removal and Generation of Microplastics in Wastewater Treatment plants: a Review. *Journal of Cleaner Production*, v. 291, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.125982>. Acesso em: 4 junho 2025.
- ZAHID, H.; AFZAL, N.; ARIF, M. M.; ZAHID, M.; NAWAB, S.; QASIM, M. M.; ALVI, F. N.; NAZIR, S.; PERVEEN, I.; ABBAS, N.; SALEEM, Y.; MAZHAR, S.; NAWAZ, S.; FARIDI, T. A.; AWAN, H. M. A.; SYED, Q.; ABIDI, S. H. I. Microorganism-mediated biodegradation for effective management and/or removal of micro-plastics from the environment: a comprehensive review. *Archives of Microbiology*, v. 206, n. 4, p. 198, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00203-024-03904-w>. Acesso em: 3 junho 2025.
- ZHANG, J.; GAO, D.; LI, Q.; ZHAO, Y.; LI, L.; LIN, H.; BI, Q.; ZHAO, Y. Biodegradation of polyethylene microplastic particles by the fungus *Aspergillus flavus* from the guts of wax moth *Galleria mellonella*. *Science of the Total Environment*, v. 704, 2020a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135931>. Acesso em: 4 junho 2025.

- ZHANG, X.-H.; ZHAI, X.; YU, M. Microbial colonization and degradation of marine microplastics in the plastisphere: uma revisão. *Frontiers in Microbiology*, v. 14, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1127308>. Acesso em: 3 junho 2025.
- ZHANG, Y.; JIANG, H.; BIAN, K.; WANG, H.; WANG, C. Is froth flotation a potential scheme for microplastics removal? Analysis on flotation kinetics and surface characteristics. *Science of The Total Environment*, v. 792, 148345, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148345>. Acesso em: 4 junho 2025.
- ZHANG, Y.; KANG, S.; ALLEN, S.; ALLEN, D.; GAO, T.; SILLANPÄÄ, M. Atmospheric microplastics: a Review on Current Status and Perspectives. *Earth-Science Reviews*, v. 203, 2020b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>. Acesso em: 1 junho 2025.
- ZHOU, G.; WANG, Q.; LI, J.; LI, Q.; XU, H.; YE, Q.; WANG, Y.; SHU, S.; ZHANG, J. Removal of Polystyrene and Polyethylene Microplastics Using PAC and FeCl₃ coagulation: Performance and Mechanism. *Science of the Total Environment*, v. 752, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141837>. Acesso em: 4 junho 2025.
- ZOCCALI, A.; CANTONI, B.; AZZELLINO, A.; MALPEI, F. Removal of Microplastics in Wastewater Treatment plants: Insights from a Literature meta-analysis. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 13, n. 3, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.116812>. Acesso em: 1 junho 2025.

ANEXO A – DIREITOS AUTORAIS DAS IMAGENS

Algumas das imagens utilizadas neste trabalho estão licenciadas sob a Licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC BY 4.0). Esta licença permite que outros compartilhem, usem e adaptem o material, inclusive para fins comerciais, desde que seja dada a devida atribuição ao autor original, seja fornecido um link para a licença, e sejam indicadas quaisquer alterações feitas.

A seguir, no Anexo B, encontra-se o texto completo da licença, disponível também no link oficial (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/legalcode>), acessado em 30 de julho de 2025.

ANEXO B – LICENÇA CREATIVE COMMONS (CC BY 4.0)

O conteúdo a seguir corresponde à licença completa sob a qual estão disponíveis as imagens utilizadas neste trabalho:

Attribution 4.0 International

By exercising the Licensed Rights (defined below), You accept and agree to be bound by the terms and conditions of this Creative Commons Attribution 4.0 International Public License ("Public License"). To the extent this Public License may be interpreted as a contract, You are granted the Licensed Rights in consideration of Your acceptance of these terms and conditions, and the Licensor grants You such rights in consideration of benefits the Licensor receives from making the Licensed Material available under these terms and conditions.

Section 1 – Definitions.

- a. Adapted Material means material subject to Copyright and Similar Rights that is derived from or based upon the Licensed Material and in which the Licensed Material is translated, altered, arranged, transformed, or otherwise modified in a manner requiring permission under the Copyright and Similar Rights held by the Licensor. For purposes of this Public License, where the Licensed Material is a musical work, performance, or sound recording, Adapted Material is always produced where the Licensed Material is synched in timed relation with a moving image.
- b. Adapter's License means the license You apply to Your Copyright and Similar Rights in Your contributions to Adapted Material in accordance with the terms and conditions of this Public License.
- c. Copyright and Similar Rights means copyright and/or similar rights closely related to copyright including, without limitation, performance, broadcast, sound recording, and Sui Generis Database Rights, without regard to how the rights are labeled or categorized. For purposes of this Public License, the rights specified in Section 2(b)(1)-(2) are not Copyright and Similar Rights.
- d. Effective Technological Measures means those measures that, in the absence of proper authority, may not be circumvented under laws fulfilling obligations under Article 11 of the WIPO Copyright Treaty adopted on December 20, 1996, and/or similar international agreements.
- e. Exceptions and Limitations means fair use, fair dealing, and/or any other exception or limitation to Copyright and Similar Rights that applies to Your use of the Licensed Material.

- f. Licensed Material means the artistic or literary work, database, or other material to which the Licensor applied this Public License.
- g. Licensed Rights means the rights granted to You subject to the terms and conditions of this Public License, which are limited to all Copyright and Similar Rights that apply to Your use of the Licensed Material and that the Licensor has authority to license.
- h. Licensor means the individual(s) or entity(ies) granting rights under this Public License.
- i. Share means to provide material to the public by any means or process that requires permission under the Licensed Rights, such as reproduction, public display, public performance, distribution, dissemination, communication, or importation, and to make material available to the public including in ways that members of the public may access the material from a place and at a time individually chosen by them.
- j. Sui Generis Database Rights means rights other than copyright resulting from Directive 96/9/EC of the European Parliament and of the Council of 11 March 1996 on the legal protection of databases, as amended and/or succeeded, as well as other essentially equivalent rights anywhere in the world.
- k. You means the individual or entity exercising the Licensed Rights under this Public License. Your has a corresponding meaning.

Section 2 – Scope.

a. License grant .

1. Subject to the terms and conditions of this Public License, the Licensor hereby grants You a worldwide, royalty-free, non-sublicensable, non-exclusive, irrevocable license to exercise the Licensed Rights in the Licensed Material to:
 - A. reproduce and Share the Licensed Material, in whole or in part; and
 - B. produce, reproduce, and Share Adapted Material.
2. Exceptions and Limitations . For the avoidance of doubt, where Exceptions and Limitations apply to Your use, this Public License does not apply, and You do not need to comply with its terms and conditions.
3. Term . The term of this Public License is specified in Section 6(a) .
4. Media and formats; technical modifications allowed . The Licensor authorizes You to exercise the Licensed Rights in all media and formats whether now known or hereafter created, and to make technical modifications necessary to do so. The Licensor waives and/or

agrees not to assert any right or authority to forbid You from making technical modifications necessary to exercise the Licensed Rights, including technical modifications necessary to circumvent Effective Technological Measures. For purposes of this Public License, simply making modifications authorized by this Section 2(a)(4) never produces Adapted Material.

5. Downstream recipients .

A. Offer from the Licensor – Licensed Material . Every recipient of the Licensed Material automatically receives an offer from the Licensor to exercise the Licensed Rights under the terms and conditions of this Public License.

B. No downstream restrictions . You may not offer or impose any additional or different terms or conditions on, or apply any Effective Technological Measures to, the Licensed Material if doing so restricts exercise of the Licensed Rights by any recipient of the Licensed Material.

6. No endorsement . Nothing in this Public License constitutes or may be construed as permission to assert or imply that You are, or that Your use of the Licensed Material is, connected with, or sponsored, endorsed, or granted official status by, the Licensor or others designated to receive attribution as provided in Section 3(a)(1)(A)(i) .

b. Other rights .

1. Moral rights, such as the right of integrity, are not licensed under this Public License, nor are publicity, privacy, and/or other similar personality rights; however, to the extent possible, the Licensor waives and/or agrees not to assert any such rights held by the Licensor to the limited extent necessary to allow You to exercise the Licensed Rights, but not otherwise.

2. Patent and trademark rights are not licensed under this Public License.

3. To the extent possible, the Licensor waives any right to collect royalties from You for the exercise of the Licensed Rights, whether directly or through a collecting society under any voluntary or waivable statutory or compulsory licensing scheme. In all other cases the Licensor expressly reserves any right to collect such royalties.

Section 3 – License Conditions.

Your exercise of the Licensed Rights is expressly made subject to the following conditions.

a. Attribution .

1. If You Share the Licensed Material (including in modified form), You must:

- A. retain the following if it is supplied by the Licensor with the Licensed Material:
 - i. identification of the creator(s) of the Licensed Material and any others designated to receive attribution, in any reasonable manner requested by the Licensor (including by pseudonym if designated);
 - ii. a copyright notice;
 - iii. a notice that refers to this Public License;
 - iv. a notice that refers to the disclaimer of warranties;
 - v. a URI or hyperlink to the Licensed Material to the extent reasonably practicable;
 - B. indicate if You modified the Licensed Material and retain an indication of any previous modifications; and
 - C. indicate the Licensed Material is licensed under this Public License, and include the text of, or the URI or hyperlink to, this Public License.
2. You may satisfy the conditions in Section 3(a)(1) in any reasonable manner based on the medium, means, and context in which You Share the Licensed Material. For example, it may be reasonable to satisfy the conditions by providing a URI or hyperlink to a resource that includes the required information.
3. If requested by the Licensor, You must remove any of the information required by Section 3(a)(1)(A) to the extent reasonably practicable.
4. If You Share Adapted Material You produce, the Adapter's License You apply must not prevent recipients of the Adapted Material from complying with this Public License.

Section 4 – Sui Generis Database Rights.

Where the Licensed Rights include Sui Generis Database Rights that apply to Your use of the Licensed Material:

- a. for the avoidance of doubt, Section 2(a)(1) grants You the right to extract, reuse, reproduce, and Share all or a substantial portion of the contents of the database;
- b. if You include all or a substantial portion of the database contents in a database in which You have Sui Generis Database Rights, then the database in which You have Sui Generis Database Rights (but not its individual contents) is Adapted Material; and

- c. You must comply with the conditions in Section 3(a) if You Share all or a substantial portion of the contents of the database.

For the avoidance of doubt, this Section 4 supplements and does not replace Your obligations under this Public License where the Licensed Rights include other Copyright and Similar Rights.

Section 5 – Disclaimer of Warranties and Limitation of Liability.

- a. **Unless otherwise separately undertaken by the Licensor, to the extent possible, the Licensor offers the Licensed Material as-is and as-available, and makes no representations or warranties of any kind concerning the Licensed Material, whether express, implied, statutory, or other. This includes, without limitation, warranties of title, merchantability, fitness for a particular purpose, non-infringement, absence of latent or other defects, accuracy, or the presence or absence of errors, whether or not known or discoverable. Where disclaimers of warranties are not allowed in full or in part, this disclaimer may not apply to You.**
- b. **To the extent possible, in no event will the Licensor be liable to You on any legal theory (including, without limitation, negligence) or otherwise for any direct, special, indirect, incidental, consequential, punitive, exemplary, or other losses, costs, expenses, or damages arising out of this Public License or use of the Licensed Material, even if the Licensor has been advised of the possibility of such losses, costs, expenses, or damages. Where a limitation of liability is not allowed in full or in part, this limitation may not apply to You.**
- c. The disclaimer of warranties and limitation of liability provided above shall be interpreted in a manner that, to the extent possible, most closely approximates an absolute disclaimer and waiver of all liability.

Section 6 – Term and Termination.

- a. This Public License applies for the term of the Copyright and Similar Rights licensed here. However, if You fail to comply with this Public License, then Your rights under this Public License terminate automatically.
- b. Where Your right to use the Licensed Material has terminated under Section 6(a), it reinstates:
 1. automatically as of the date the violation is cured, provided it is cured within 30 days of Your discovery of the violation; or
 2. upon express reinstatement by the Licensor.

For the avoidance of doubt, this Section 6(b) does not affect any right the Licensor may have to seek remedies for Your violations of this Public License.

- c. For the avoidance of doubt, the Licensor may also offer the Licensed Material under separate terms or conditions or stop distributing the Licensed Material at any time; however, doing so will not terminate this Public License.
- d. Sections 1 , 5 , 6 , 7 , and 8 survive termination of this Public License.

Section 7 – Other Terms and Conditions.

- a. The Licensor shall not be bound by any additional or different terms or conditions communicated by You unless expressly agreed.
- b. Any arrangements, understandings, or agreements regarding the Licensed Material not stated herein are separate from and independent of the terms and conditions of this Public License.

Section 8 – Interpretation.

- a. For the avoidance of doubt, this Public License does not, and shall not be interpreted to, reduce, limit, restrict, or impose conditions on any use of the Licensed Material that could lawfully be made without permission under this Public License.
- b. To the extent possible, if any provision of this Public License is deemed unenforceable, it shall be automatically reformed to the minimum extent necessary to make it enforceable. If the provision cannot be reformed, it shall be severed from this Public License without affecting the enforceability of the remaining terms and conditions.
- c. No term or condition of this Public License will be waived and no failure to comply consented to unless expressly agreed to by the Licensor.
- d. Nothing in this Public License constitutes or may be interpreted as a limitation upon, or waiver of, any privileges and immunities that apply to the Licensor or You, including from the legal processes of any jurisdiction or authority.