

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE CAMPINAS

NATÁLIA DE QUEIROZ MARTINS

**REMEDIAÇÃO DE ÁGUAS URBANAS CONTAMINADAS COM MICROPLÁSTICOS
USANDO NANOPARTÍCULAS MAGNÉTICAS E BIOSSURFACTANTES**

CAMPINAS

2026

PONTÍFICA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE CAMPINAS
ESCOLA POLITÉCNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM SISTEMAS EM
INFRAESTRUTURA URBANA
NATÁLIA DE QUEIROZ MARTINS

REMEDIÇÃO DE ÁGUAS URBANAS CONTAMINADAS COM MICROPLÁSTICOS
USANDO NANOPARTÍCULAS MAGNÉTICAS E BIOSSURFACTANTES

Dissertação apresentada como exigência para obtenção do título de Mestre pelo Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Sistemas de Infraestrutura Urbana, da Escola Politécnica da Pontifícia Universidade Católica de Campinas. Orientadora: Prof^a. Dr^a. Renata Kelly Mendes Valente

PUC- CAMPINAS

2026

Ficha catalográfica

--

PONTÍFICA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE CAMPINAS

ESCOLA POLITÉCNICA

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM SISTEMAS EM
INFRAESTRUTURA URBANA**

NATÁLIA DE QUEIROZ MARTINS

**REMEDIÇÃO DE ÁGUAS URBANAS CONTAMINADAS COM MICROPLÁSTICOS
USANDO NANOPARTÍCULAS MAGNÉTICAS E BIOSURFACTANTES**

Dissertação defendida e aprovada em 02 de
Fevereiro de 2026 pela comissão examinadora:

Dra. Renata Kelly Mendes Valente

Orientadora e Presidente da comissão examinadora
Pontifícia Universidade Católica de Campinas

Dra. Melissa Gurgel Adeodato Vieira - Universidade
Estadual de Campinas- Faculdade de Engenharia
Química – FEQ – Membro Externo

Profa. Dra. Regina Marcia Longo – Programa de
Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura
Urbana - PUC-Campinas - Membro Interno

CAMPINAS

2026

Dedico este trabalho a Deus, primeiramente, que me sustenta todos os dias com saúde para perseguir os meus sonhos e objetivos e, a minha família que incentiva continuamente os meus passos (em especial, o meu marido).

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus que me permitiu ter saúde e disposição para concluir esta pesquisa.

À minha família, por todo incentivo, desde sempre.

Agradeço à minha orientadora pelos direcionamentos, pelas correções e pela confiança de que, mesmo não sendo uma profissional da área da química, eu iria conseguir executar este trabalho.

Agradeço ao meu marido Caetano Janola Júnior pelo apoio, incentivo e por sempre acreditar em mim.

Agradeço a todos os professores que me ensinaram ao longo da minha vida: nobre função, da qual sou uma extrema entusiasta. A todos: tenho um profundo respeito e admiração.

Agradeço ao técnico do Laboratório, Anderson, por todo o suporte prestado.

Agradeço à banca avaliadora pelo aceite e por toda contribuição.

À PUC-Campinas, por ter me acolhido de volta quase 10 anos após o término da graduação e pelo fornecimento da bolsa de estudos até o início de 2025.

À CAPES, pelo apoio financeiro através da concessão da bolsa de estudos no último ano da pesquisa.

“Só jogue no rio (ou no mar) o que o peixe pode comer.”

Ziraldo Alves Pinto - Cartunista

(1932-2024)

RESUMO

Os polímeros sintéticos, amplamente utilizados na sociedade contemporânea, são majoritariamente derivados do petróleo e apresentam elevada persistência ambiental. O descarte inadequado de resíduos plásticos favorece sua fragmentação em microplásticos — partículas entre 0,1 μm e 5 mm — que se acumulam em diferentes compartimentos ambientais e podem adsorver poluentes orgânicos persistentes, representando riscos à saúde e ao meio ambiente. A remoção desses contaminantes em sistemas hídricos ainda enfrenta limitações, principalmente devido à ausência de tratamentos terciários em estações de tratamento de água e esgoto e à dispersão difusa, como no caso das águas pluviais. Neste contexto, este trabalho apresenta uma pesquisa experimental voltada ao desenvolvimento de um método de remediação de águas urbanas contaminadas com microplásticos, utilizando nanopartículas magnéticas de óxido de ferro recobertas com o biossurfactante surfactina. Os experimentos laboratoriais utilizaram microplásticos de poliestireno como modelo, avaliando-se sua descontaminação com o nanocompósito proposto. Os resultados indicaram que, com tempo de contato de 30 minutos, pH 7,0 e volume de 50 μL de nanocompósito, foi possível atingir eficiência de remoção de quase 95% quando aplicado em águas naturais urbanas.

Palavras-chave: Microplásticos; Remoção; Nanopartículas magnéticas; Surfactina; Poluição hídrica.

ABSTRACT

Synthetic polymers, widely used in contemporary society, are predominantly derived from petroleum and exhibit high environmental persistence. The improper disposal of plastic waste promotes its fragmentation into microplastics—particles ranging from 0.1 μm to 5 mm—which accumulate in different environmental compartments and can adsorb persistent organic pollutants, posing risks to human health and the environment. The removal of these contaminants from aquatic systems still faces significant limitations, mainly due to the lack of tertiary treatment in water and wastewater treatment plants and to diffuse pollution sources, such as stormwater runoff. In this context, this study presents an experimental research aimed at developing a remediation method for urban waters contaminated with microplastics, using iron oxide magnetic nanoparticles coated with the biosurfactant surfactin. Laboratory experiments employed polystyrene microplastics as a model, evaluating their removal using the proposed nanocomposite. The results indicated that, with a contact time of 30 minutes, pH 7.0, and a nanocomposite volume of 50 μL , a removal efficiency of almost 95% was achieved when applied to natural urban waters.

Keywords: Microplastics; Removal; Magnetic nanoparticles; Surfactin; Water pollution.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Porcentagem de remediação de cada microplástico testado.	34
Tabela 2 - Avaliação do tempo de contato entre o poliestireno e o nanocompósito Fe ₃ O ₄ /surfactina.	34
Tabela 3 - Estudo do pH ideal para a remoção de micropoliestireno com Fe ₃ O ₄ /surfactina.	37
Tabela 4 - Resultados experimentais obtidos durante o tempo zero de estudo de adsorção do microplástico poliestireno pelo nanocompósito.	43
Tabela 5 - Resultados experimentais obtidos durante após o equilíbrio (30 minutos) de estudo de adsorção do microplástico poliestireno pelo nanocompósito	44
Tabela 6 - Parâmetros necessários para a construção das Isotermas de Langmuir e de Freundlich.	44

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Problemática ambiental dos microplásticos em ambientes urbanos	12
Quadro 2 - Resumo da metodologia consolidada	39
Quadro 3 - Resumo de técnicas de remoção pesquisadas.....	41

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquematização da cadeia produtiva do plástico	6
Figura 2 - Índice de reciclagem de plástico pós-consumo em 2021.....	7
Figura 3 - Caracterização dos microplásticos	8
Figura 4 - Exemplificação dos MP's como vetores de contaminantes-.....	10
Figura 5 - Dispersão dos microplásticos no ambiente	11
Figura 6 - Evolução anual do número de partículas plásticas flutuantes nos oceanos em 40 anos (em trilhões).....	13
Figura 7 - Imagem das nanopartículas de Fe ₃ O ₄ sintetizadas no laboratório de Química ..	24
Figura 8 - Eletrodo impresso de carbono e suas conexões no adaptador para medidas eletroquímicas de corrente	25
Figura 9 - Tipos de plásticos pré-selecionados.....	26
Figura 10 - Modelo do Poliestireno em micropartículas.	26
Figura 11 - Solução do nanocompósito e amostras do microplásticos, respectivamente (A) e Processo de descontaminação (B).....	27
Figura 12 - Padronização da lâmina e estilo de gota para todas as amostras	27
Figura 13 - Demonstração do uso do imã.....	28
Figura 14 - Preparação das amostras de MP em água deionizada em diferentes pHs.....	29
Figura 15 - Voltamogramas de pulso diferencial de Fe ₃ O ₄ e Fe ₃ O ₄ /surfactina em K ₃ [Fe(CN) ₆] (2 mmol L ⁻¹).....	31
Figura 16 - Figura 16 - Espectro de UV-Vis para a solução de surfactina e de nanocompósito Fe ₃ O ₄ /surfactina.	32
Figura 17 - Tempo de contato entre a solução contendo poliestireno e o nanocompósito...	35
Figura 18 - Imagens obtidas pelo microscópio óptico, com contagem por IA, para as soluções contendo micropoliestireno antes da remediação com o nanocompósito de Fe ₃ O ₄ /surfactina.....	36
Figura 19 - Remediação obtida em cada pH por contagem microscópica	37
Figura 20 - Remediação por massa de microplásticos	38
Figura 21 - Isoterma de adsorção de Langmuir.	44
Figura 22 - Isoterma de adsorção de Freundlich.	45

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Contextualização	1
1.2 Objetivos	3
1.3 Justificativa	4
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	5
2.1 Plásticos: Produção e finalidades de uso	5
2.2 Conceituação e caracterização dos microplásticos	7
2.3 Os microplásticos e a problemática ambiental	9
2.4 Águas urbanas: conceito, funções e relevância ambiental	15
2.5 Microplásticos e os possíveis impactos na saúde humana	17
2.6 Técnicas de remediação de águas contaminadas com microplásticos	18
3. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	22
3.1 Equipamentos e Reagentes	22
3.2 Metodologia	22
3.2.1 Preparo da solução tampão fosfato 0,1 mol L ⁻¹ , pH 7,0	22
3.2.2 Preparo da solução de surfactina	22
3.2.3 Síntese para a produção de Fe ₃ O ₄	23
3.2.4 Síntese do nanocompósito de Fe ₃ O ₄ /surfactina	23
3.2.5 Preparo da solução de ferricianeto de potássio 2 mmol L ⁻¹	23
3.2.6 Caracterização do nanocompósito de Fe ₃ O ₄ /surfactina	23
3.2.7 Seleção do microplástico	25
3.3 Testes iniciais de remediação do microplástico	27
3.4 Otimização das condições experimentais	28
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
4.1 Caracterização voltamétrica do nanocompósito de Fe ₃ O ₄ /surfactina	31
4.2 Caracterização espectroscópica do nanocompósito de Fe ₃ O ₄ /surfactina	32
4.3 Seleção do microplástico a ser analisado	33
4.4 Otimização das condições experimentais	34
4.5 Aplicação do método em águas naturais	39
4.6 Isotermas de adsorção	43
4.7 Avaliação de custos	46
4.8 Potencial e riscos do uso de nanopartículas magnéticas para remediação de águas urbanas	46
4.9 Potencial de recuperação e reaproveitamento	48
5. CONCLUSÃO	49
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51

1. INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização

A crescente produção e consumo de plásticos no mundo moderno trouxe inúmeras facilidades ao cotidiano da sociedade, ao mesmo tempo em que originou sérios desafios ambientais. A durabilidade e a resistência química dos polímeros, características inicialmente vantajosas, tornaram-se problemáticas diante do descarte inadequado e da baixa taxa de reciclagem desses materiais. Um dos desdobramentos mais preocupantes da poluição plástica é a formação de microplásticos (MPs), pequenas partículas com menos de 5 mm de diâmetro que têm sido detectadas em diversos compartimentos ambientais — incluindo solo, ar, sedimentos e, especialmente, ambientes aquáticos (Cole et al., 2011; Rocha- Santos; Duarte, 2015; Montagner et al., 2021).

Nas cidades, os microplásticos têm origem, majoritariamente, em fontes como o esgoto doméstico, desgaste de roupas sintéticas, resíduos de cosméticos e produtos de higiene, além da fragmentação de materiais plásticos descartados de forma incorreta. Em muitos casos, essas partículas não são eficientemente retidas pelas estações de tratamento de esgoto, sobretudo em locais onde não há tratamento terciário, contribuindo para sua liberação em corpos d'água (Matos, 2021; Coelho, 2022; Abiplast, 2022). Uma vez no ambiente, os MPs não apenas representam uma ameaça física à biota aquática, como também atuam como vetores de contaminantes químicos e patógenos, intensificando os riscos ecológicos e a saúde humana (Andrady, 2011; Bitencourt Belo et al., 2021; Martins et al., 2022).

A dinâmica das águas urbanas intensifica ainda mais esse cenário. Rios canalizados, córregos retificados e sistemas de drenagem pluvial recebem continuamente resíduos sólidos e micropartículas provenientes de atividades domésticas, industriais e difusas, favorecendo a fragmentação e o transporte de plásticos nos centros urbanos. Estudos apontam que ambientes altamente antropizados apresentam maior concentração de microplásticos devido à elevada carga de efluentes, alta variabilidade de vazões e processos hidrodinâmicos que dificultam sua retenção (Windsor et al., 2019; Li et al., 2021). Além disso, pesquisas demonstram que sistemas de drenagem e escoamento superficial atuam como importantes vetores de MPs, contribuindo para seu aporte contínuo a rios urbanos e

estuários (Stomer et al., 2020).

O enfrentamento da poluição por microplásticos também depende do fortalecimento de políticas públicas e instrumentos de gestão. A literatura evidencia que a combinação de ações regulatórias, medidas de economia circular, restrições a plásticos de uso único e aprimoramento do saneamento básico pode reduzir significativamente a emissão dessas partículas no ambiente (Prata et al., 2019; SAPEA, 2020). No Brasil, apesar dos avanços da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), ainda existem lacunas na implementação municipal, baixa fiscalização e insuficiência de diretrizes específicas para microplásticos (Oliveira, 2024; Morais et al., 2016). Relatórios internacionais também recomendam que países adotem padrões de monitoramento, metas graduais de redução e investimentos em infraestrutura de tratamento, fundamentais para mitigar o aporte de MPs aos ecossistemas aquáticos urbanos (European Commission, 2022)

Diante da limitada quantidade de estudos para métodos de tratamento e da urgência de soluções sustentáveis, esta dissertação propõe investigar uma abordagem inovadora para a remediação de águas urbanas contaminadas com microplásticos, por meio da adsorção utilizando nanopartículas magnéticas de Fe_3O_4 recobertas com o biossurfactante surfactina. A motivação principal decorre da dificuldade de métodos para este tipo de contaminação, que são pouco difundidos, além dos custos e baixa disponibilidade de tratamento terciário nos municípios, bem como da crescente preocupação com a dispersão desses materiais devido à degradação de plásticos descartáveis. A pesquisa, de caráter experimental, foi conduzida em ambiente laboratorial, empregando microplásticos previamente selecionados em águas naturais para avaliação da curva de adsorção no sistema proposto. As hipóteses analisam a eficácia da observação microscópica simples para contagem dos microplásticos pré e pós remediação, a capacidade de remoção com nanopartículas magnéticas e a adequação das concentrações padrão de surfactina.

A presente investigação contribui para o debate técnico e político ao demonstrar o potencial da tecnologia proposta e ao reforçar a urgência de políticas públicas que fortaleçam o saneamento, a gestão de resíduos e as práticas sustentáveis, essenciais para mitigar a crescente presença de microplásticos nos recursos hídricos urbanos (Oliveira, 2024; Martins et al., 2022; Morais et al., 2016).

1.2 Objetivos

Geral:

Desenvolver e aplicar um método de remediação de águas urbanas contaminadas por microplásticos, utilizando nanopartículas magnéticas de óxido de ferro (Fe_3O_4) funcionalizadas com o biossurfactante surfactina.

Específicos:

- Selecionar um protocolo eficiente de funcionalização de nanopartículas magnéticas de Fe_3O_4 com surfactina, visando maximizar a capacidade de adsorção do sistema;
- Otimizar os parâmetros experimentais envolvidos na remediação, incluindo o tempo de contato entre as nanoestruturas e os microplásticos, a concentração de surfactina no recobrimento, o tempo de interação entre surfactina e nanopartículas, a quantidade de nanocompósito e o pH da solução aquosa;
- Aplicar o sistema de nanopartículas magnéticas funcionalizadas em ensaios de descontaminação de águas urbanas naturais contaminadas artificialmente com microplásticos, sob condições controladas de laboratório;
- Quantificar a concentração de microplásticos nas amostras antes e após o tratamento, utilizando técnicas de observação e contagem padronizadas;
- Construir e interpretar isotermas de adsorção, visando descrever o comportamento de interação dos microplásticos com as nanopartículas magnéticas recobertas, e avaliar a eficiência do processo de remediação.

1.3 Justificativa

Os microplásticos urbanos provenientes de dispersão em diversos compartimentos são de difícil compreensão quanto as suas fontes e procedimentos experimentais, bem como métodos de coleta, análise e quantificação, os quais são pouco difundidos. Uma parte considerável dos microplásticos dispersos em água doce, são provenientes do esgotamento sanitário. Parte destes microplásticos são retidos nas estações de tratamento de efluentes (ETE), principalmente as que contemplam os tratamentos do tipo terciário. Entretanto, mesmo com as ETE, muitos municípios não possuem tratamento terciário, que é comprovadamente a etapa onde a maior parte dos microplásticos de menor dimensão, são retidos. Desta forma, como muitos materiais de uso diário são plásticos descartáveis, (e esses materiais dispostos de forma indevida pela população podem ficar armazenados em áreas quaisquer), a degradação fotoquímica, por exemplo, pode propiciar a dispersão das micropartículas em água de chuva para o canal de drenagem urbano. Neste sentido, torna-se importante estabelecer novas pesquisas que possam trazer metodologias de associação aos tratamentos existentes para reter as partículas de menor dimensão de microplásticos

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Plásticos: Produção e finalidades de uso

Os polímeros são empregados em todos os setores da sociedade contemporânea e passaram a ser utilizados, mais intensamente, a partir do século XX, devido à sua versatilidade e ao baixo custo em comparação a outros tipos de materiais. Em sua maioria, são provenientes de fontes não renováveis, como o petróleo. Trata-se de materiais impermeáveis e duráveis, relativamente leves, que podem ser produzidos na forma rígida ou flexível, transparente ou opaca, além de apresentarem uma série de outras características (Vert, 2012; Vargas et al., 2022; Montagner et al., 2021).

De acordo com dados da Plastics Europe (2023), a produção mundial de plásticos em dois mil e vinte e dois foi de 400,3 Mt (milhões de toneladas). Considerando a série histórica, observa-se que, nos últimos cinco anos, houve um crescimento de aproximadamente 8% na produção global.

Embora parte desse volume seja oriunda de processos de reciclagem, essa fração representa menos de 10% da produção total, demonstrando que o impacto ambiental do setor ainda é significativo. A distribuição geográfica da produção concentra-se fortemente na China (32%) e na América do Norte (17%), que, juntas, respondem por quase metade de todos os produtos plásticos fabricados no mundo (Plastics Europe, 2023).

Os materiais poliméricos são produzidos a partir do processo de refino do petróleo (craqueamento). A partir desse processo, são gerados monômeros de primeira geração que podem ou não ser misturados a outras matérias-primas alternativas, dando origem a três categorias de plásticos: resinas commodities, plásticos de engenharia e resinas biodegradáveis, conforme apresentado na Figura 1. Esses materiais possuem aplicações em diversos segmentos da economia; no Brasil, a construção civil é a maior consumidora de materiais plásticos, responsável por cerca de 25% do total utilizado (Coelho, 2022).

Figura 1- Esquematização da cadeia produtiva do plástico



Fonte: ABIPLAST (Coelho, 2022)

Conforme Akdogan e Guven, (2020) os plásticos aplicados na economia são os polímeros termoplásticos polipropileno (PP), polietileno (PE) (podendo ser PEBD - polietileno de baixa densidade ou PEAD - polietileno de alta densidade), poliestireno (PS), policloreto de vinila (PVC), politereftalato de etileno (PET), poliamida (PA) e o polímero termorrígido poliuretano (PU). Os polímeros à base de PE são os mais utilizados pelas empresas devido ao fácil manuseio, processabilidade e alta resistência química. Os produtos feitos com esses polímeros a base de PE são marcados com um símbolo de reciclagem circundando os números de “1” a “6”.

O Brasil produz, em média, 11 milhões de toneladas de plásticos por ano. Os dois tipos de polímeros mais utilizados são o polietileno (PE) e polipropileno (PP). Esses compostos são aplicados em diferentes áreas e podem ser encontrados em peças de automóveis, sacolas de compras, tubos de água, copos descartáveis, dentre diversas outras funcionalidades (Vargas *et al.*, 2022).

Uma das grandes problemáticas do plástico é relacionada ao baixo tempo de permanência no ciclo de vida, ou seja, grande parte dos plásticos são descartados em um período consideravelmente curto, em comparação com outros tipos de materiais. Neste sentido, iniciativas de reciclagem são essenciais para que o produto possa retornar mais vezes ao ciclo de vida, minimizando grande parte do volume para aterros sanitários. No Brasil, os dados da ABIPLAST (2022), apontam que apesar de haver programas de incentivo ao processo de reciclagem, o qual pode afetar positivamente a cadeia socioeconômica do país, somente 1,28% tem essa destinação no Brasil. Conforme demonstrado na Figura 2, os plásticos que mais possuem taxa de reciclagem no Brasil são o PET (54,4%) e o poliestireno expandido - EPS (34,5%), mesmo não sendo, necessariamente, os materiais mais produzidos e empregados na economia. Muitos pontos podem influenciar esse percentual significativamente baixo. Um deles é relacionado a própria gestão das coletas seletivas nos centros urbanos e ao valor agregado do resíduo plástico para os processos de reciclagem, fazendo com que haja um baixo interesse por parte de coletores e empresas especializadas no processo de reciclagem.

Figura 2 - Índice de reciclagem de plástico pós-consumo em 2021



Fonte: ABIPLAST (Coelho, 2022)

Tendo em vista a quantidade de plásticos produzidos anualmente e a taxa de reciclagem, nota-se a necessidade de avaliar estratégias para eliminação do excedente de materiais poliméricos que são descartados de forma imprópria, uma vez que a disposição incorreta poderá contaminar o solo, ar e os recursos hídricos.

2.2 Conceituação e caracterização dos microplásticos

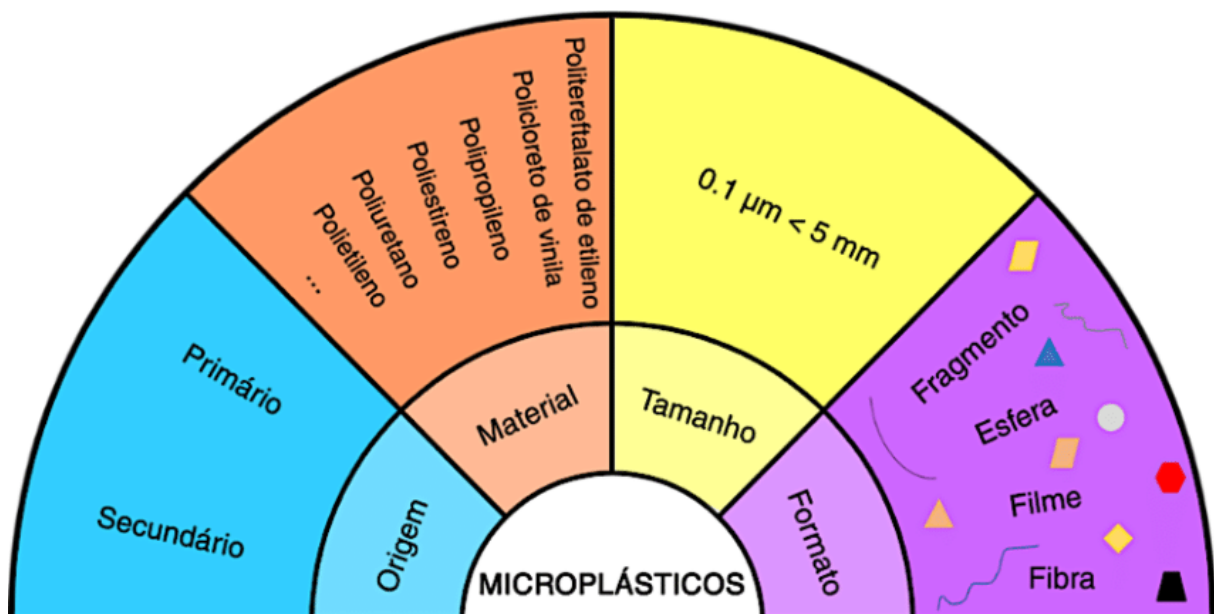
A primeira evidência científica da presença de microplásticos no ambiente marinho foi registrada em mil novecentos e setenta e dois, quando Carpenter e Smith (1972) identificaram grânulos de polietileno na superfície do Oceano Atlântico Norte. Os autores relataram a ocorrência de partículas plásticas flutuantes coletadas com redes superficiais, demonstrando que resíduos sintéticos já estavam distribuídos em regiões oceânicas afastadas da costa. Esse marco histórico não apenas revelou a dimensão inicial da contaminação por plásticos no ambiente marinho, como também motivou uma série de investigações subsequentes sobre a origem, o transporte e os impactos ambientais desses materiais.

Existem diversas interpretações para o termo "MP" - Microplástico,

dependendo da faixa de tamanho das partículas envolvidas. A definição mais comum descreve os microplásticos como partículas formadas por polímeros orgânicos sintéticos com menos de 5 mm de diâmetro. A National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) adotou essa definição em 2009 e grande parte dos estudos científicos tem utilizado esse conceito. Em 2020, foi publicada a norma “Plastics – Environmental Aspects – State of Knowledge and Methodologies” (ISO/TR 21960:2020), que apresenta uma definição mais específica: considera-se microplástico qualquer partícula plástica sólida, não solúvel em água, com dimensões entre 1 µm e 1000 µm. Essa mesma norma também introduz o conceito de “large microplastic” (ou “microplástico grande”, em tradução livre), que corresponde às partículas com tamanho variando de 1 a 5 mm (Montagner *et al.*, 2021).

Para Rani-Borges; Vicente; Pompeo, (2022), a definição de microplásticos compreende ao menos, 4 pilares: origem, tipo do material, tamanho e formato, conforme detalhado na Figura 3.

Figura 3 - Caracterização dos microplásticos



Fonte: Rani-Borges; Vicente; Pompeo, (2022)

Desta forma, os microplásticos podem ser classificados em duas categorias principais: primários e secundários. Os microplásticos primários são produzidos intencionalmente em tamanhos reduzidos e são comumente utilizados em produtos como medicamentos, itens de higiene pessoal, agentes de limpeza e cosméticos

— especialmente em esfoliantes, onde aparecem como pequenas esferas de polietileno ou polipropileno (Auta et al., 2016). Por outro lado, os microplásticos secundários resultam da fragmentação de plásticos maiores ou macroplásticos. Esse processo ocorre devido à ação de diversos fatores ambientais e mecânicos, como radiação ultravioleta (UV), vento, ondas, variações de temperatura e atrito físico (Cole et al., 2011; Rocha-Santos e Duarte, 2015).

Além desses, há também partículas micro e nanopartículas provenientes de produtos de uso cotidiano, como os plásticos presentes em esfoliantes cosméticos, resíduos da indústria de desmantelamento de embarcações e abrasivos utilizados em processos industriais como o jateamento de superfícies, que empregam esferas de acrílico e poliéster (Martins *et al.*, 2022).

2.3 Os microplásticos e a problemática ambiental

A contaminação por microplásticos ocorre em diversos tipos de compartimentos ambientais: água, ar, solo e sedimentos, incluindo lodos de estações de tratamento de efluentes que são incorporados na agricultura até a dispersão aérea que pode ocorrer através de fibras de tecidos e outros materiais plásticos que sofrem degradação fotoquímica, por exemplo (Montagner *et al.*, 2021).

Além de se fragmentarem, os polímeros também passam por processos de degradação que contribuem para a liberação de aditivos químicos, como corantes, plastificantes, estabilizantes, retardantes de chama, entre outros. Esses compostos são adicionados durante a fabricação dos plásticos para conferir as propriedades desejadas ao produto, mediante a finalidade de uso pelos clientes da indústria do plástico. No processo de degradação, esses aditivos podem ser liberados no meio ambiente por meio de sua migração até a superfície do microplástico (Montagner *et al.*, 2021).

Adicionalmente, especialmente em ambientes aquáticos, ocorre o processo inverso: os microplásticos também podem absorver contaminantes presentes na água. Esse fenômeno tem sido amplamente investigado, pois os microplásticos atuam como vetores, transportando poluentes orgânicos diversos, que podem ou não estar relacionados ao próprio material plástico. Substâncias como bisfenol A, ftalatos e éteres difenílicos polibromados, pesticidas são exemplos desses

compostos, reconhecidos por seus efeitos deletérios sobre o sistema endócrino (Bitencourt Belo et al., 2021; Andraday, 2011). A Figura 4 ilustra apresenta como os microplásticos podem atuar como vetores de outros contaminantes no meio ambiente.

Figura 4 - Exemplificação dos MP's como vetores de contaminantes-.



Fonte: Elaborado pela autora com auxílio de Inteligência Artificial (ChatGPT, 2025).

A Figura 5 ilustra de forma mais clara como ocorre a dispersão das partículas poliméricas, na forma de microplásticos, entre os diferentes compartimentos ambientais. Embora cada compartimento apresente tipos distintos de contaminantes, todos estão interligados. Os microplásticos originados pelo descarte inadequado de resíduos em áreas urbanas podem ser transportados pelos sistemas de drenagem, que frequentemente despejam seu conteúdo em rios e outros corpos d'água, os quais, por fim, levam esses poluentes até os oceanos (Matos, 2021).

Figura 5 - Dispersão dos microplásticos no ambiente



Fonte: Matos, 2021.

Por meio de diversos tipos de escoamentos, os microplásticos chegam aos oceanos. Processos como o sistema de drenagem pluvial e lançamento de efluentes com baixas tecnologias de tratamento, influenciam na quantidade de material lançado no mar (Andrady, 2011). Essas partículas acabam sendo ingeridas por peixes, moluscos e outros organismos marinhos, incorporando-se à cadeia alimentar e podendo alcançar o consumidor final, os seres humanos. Desde então, diversos estudos têm relatado os efeitos negativos associados à presença de microplásticos nos ecossistemas aquáticos e nos organismos expostos (Sobral et al., 2011).

Quando liberados no ambiente, os microplásticos aumentam os riscos à fauna aquática que os consome de forma não intencional. Essa interação não se limita aos danos mecânicos, como bloqueios no sistema digestivo ou dificuldades respiratórias, mas pode desencadear respostas biológicas adversas, incluindo alterações hormonais, interferência na produção de enzimas, comprometimento do crescimento e da capacidade reprodutiva. Esses efeitos costumam estar

associados ao alto nível de poluição das águas onde esses organismos vivem (Montagner *et al.*, 2021).

No Quadro 01, é possível visualizar as principais causas, consequências ambientais e possíveis soluções em relação a problemática dos microplásticos.

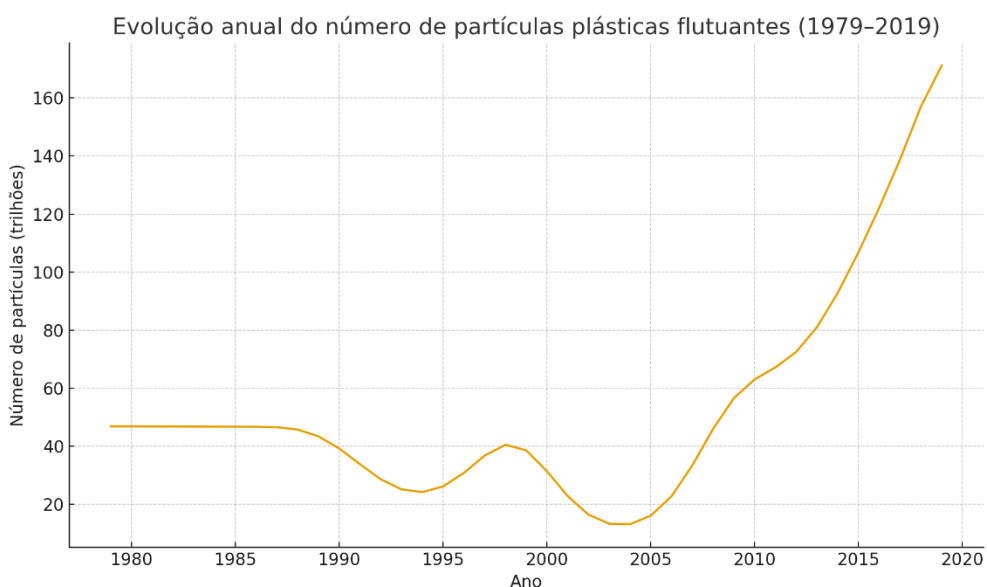
Quadro 1 - Problemática ambiental dos microplásticos em ambientes urbanos

Causa	Consequência ambiental / urbana	Soluções (preventivas e corretivas)
Fragmentação de resíduos plásticos em áreas urbanas	Aumento da carga difusa de microplásticos; entrada constante em drenagem e corpos hídricos.	Gestão adequada de resíduos; redução do descarte irregular; coleta seletiva.
Fibras têxteis liberadas em lavagens	Contribuição significativa para a fração de fibras em ambientes aquáticos urbanos.	Filtros em máquinas de lavar; conscientização; barreiras de retenção.
Desgaste de pneus em áreas urbanas	Carreamento de partículas para drenagem pluvial e acúmulo em sedimentos.	Melhorias em drenagem urbana; pavimentos permeáveis; retenção de partículas.
Produtos de higiene com microesferas	Entrada direta de microplásticos no sistema de esgoto e corpos hídricos.	Substituição por materiais biodegradáveis; regulamentação.
Construção civil e abrasão de materiais poliméricos	Carreamento de partículas plásticas para galerias pluviais.	Controle de resíduos de obras; barreiras de contenção.
Deposição atmosférica de microplásticos	Entrada difusa por deposição seca/úmida; difícil controle.	Monitoramento; vegetação urbana para retenção.
Lixiviação em aterros	Contaminação de águas superficiais e subterrâneas por MPs.	Gestão adequada de aterros; impermeabilização; controle de chorume.
Acúmulo em trechos de baixa energia hidráulica	Formação de hotspots de microplásticos; ressuspensão em chuvas.	Manejo de sedimentos; renaturalização de margens.
Persistência e vetorização de contaminantes	Aumento da carga química e microbiológica transportada.	Monitoramento integrado; mitigação; remediação.
Remanescente em efluentes mesmo após tratamento	Aporte residual para o ambiente urbano.	Tecnologias complementares como o método desenvolvido na dissertação.

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

O estudo de Eriksen et al. (2023) elaborou uma série temporal global da concentração de microplásticos flutuantes entre 1979 e 2019, a partir de 11.777 estações de amostragem, padronizando dados coletados por diferentes tipos de redes e malhas e aplicando correções para minimizar vieses metodológicos. Para isso, os autores ajustaram os valores observados considerando a mistura vertical causada pelo vento, trataram os registros zerados como observações censuradas e utilizaram um modelo aditivo generalizado para remover efeitos espaciais associados aos diferentes oceanos, isolando assim o comportamento temporal da concentração. Os resultados mostraram grande variabilidade até o início dos anos 2000, seguida por um aumento contínuo e acentuado a partir de 2005. O modelo final apontou que, em 2019, havia em média 171 trilhões de partículas plásticas flutuantes, variando entre 82 e 358 trilhões, o que corresponde a aproximadamente 2,33 milhões de toneladas, com estimativas variando de 1,11 a 4,86 milhões de toneladas, evidenciando a intensificação da massa e do número de partículas presentes na camada superficial dos oceanos ao longo das últimas décadas, conforme demonstrado na figura 6.

Figura 6 - Evolução anual do número de partículas plásticas flutuantes nos oceanos em 40 anos (em trilhões).



Fonte: Elaborado pela autora com dados de Eriksen et al. (2023).

Um estudo relatou a presença de partículas de MPs em 20 marcas de produto de sardinha originárias de diferentes regiões do mundo, incluindo Canadá, Alemanha, Irã, Japão, Letônia, Malásia, Marrocos, Polônia, Portugal, Rússia, Escócia, Tailândia e Vietnã. Os polímeros plásticos mais abundantes foram o

polipropileno (PP) e o tereftalato de polietileno (Karami et al., 2018).

Outro estudo publicado na revista *Acta Amazônica* em 2023, conduziu um experimento com 180 peixes de 6 espécies comerciais na região de Iquitos, no Peru. O objetivo consistiu em avaliar a contaminação dessas espécies por partículas microplásticas. Os conteúdos gastrointestinais foram extraídos e digeridos. A triagem dos microplásticos foi feita por inspeção visual com estereomicroscópio, e alguns fragmentos foram analisados com espectroscopia Raman para confirmação. Em relação aos resultados, 41,1% dos peixes analisados continham microplásticos. Fibras foram o tipo mais comum, em 95,8% dos casos, sugerindo que fontes domésticas (como fibras têxteis de roupas lavadas) podem ser a principal origem dos microplásticos. Polietileno (PE), polipropileno (PP) e poliestireno (PS) foram os principais materiais identificados (Rojas *et al.*, 2023).

Outro trabalho realizado em quatro praias urbanas da Paraíba mostrou que a quantidade de resíduos plásticos nesses locais triplicou nos últimos anos, com partículas microscópicas detectadas tanto nas praias quanto nos estômagos dos peixes (Ivar do Sul e Costa, 2007).

A ampla distribuição dos MPs no meio ambiente é atribuída ao descarte inadequado de resíduos sólidos e à fragmentação de materiais plásticos em diferentes compartimentos. No meio terrestre, lixões e aterros contribuem para a formação de MPs secundários, identificados em lixiviados de aterros sanitários (Corcoran et al., 2009). Além disso, fontes como o desgaste de pneus e pinturas viárias também contribuem com a liberação de MPs (Kreider et al., 2010). Em um estudo realizado na Eslovênia, observou-se que microesferas plásticas presentes em produtos de higiene pessoal podiam atingir concentrações superiores a 50 mil partículas por grama, com lançamento estimado de 15 mg por pessoa/dia no sistema de esgoto. Embora tratamentos biológicos removam parte desses poluentes, grande quantidade ainda é liberada em corpos hídricos (Lesnik et al., 2021). Quanto às fibras têxteis, uma única peça de roupa pode liberar mais de 1900 fibras por lavagem. No Brasil, conforme dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), a baixa cobertura de coleta e tratamento de esgoto (cerca de 50%) agrava ainda mais o problema (Brasil, 2021).

No ar atmosférico, os MPs podem ser transportados por longas distâncias através da deposição seca e úmida. Um estudo pioneiro em Paris relatou concentrações médias de 118 partículas $\text{m}^2 \text{dia}^{-1}$, com predomínio de fibras (Dris et al., 2016). Pesquisas recentes encontraram MPs em águas de chuva em áreas protegidas dos EUA e em regiões montanhosas dos Pirineus, com predominância de polímeros como poliestireno (PS) e polietileno (PE) (Allen et al., 2019).

Na agricultura, os MPs provêm da degradação de filmes plásticos de cobertura (mulching) e da aplicação de lodo de esgoto, que retêm essas partículas após o tratamento. Concentrações de até 1075,6 partículas kg^{-1} de solo já foram relatadas (Li et al., 2018). Embora a aplicação do lodo seja controlada no Brasil pela Resolução CONAMA nº 375/2006, é uma prática mais comum em outros países.

A indústria plástica também contribui com a contaminação por MPs primários, como os pellets, frequentemente perdidos durante o transporte. Regiões portuárias e atividades pesqueiras, como o uso de redes de nylon, também liberam MPs no ambiente. Além disso, o desgaste de tintas poliméricas das embarcações também é uma fonte relevante (Andrady, 2011).

Além disso, é importante ressaltar que a decomposição dos MPs pode originar nanoplásticos (NPs), que têm maior potencial de atravessar barreiras biológicas e acumular-se em organismos vivos, inclusive em humanos (Geyer et al., 2017; Wright; Kelly, 2017).

No Brasil, a falta de monitoramento sistemático e legislações específicas dificulta o enfrentamento do problema, evidenciando a necessidade de mais estudos interdisciplinares e de políticas públicas eficazes (Montagner et al., 2021). Adicionalmente, os efeitos dos microplásticos em águas e outras matrizes ainda é recente na literatura científica. A ocorrência, distribuição e análise química dessas partículas em amostras de sedimentos arenosos e ambientes aquáticos são mais aprofundadas nas áreas costeiras do nordeste e sudeste do país (Olivatto et al., 2018).

2.4 Águas urbanas: conceito, funções e relevância ambiental

As águas urbanas compreendem o conjunto de fluxos hídricos que interagem com o ambiente construído, incluindo corpos d'água superficiais, sistemas de

drenagem, redes de abastecimento e esgotamento e zonas de transição entre áreas impermeabilizadas e meios naturais (Leigh; Lee, 2019). Em uma perspectiva sistêmica, esses fluxos constituem um elemento estruturante da dinâmica urbana, pois conectam processos hidrológicos, infraestrutura técnica e componentes ecológicos, compondo um sistema integrado sensível às pressões decorrentes da urbanização (Fletcher et al., 2015).

Do ponto de vista da sustentabilidade, a conservação das águas urbanas é fundamental para a manutenção de funções ambientais essenciais, como regulação hidrológica, retenção de sedimentos, suporte biológico, mitigação de ilhas de calor e provisão de qualidade ambiental em espaços densamente ocupados. A degradação desses sistemas compromete a capacidade de autodepuração, agrava processos de assoreamento e reduz a oferta de serviços ecossistêmicos que sustentam a resiliência urbana frente às mudanças no uso do solo e aos eventos climáticos extremos (Brown; Keath; Wong, 2009).

Os microplásticos se tornam particularmente relevantes nesse contexto porque se incorporam aos fluxos hídricos urbanos por múltiplas vias — escoamento superficial, deposição atmosférica e carreamento difuso — permanecendo disponíveis nos corpos d'água e sedimentos urbanos, onde se acumulam em trechos de baixa energia hidráulica (Österlund; Elmkvist; Kälving, 2023). Essa persistência altera características físicas dos habitats aquáticos, interfere na dinâmica de transporte de partículas e contribui para a degradação gradual dos ambientes fluviais urbanos. Além disso, ao atuarem como substratos para microorganismos e como vetores de substâncias orgânicas e inorgânicas, os microplásticos ampliam a carga poluente presente nos sistemas urbanos, dificultando a manutenção da qualidade ambiental e comprometendo funções ecológicas essenciais (Corrêa; Lima; Gonçalves, 2022).

Assim, compreender o papel dos microplásticos nas águas urbanas não apenas reforça sua caracterização como contaminantes emergentes, mas também evidencia a necessidade de estratégias específicas de mitigação. Nesse sentido, tecnologias voltadas à captura e separação de partículas, como as abordadas nesta dissertação, tornam-se relevantes para fortalecer a conservação dos sistemas hídricos urbanos e para apoiar políticas de sustentabilidade baseadas em manutenção de serviços ambientais e redução de impactos difusos.

2.5 Microplásticos e os possíveis impactos na saúde humana

Estudos têm mostrado que a absorção de microplásticos em organismos vivos pode ocorrer por diferentes matrizes, tais como consumo de água potável ou alimentos provenientes de meios aquáticos bem como por inalação de poeira (Dris et al., 2016; Prata, 2018). No entanto, ainda há lacunas de investigação sobre os efeitos da exposição humana cumulativa a MPs.

Existem preocupações se os MPs inalados são realmente ingeridos; no entanto, a menos que seja eliminado da boca ou aberturas nasais via processo de tosse ou por espirros, as partículas inaladas podem entrar no sistema digestivo ou permanecerem presas aos pulmões. Uma vez no intestino, os MPs podem liberar seus monômeros constituintes, levando a deficiências fisiológicas que podem acarretar até tumores. O grau de absorção irá variar de acordo com a forma, tamanho, solubilidade e química da superfície do MP (Cox et al., 2019).

O estudo de Falasco e De Gusmão (2018) evidenciou a presença de microplásticos (polietileno, polipropileno e polietileno tereftalato) em amostras de sal marinho nacionais em todas as marcas analisadas. Além disso, tais microplásticos podem conter co-contaminantes químicos, como aditivos plásticos (ftalatos e bisfenol A), que potencializam danos gastrointestinais, hepáticos, ao sistema reprodutivo e até neurotoxicidade.

Um estudo conduzido por pesquisadores da Faculdade de Medicina da USP identificou microplásticos no bulbo olfatório humano, chegando à conclusão de que essas partículas têm a capacidade de ultrapassar barreiras biológicas protetoras, como a barreira hematoencefálica (Amato-Lourenço et al., 2024).

Nos Estados Unidos da América, um estudo coordenado por Campen et al. (2024) encontrou concentrações alarmantes de micro e nanoplásticos em cérebros humanos, com níveis muito superiores aos de fígado e rins. Os pesquisadores analisaram 52 amostras cerebrais obtidas por autópsia entre 2016 e 2024 e observaram que a quantidade de plásticos aumentou cerca de 50% ao longo desse período. Além disso, em indivíduos com demência, as concentrações eram três a trinta vezes maiores do que nas pessoas sem a doença.

2.6 Técnicas de remediação de águas contaminadas com microplásticos

Diversas estratégias têm sido propostas para a remoção de microplásticos em sistemas aquáticos, cada uma com diferentes graus de eficiência e aplicação prática. Os métodos tradicionais de tratamento de água, como coagulação, floculação e sedimentação, já demonstraram capacidade de remover cerca de 60% dos microplásticos presentes, conforme evidenciado por Euzebio (2024), com destaque para a etapa de floculação como fundamental nesse processo. Paralelamente, técnicas baseadas em filtração por membranas, especialmente aquelas produzidas com nanofibras de PVDF (polivinilideno difluoreto) incorporadas a óxidos metálicos, têm alcançado remoções superiores a 99,99%, mostrando elevado potencial para uso em larga escala (Gani et al., 2024). Processos oxidativos avançados, como a ozonização combinada com peróxido de hidrogênio, têm sido estudados como alternativas para promover a degradação parcial dos microplásticos, tornando-os mais susceptíveis à biodegradação subsequente (Ferreira, 2023). Além dessas abordagens, materiais biodegradáveis como esponjas compostas de quitosana e celulose de algodão têm mostrado grande promessa, com remoção de microplásticos superior a 99% e a vantagem adicional da sustentabilidade e reutilização (Wu et al., 2024). Assim, o desenvolvimento de métodos inovadores e ambientalmente seguros torna-se essencial para o enfrentamento da poluição por microplásticos em ambientes urbanos e naturais.

Em relação à matriz “água doce”, as pesquisas mais recentes concentram-se na avaliação de técnicas por oxidação, biorremediação, biorreatores de membranas, eletrocoagulação, flotação e filtração avançada (Ahmed *et al.*, 2024).

Nos últimos anos, a aplicação de nanopartículas magnéticas tem se destacado como uma alternativa promissora para a remediação de microplásticos em ambientes aquáticos. Estudos recentes demonstram que nanopartículas de óxido de ferro (Fe_3O_4) apresentam alta eficiência na remoção de diferentes tipos de polímeros. Zhang et al. (2022) verificaram que nanopartículas de Fe_3O_4 alcançaram taxas de remoção superiores a 85% para polietileno (PE), polipropileno (PP) e poliestireno (PS), enquanto para o polietileno tereftalato (PET) a eficiência observada foi de aproximadamente 63%, após 150 minutos de tratamento em

concentração de 1,3 g/L. O estudo de Wang et al., 2023 também comprovou que a utilização de nanopartículas de óxido de ferro foi capaz de adsorver microplásticos com eficiência superior a 85%, facilitando sua remoção por campos magnéticos simples.

Complementarmente, Aquino (2024) avaliou a eficácia de nanopartículas de óxido de ferro funcionalizadas com ácido cítrico (NP-Fe₃O₄@AC) na remoção de microplásticos em águas residuais. O autor reportou uma eficiência de remoção em torno de 80% em pH 6, demonstrando também a possibilidade de reuso do material, que manteve desempenho superior a 50% após cinco ciclos de aplicação. Esses dados reforçam a viabilidade do emprego de nanopartículas magnéticas na mitigação da poluição por microplásticos, indicando que a funcionalização da superfície pode ser uma estratégia eficaz para melhorar a interação com partículas poliméricas dispersas no meio aquoso.

Uma abordagem nanotecnológica inovadora para a remoção e degradação de microplásticos foi desenvolvida por pesquisadores da Universidade de São Paulo. No estudo, nanopartículas magnéticas de Fe₃O₄ foram funcionalizadas com polidopamina (PDA), formando um compósito (Fe₃O₄@PDA) capaz de adsorver poluentes plásticos presentes em solução aquosa. A seguir, a enzima lipase foi imobilizada sobre esse material, resultando no nanocatalisador Fe₃O₄@PDA-Lipase. Essa estrutura apresentou forte interação com partículas de politereftalato de etileno (PET), permitindo sua captura por meio de separação magnética e posterior degradação enzimática. A eficácia do sistema foi demonstrada por meio de análises espectroscópicas e de imagens obtidas por microscopia confocal Raman hiperespectral, que permitiram monitorar, em tempo real, a distribuição dos microplásticos, da enzima e dos produtos da reação sobre a superfície das nanopartículas. Além disso, o nanocatalisador pôde ser reutilizado por pelo menos quatro ciclos com desempenho estável. Essa estratégia representa uma solução promissora, eficiente e de baixo custo para a remediação de águas contaminadas por micro e nanoplásticos (Brito et al., 2024).

Como pode ser verificado, as nanopartículas de óxido de ferro, particularmente a magnetita (Fe₃O₄), vêm sendo amplamente aplicada na descontaminação devido às suas propriedades físico-químicas singulares, que

estão intrinsecamente relacionadas à sua estrutura cristalina, morfologia e tamanho das partículas (Figuerola et al., 2010; Yu et al., 2016; Cho et al., 2018). Entre essas propriedades, destaca-se o magnetismo, que confere a essas nanopartículas a capacidade de serem atraídas sob a influência de um campo magnético externo, facilitando etapas experimentais como precipitação e lavagem por meio da utilização de ímãs. Quando o campo magnético é removido, as partículas voltam a se dispersar, demonstrando seu comportamento reversível.

Além disso, a superfície dessas nanopartículas apresenta características porosas, o que amplia sua área superficial e favorece interações químicas. De acordo com König et al. (2011), as propriedades químicas das superfícies dos óxidos metálicos estão relacionadas a imperfeições estruturais, como vacâncias, interstícios e impurezas. Essas irregularidades, por serem quimicamente ativas, constituem os principais sítios de adsorção e de transferência de elétrons, possibilitando a imobilização de agentes biológicos.

Recentemente, alguns estudos têm demonstrado a possibilidade de funcionalização das nanopartículas de Fe_3O_4 para uso no processo de descontaminação, por meio de sua associação a surfactantes. Neste sentido, é relevante citar a pesquisa realizada por Zhang et al. (2023), que desenvolveram um compósito reutilizável à base de biochar magnético modificado com o surfactante catiônico brometo de cetiltrimetilamônio (CTAB). O biochar foi produzido a partir de palha de colza por pirólise a $800\text{ }^\circ\text{C}$ e posteriormente magnetizado com Fe_3O_4 . Os testes de remoção foram conduzidos com nanopartículas de poliestireno (PS) e poliestireno carboxilado (CPS) com diâmetro entre 600 e 1000 nm. Os resultados demonstraram que o compósito apresentou altas eficiências de remoção — até 95,2% para PS e 91,2% para CPS — e manteve desempenho elevado mesmo após cinco ciclos de reutilização. As análises de caracterização indicaram que o principal mecanismo de remoção foi a agregação, e não a adsorção, favorecida pelas interações hidrofóbicas promovidas pela modificação com CTAB. Esse material mostrou-se promissor para aplicação prática na remediação de águas contaminadas por nanoplásticos, especialmente devido à sua elevada eficiência, estabilidade e reaproveitamento simplificado (Zhang et al., 2023).

Neste sentido, considerando o estado da arte e suas lacunas de conhecimento, é importante testar novos tipos de compósitos, associando o uso de nanomateriais magnéticos com outros surfactantes que melhorem o desempenho da característica adsortiva ou de agregação. A surfactina é um composto interessante, pois se trata de um biossurfactante pertencente à classe dos lipopeptídeos, produzido majoritariamente por cepas da bactéria *Bacillus subtilis*. Essa molécula apresenta elevada atividade superficial, o que a torna promissora pois ainda é biodegradável, característica importante em processos de descontaminação (Souza et al., 2018).

A surfactina destaca-se por sua capacidade de solubilizar e dispersar poluentes orgânicos e metais pesados, promovendo sua remoção de ambientes contaminados. Essa propriedade é atribuída à sua estrutura anfifílica, que facilita a interação com diferentes tipos de contaminantes (Morais et al., 2016).

Adicionalmente, a surfactina apresenta alta estabilidade frente a variações de pH, temperatura e salinidade, características que favorecem sua aplicação em processos industriais diversos (Patel et al., 2022). Outro aspecto relevante é sua baixa toxicidade, o que permite seu uso seguro como agente na remoção de contaminantes (Lourenço et al., 2020).

Neste contexto, pretende-se produzir um compósito formado por nanopartículas de Fe_3O_4 recobertas com surfactina, para ser usado na descontaminação de microplásticos de águas naturais. Importante ressaltar que nas bases de dados analisadas, Scielo e ScienceDirect, não foram encontrados trabalhos envolvendo este tipo de compósito na descontaminação de microplásticos, o que torna o método proposto inovador.

3. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

As atividades experimentais deste trabalho ocorreram no laboratório de pesquisas em Química da Escola Politécnica da PUC-Campinas. Todos os métodos utilizados tiveram respaldo em literaturas científicas, conforme mencionado na fundamentação teórica.

3.1 Equipamentos e Reagentes

Para a realização deste trabalho foram utilizados os seguintes equipamentos: balança de precisão AW 220 (Shimadzu), pHmetro DM 22 (Digimed), potenciostato PGSTAT 101 (Metrohm), agitador Vortex, microscópio óptico (QUIMIS® 021/3), espectrofotômetro (Shimadzu UV-1800).

Com relação aos materiais, utilizou-se: tubos de ensaio (5mL) balão volumétrico de 10 mL, 50 µL e 100 µL, béqueres 50 mL e 100 mL, espátulas de inox, lâmina de vidro, ralador de inox para a preparação das amostras de microplásticos, Amostras de plásticos (Poliestireno, Polipropileno e Poliéster).

Os reagentes utilizados foram: fosfato de sódio bibásico e monobásico P.A, sulfato de ferro II e nitrato de ferro III foram adquiridos pela (Synth), surfactina obtida por Bacillus e citrato de sódio (Sigma). As soluções de hidróxido de amônio (NH₄OH) 0,1 mol. L⁻¹, solução de ácido clorídrico (HCl) 0,1 mol. L⁻¹ e hidróxido de sódio (NaOH) 0,1 mol. L⁻¹ foram preparadas e usadas imediatamente, usando reagentes da Synth.

3.2 Metodologia

3.2.1 Preparo da solução tampão fosfato 0,1 mol L⁻¹, pH 7,0

Esta solução foi preparada a partir de 3,446g de fosfato de potássio monobásico e 3,522g de fosfato de sódio bibásico, que foram transferidos conjuntamente para um balão de 1000 mL e diluídas com água deionizada. Para o ajuste a pH 7,0, utilizou-se um pHmetro e soluções de ácido clorídrico (HCl) 0,1 mol. L⁻¹ e/ou hidróxido de sódio (NaOH) 0,1 mol. L⁻¹. Esta solução foi armazenada em refrigerador para melhor conservação.

3.2.2 Preparo da solução de surfactina

A solução estoque de surfactina foi preparada a partir de 10 mg do composto diluídos em balão volumétrico de 10 mL usando solução tampão fosfato 0,1 mol L⁻¹, a fim de obter uma solução 1000 ppm.

A partir desta, foram feitas soluções diluídas de 50 ppm, usando a solução

tampão fosfato.

3.2.3 Síntese para a produção de Fe₃O₄

Para a síntese das nanopartículas de Fe₃O₄, 3,5 g de sulfato de ferro (II) e 6,0 g de nitrato de ferro (III) foram pesados e dissolvidos em 250 mL de água destilada, sob agitação por 30 minutos a 80 °C. O pH foi ajustado para 9,0 com uma solução de hidróxido de amônio 0,1 mol. L⁻¹, a fim de observar a mudança de cor de laranja para preto e a formação de um precipitado. A solução foi mantida em agitação por mais 15 minutos e filtrado. O filtrado foi armazenado em um frasco apropriado, em água deionizada, conforme a metodologia Ballesteros et al. (2014).

3.2.4 Síntese do nanocompósito de Fe₃O₄/surfactina

Para a síntese do nanocompósito, em um frasco Eppendorf adicionou-se 50 µL da solução de nanopartículas de Fe₃O₄ e 100 µL da solução de surfactina 50 ppm. Esta mistura foi mantida em geladeira por 7 dias para melhor recobrimento do nanomaterial pelo biossurfactante. Após isto, o sistema foi lavado com tampão fosfato pH 7,0 para retirar o excesso de surfactina.

3.2.5 Preparo da solução de ferricianeto de potássio 2 mmol L⁻¹

Esta solução foi preparada a partir de 0,0065g de ferricianeto de potássio diluídos em balão volumétrico de 10 mL, usando tampão fosfato 0,1 mol L⁻¹, pH 7,0.

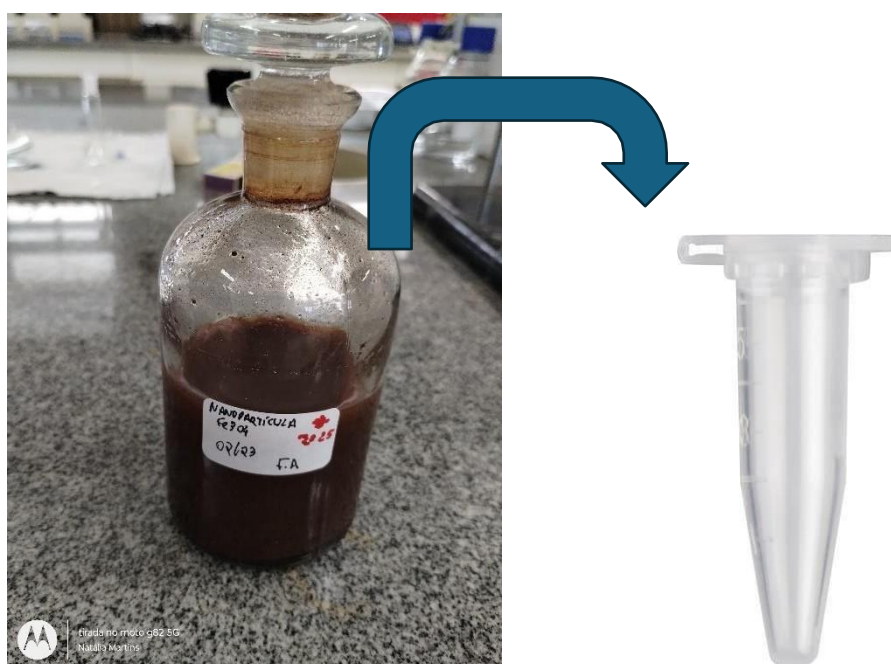
3.2.6 Caracterização do nanocompósito de Fe₃O₄/surfactina

Caracterização Voltamétrica

A voltametria é uma técnica eletroquímica amplamente utilizada na análise de substâncias que participam de reações de oxidação e redução. O método baseia-se na aplicação de um potencial elétrico variável a um eletrodo imerso em uma solução contendo o analito de interesse, enquanto se mede a corrente elétrica resultante. A variação dessa corrente em função do potencial permite identificar e quantificar espécies químicas presentes na amostra (Bard; Faulkner, 2001). A técnica exige o uso de três eletrodos: o eletrodo de trabalho, o eletrodo auxiliar e o eletrodo de referência, sendo um potencial aplicado entre o eletrodo de trabalho e o auxiliar, já o de referência mantém seu potencial constante. Se tratando da voltametria de pulso diferencial, ocorre a aplicação de um pulso de potencial em função do tempo, de forma linear crescente e a corrente é medida em instante antes a aplicação do pulso (A1) e em instante após (A2) (Silva, 2021).

Para a caracterização voltamétrica, em um frasco Eppendorf foram adicionados 100 μL da solução de surfactina e 50 μL da nanopartícula de Fe_3O_4 (Figura 7). A princípio, utilizou-se um tempo de interação de 30 min entre os compostos. Então, foram testados também os tempos de 60 min, 120 min, 24 horas e 7 dias.

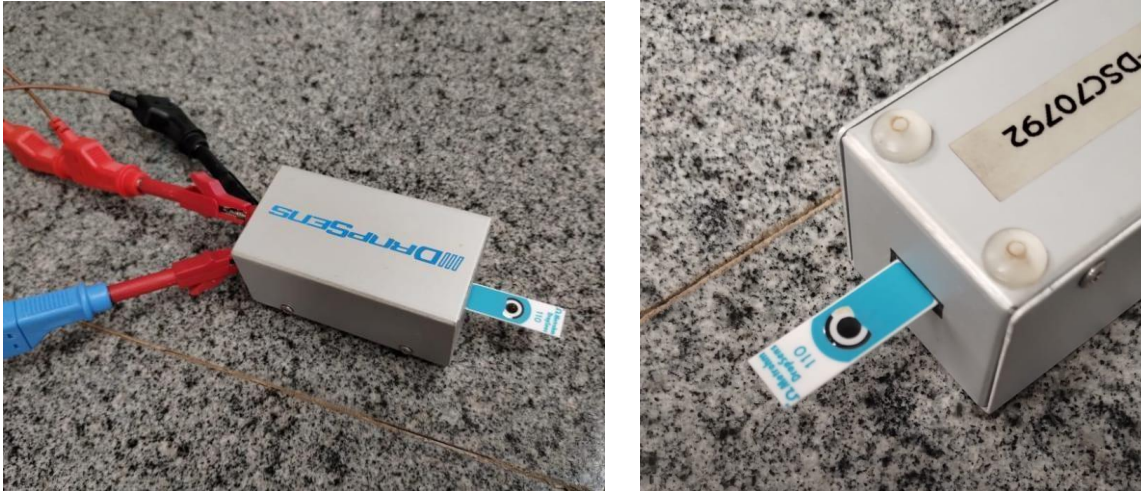
Figura 7 - Imagem das nanopartículas de Fe_3O_4 sintetizadas no laboratório de Química



Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

Para verificação do recobrimento das nanopartículas pela surfactina, realizou-se medidas de corrente elétrica. Para isso, foram utilizados eletrodos impressos de carbono (Metrohm). Primeiramente realizou-se medidas apenas da solução de nanopartícula, e depois, do nanocompósito, em solução de ferricianeto de potássio 2 mmol L^{-1} . Para isso, as soluções testadas foram gotejadas sobre a área central do eletrodo (círculo preto, da Figura 8). Foi necessário aguardar a secagem das soluções nos eletrodos por cerca de 30 min antes de prosseguir a adição da solução de ferrocianeto de potássio, que é uma molécula modelo em medidas eletroquímicas, pois se oxida e reduz com bastante facilidade. Para que as medidas fossem realizadas, foi necessária a utilização de um adaptador para eletrodos impressos (miniaturizados).

Figura 8 -Eletrodo impresso de carbono e suas conexões no adaptador para medidas eletroquímicas de corrente



Fonte: Autora, 2024.

Conduziu-se um teste de corrente elétrica usando um potenciostato e medidas de Voltametria de Pulso Diferencial, com o objetivo de avaliar a curva de oxidação do material. A varredura de potencial foi de -0,6 a 0,6 V, em uma velocidade de 50 mV s^{-1} e 25 mV de amplitude.

Caracterização Espectroscópica

A caracterização usando espectroscopia no ultravioleta é importante para verificação da eficiência do recobrimento das nanopartículas de Fe_3O_4 pela surfactina para formação do nanocompósito.

Para isso, as soluções de surfactina 50 ppm e do nanocompósito foram diluídas 100 vezes usando água deionizada. Então, cada solução foi colocada em cubetas de quartzo e medidas entre 200 e 800 nm.

3.2.7 Seleção do microplástico

Antes de iniciar os testes de remediação, foi necessário selecionar o polímero que mais se adequava a metodologia proposta. Foram testados: poliestireno (proveniente de copo descartável e prato descartável) polipropileno (proveniente de garrafa de refrigerante) e poliéster (proveniente de tecido).

Um dos principais desafios iniciais consistiu em reduzir o tamanho dos materiais selecionados para que pudessem configurar partículas microplásticas.

Alguns métodos foram utilizados, inicialmente, como o uso de um triturador em laboratório. No entanto, devido a densidade do material e do tamanho da amostra, grande parte do material não permaneceu em tamanhos padronizados na trituração. Sendo assim, testou-se o uso de um ralador caseiro, o que resultou em um melhor efeito. As Figuras 9 e 10 apresentam os materiais testados em sua forma encontrada no dia a dia e após produção do microplástico, respectivamente.

Figura 9 - Tipos de plásticos pré-selecionados.



Fonte: Autora, 2024

Figura 10 - Modelo do Poliestireno em micropartículas.

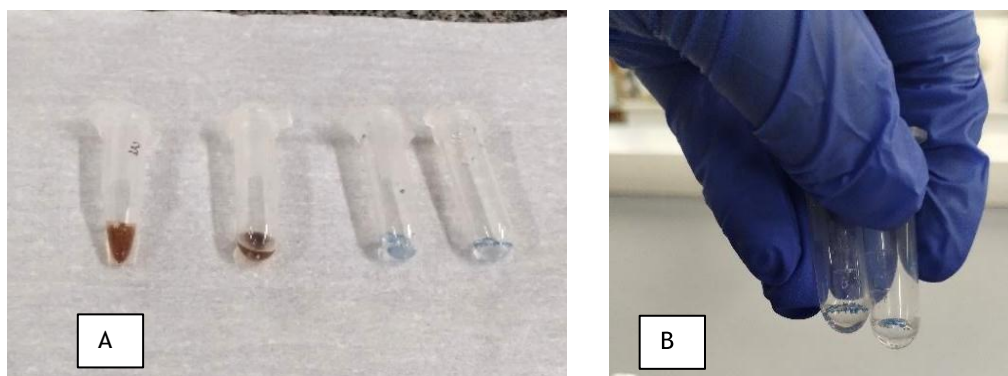


Fonte: Autora, 2024.

3.3 Testes iniciais de remediação do microplástico

Após a seleção do microplástico a ser avaliado, foram realizados testes para verificação da descontaminação usando a metodologia proposta. Para isso, foram preparadas amostras usando 100 μL de solução tampão fosfato em pH 7,0 com 2 mg de poliestireno em frascos Eppendorfs. Então, foram adicionados 50 μL da solução do nanocompósito de Fe_3O_4 /surfactina. As soluções foram homogeneizadas e mantidas em repouso por 30 min. A Figura 11 apresenta as etapas descritas.

Figura 11 - Solução do nanocompósito e amostras do microplásticos, respectivamente (A) e Processo de descontaminação (B)



Fonte: Autora, 2024.

Usando o microscópio óptico, foram contabilizadas as amostras de microplástico antes e após o processo de descontaminação. Para isso, padronizou-se utilizar uma gota de 10 μL da solução diretamente em lâmina de vidro (Figura 12). Desta forma, prosseguiu-se com a contagem dos microplásticos detectados na lente de 4X com ocular de 10x, (40X aumento).

Figura 12 - Padronização da lâmina e estilo de gota para todas as amostras



Fonte: Autora, 2024.

Para a contagem dos microplásticos após a descontaminação, utilizou-se um ímã do lado externo do Eppendorf, para que o microplástico, adsorvido ao nanocompósito, que é magnético, fossem isolados da amostra, conforme demonstra a Figura 13.

Figura 13 - Demonstração do uso do ímã



Fonte: Autora, 2024.

Após esta etapa, as amostras de microplásticos foram novamente contabilizadas no microscópio e a porcentagem de descontaminação foi calculada.

3.4 Otimização das condições experimentais

Antes de aplicar a metodologia na remediação de águas naturais fortificadas com microplásticos, foi necessário otimizar as condições experimentais, selecionando aquelas que potencialmente proporcionariam maior eficiência de descontaminação. As condições testadas incluíram variáveis como tempo de interação entre as nanopartículas de Fe_3O_4 e a surfactina, a concentração de surfactina e a proporção entre os componentes e o pH.

A primeira variável investigada foi o tempo de interação, com intervalos de 30 min, 60 min, 120 min, 24 h e 7 dias. Para isso, em frascos Eppendorf, foram combinados 50 μL da solução de nanopartículas de Fe_3O_4 com 100 μL da solução de surfactina a 50 ppm. As misturas permaneceram em contato durante os tempos definidos e, em seguida, foram submetidas a leituras no potenciostato para verificar a interação inicial entre o nanomaterial e a surfactina.

Após selecionado o tempo de formação do nanocompósito, otimizou-se o tempo de contato entre as soluções de microplástico e de nanocompósito. Os tempos estudados foram: 30, 60 e 120 min. A fim de verificar os melhores resultados, utilizou-se a contagem dos microplásticos usando microscópio óptico.

A segunda variável para a otimização foi com relação aos diferentes tipos de pH da solução de microplásticos. Para isso, foram preparadas amostras de 1.5 a 2 mg de microplásticos contendo 100 μ L de água deionizada em diferentes pHs: 5,0; 6,0; 7,0; 8,0 e 9,0. Para ajuste do pH, foram utilizadas soluções de HCl e NaOH em concentração 0,1 mol L⁻¹, usando um pHmetro. As amostras foram agitadas no equipamento Vortex, para garantir maior homogeneização. A Figura 14 apresenta as amostras preparadas para o referido estudo.

Figura 14 - Preparação das amostras de MP em água deionizada em diferentes pHs.



Fonte: Autora, 2024

Desta forma, foram anotadas as quantidades de microplásticos antes e após remediação com o nanocompósito em cada um dos pHs estudados, de modo a se construir um gráfico comparativo.

A terceira variável avaliada refere-se à quantidade de microplásticos adicionada à água deionizada. Realizou-se uma variação das massas empregadas, selecionando-se 1 mg, 4 mg e 6 mg de poliestireno. O valor de 2 mg não foi

considerado por ser muito próximo daquele utilizado nas variáveis anteriores (1,5 mg). Assim, optou-se por avaliar quantidades inferiores e superiores ao valor previamente testado, possibilitando observar melhor o comportamento do sistema frente a diferentes cargas de contaminante.

A quarta variável é referente a metodologia para construção do isoterma de adsorção. Para a realização do estudo de adsorção, procedeu-se o teste laboratorial com o uso das nanopartículas secas. Em eppendorfs, foram adicionadas diferentes massas de microplástico de poliestireno: 0,5 mg/1,0 mg/1,25 mg e 1,5 mg e adicionados 100 microlitros de água deionizada. Após 30 minutos, realizou-se a leitura em microscópio com as quantificações de microplásticos em gota padronizada de 10 microlitros. Na sequência, adicionou-se a nanopartícula seca de óxido de ferro em cada um dos eppendorfs, aguardou-se 30 minutos (agitando-se eventualmente) e prosseguiu-se com a leitura em microscópio da gota padronizada.

Após finalização da otimização das condições experimentais, a próxima etapa se refere a aplicação da metodologia de descontaminação em águas naturais fortificadas com poliestireno.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

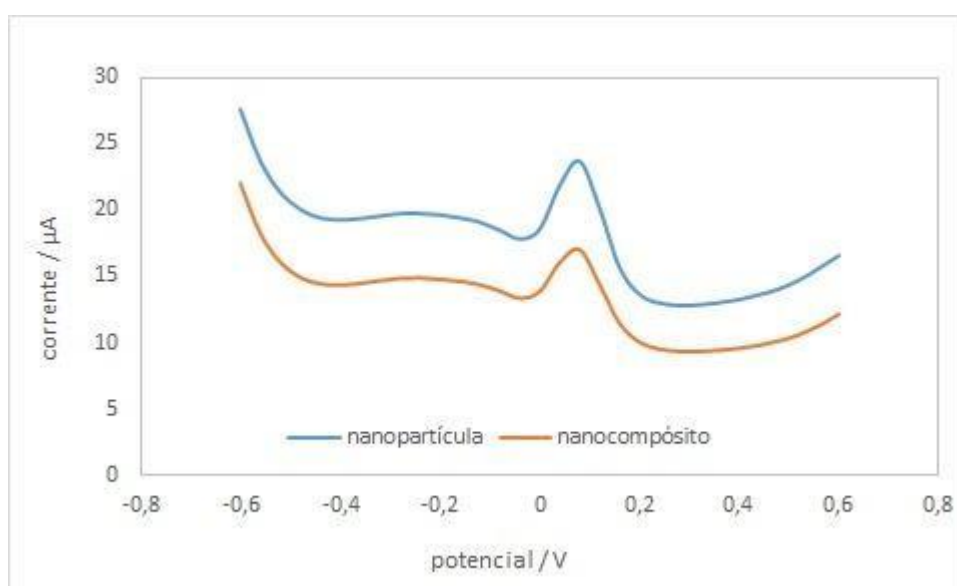
A seguir serão detalhados os resultados obtidos, referente a caracterização do nanocompósito e otimização das condições experimentais.

4.1 Caracterização voltamétrica do nanocompósito de Fe₃O₄/surfactina

Para verificar a eficiência do recobrimento das nanopartículas de Fe₃O₄ pela surfactina e formação do nanocompósito, foram realizadas medidas usando voltametria de pulso diferencial. Nesta técnica, é possível verificar a geração de corrente elétrica devido a transferência de elétrons de uma molécula modelo, neste caso, ferricianeto de potássio (K₃[Fe(CN)₆]). Aplicando-se uma faixa de potencial, é produzida uma corrente elétrica. Primeiramente, o eletrodo foi gotejado com nanopartículas de Fe₃O₄, para acompanhamento do sinal. É conhecido na literatura, que as nanopartículas contribuem com a transferência de elétrons, aumentando a corrente gerada (Silva et al., 2024).

Após, em um novo eletrodo limpo, foi gotejado o nanocompósito de Fe₃O₄/surfactina. As medidas foram realizadas na mesma faixa de potencial, a fim de comparação. A surfactina não contribui para a transferência de elétrons e, pelo contrário, acaba contribuindo com a diminuição do sinal por formar um biofilme isolante sobre as nanopartículas (Moulton et al. 2004). A Figura 15 apresenta os resultados obtidos.

Figura 15 - Voltamogramas de pulso diferencial de Fe₃O₄ e Fe₃O₄/surfactina em K₃[Fe(CN)₆] (2 mmol L⁻¹).



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

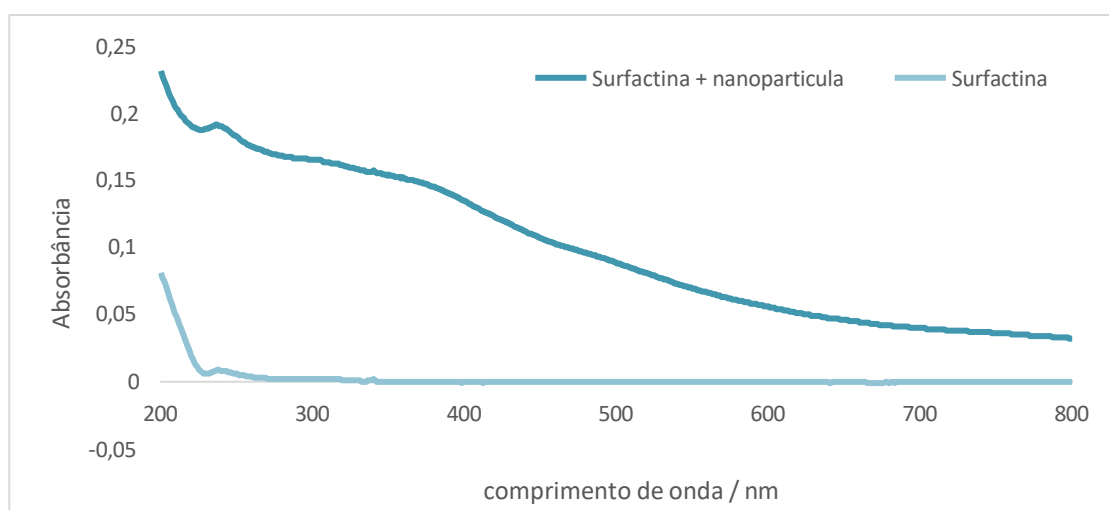
Conforme pode ser visualizado na Figura 15, após o recobrimento das nanopartículas pela surfactina, na formação do nanocompósito, ocorreu uma diminuição do sinal de corrente, conforme era esperado, visto que a surfactina diminui a transferência de elétrons, indicando que a surfactina recobre as nanopartículas magnéticas.

No entanto, este resultado só ocorreu quando as nanopartículas e surfactina permaneceram em contato com 7 dias. Em tempos anteriores, não houve diminuição do sinal e, desta forma, concluiu-se que o tempo de 7 dias foi o mais adequado para a formação do nanocompósito.

4.2 Caracterização espectroscópica do nanocompósito de Fe₃O₄/surfactina

Após verificação pela voltametria de que o tempo de 7 dias era o ideal para a formação do nanocompósito, procedeu-se também, neste tempo selecionado, a caracterização usando espectroscopia no ultravioleta-visível. A Figura 16 apresenta os resultados obtidos para a análise somente da surfactina e do nanocompósito produzido.

Figura 16 - Figura 16 - Espectro de UV-Vis para a solução de surfactina e de nanocompósito Fe₃O₄/surfactina.



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Conforme observado na Figura 16, a surfactina (linha azul clara) apresenta um sinal de absorção característico em 247 nm, relativo as suas ligações peptídicas (Meena et al., 2021) Quando analisamos o sinal do nanocompósito, verificamos que o sinal em 247 nm permanece e se torna mais acentuado e que aparece um novo sinal em 373 nm, relacionado as nanopartículas de Fe₃O₄ (Ramesh et al., 2017).

Assim, concluiu-se que o nanocompósito foi produzido de forma eficiente e os experimentos relativos a otimização das condições experimentais foram prosseguidos.

4.3 Seleção do microplástico a ser analisado

Foram selecionados inicialmente para a condução dos testes, 3 tipos de microplásticos: poliestireno (proveniente de copo descartável e prato descartável) polipropileno (proveniente de garrafa de refrigerante) e poliéster (proveniente de tecido). Para isso, foi feito o procedimento usado para remediação dos MPs, descrito em 3.2.8. O microscópio óptico foi utilizado para medir a quantidade de fragmentos dos polímeros estuados antes e após remediação, gerando uma porcentagem de eficiência.

A fim de otimizar as condições de experimento e realizar mais testes com o MP que tivesse maior aderência ao nanocompósito, decidiu-se em prosseguir as análises aprofundadas apenas com o poliestireno, devido a dois motivos. O primeiro deles está relacionado a questão ambiental deste material. Conforme a revisão de literatura apresentada, muitos materiais de uso diário fabricados em poliestireno são utilizados e descartados em um curto período, diferentemente de plásticos que permanecem um tempo maior no ciclo de vida. Outrossim, a taxa de reciclagem deste material ainda é muito baixa (conforme os dados da ABIPLAST, 2022) sendo de apenas 9,4%, o que indica que grande parte do material é disposto em aterro sanitário e/ou outros meios não sustentáveis. O segundo aspecto está relacionado aos próprios testes realizados no laboratório. A taxa de sucesso de remediação para o poliestireno nos testes iniciais foi acima dos demais plásticos escolhidos, conforme pode ser verificado na Tabela 1.

Tabela 1 - Porcentagem de remediação de cada microplástico testado.

MICROPLÁSTICO	% DE REMEDIAÇÃO
Poliestireno	77,8
Polipropileno	42,9
Poliéster	16,7

Fonte: Elaborado pela autora (2025)

Assim, devido a todos os parâmetros já descritos, seguiu-se com a otimização das condições experimentais utilizando o microplástico produzido a partir do poliestireno.

4.4 Otimização das condições experimentais

Após, pela técnica de voltametria, já ter sido definido o melhor tempo para a produção do nanocompósito de Fe_3O_4 /surfactina, foram selecionadas as outras condições experimentais ideais. A próxima foi referente ao tempo de contato dos microplásticos com o nanocompósito: 30, 60 e 120 min. Para isso, utilizou-se a contagem dos microplásticos, usando microscópio óptico, antes e após a remediação. A Tabela 2 apresenta os resultados obtidos.

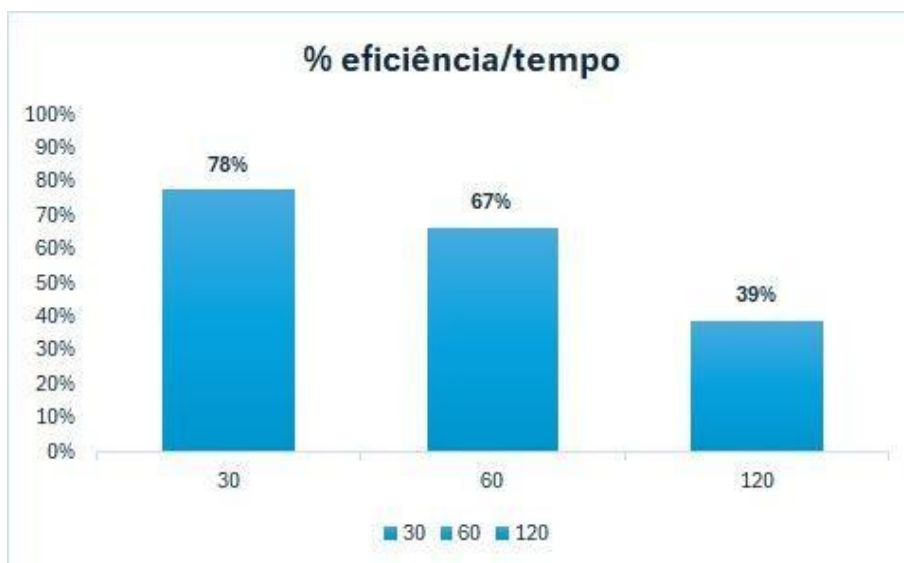
Tabela 2 - Avaliação do tempo de contato entre o poliestireno e o nanocompósito Fe_3O_4 /surfactina.

TEMPO DE REMEDIAÇÃO	CONTAGEM DE MP ANTES DA REMEDIAÇÃO	CONTAGEM DE MP APÓS A REMEDIAÇÃO	REMEDIAÇÃO
30	18	4	78%
60	18	6	67%
120	18	11	39%

Fonte: Elaborado pela autora (2025)

Para melhor visualização dos dados, foi construído um gráfico (Figura 17) com os valores da Tabela 2.

Figura 17 - Tempo de contato entre a solução contendo poliestireno e o nanocompósito



Fonte: Elaborado pela autora (2025)

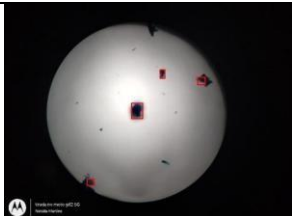
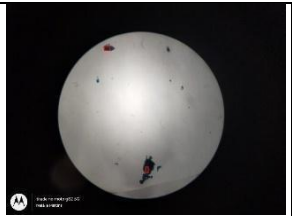
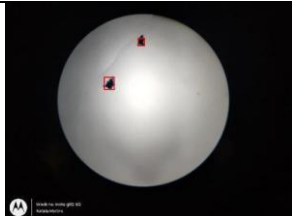


O biossurfactante surfactina tem a característica de se organizar em micelas, na qual o centro é hidrofóbico e compõe o núcleo, e a parte hidrofílica faz interface com a água. O poliestireno é conhecido pela sua alta massa molar e hidrofobicidade, o que pode explicar sua interação com a surfactina (Elayaperumal et al., 2025; Mohan, et al., 2022).

Como pode ser observado na Figura 17, conforme aumenta o tempo de contato do nanocompósito com o micropoliestireno, há uma diminuição da eficiência de remediação. Isto como ter ocorrido pois em tempos menores há uma maior disponibilidade de sítios para interação hidrofóbica dos MPs com o adsorvente (nanocompósito), aumentando a descontaminação. Conforme o tempo é aumentado, estes sítios vão se tornando saturados, diminuindo, portanto, a interação com o contaminante com consequente queda na eficiência de remediação (Mosavi et al., 2024).

O segundo estudo da otimização das condições envolveu o melhor pH do meio para a remediação. Para este estudo, foram testados dois métodos de contagem de micropartículas: observação visual das imagens no microscópio, contando-se a maior quantidade de itens visíveis e, aplicando-se a Inteligência Artificial, por meio do ChatGPT, (OPENAI, 2025) para detectar os fragmentos em cada imagem. Desta forma, obtêm-se uma análise comparativa entre métodos de

quantificação dos fragmentos antes e após o processo de descontaminação. O comando usado para Inteligência Artificial foi o seguinte: “em cada imagem de cada tabela existe uma figura contendo micropartículas azuis. Conte para mim em cada uma das imagens quantas partículas existem”. A Figura 18 apresenta as imagens originais do microscópio, antes da remediação, em cada leitura realizada para a faixa de pH testada e a avaliação que a inteligência artificial realizou de cada imagem adicionada, respectivamente.

Figura 18 - Imagens obtidas pelo microscópio óptico, com contagem por IA, para as soluções contendo micropoliestireno antes da remediação com o nanocompósito de Fe₃O₄/surfactina

	
Imagem 1 – Microplástico + Água pH 5,0 (antes)	Imagem 2 – Microplástico + Água pH 6,0 (antes)
	
Imagem 3 – Microplástico + Água pH 7,0 (antes)	Imagem 4 – Microplástico + Água pH 8,0 (antes)
	
Imagem 5 – Microplástico + Água pH 9,0 (antes)	

Fonte: Elaborado pela autora (2025)

Conforme observado pelas imagens da figura 18, a Inteligência Artificial não foi hábil em contar todos os fragmentos de poliestireno que a imagem apresenta. Alguns fragmentos cuja coloração esteja menos intensa, ou que o tamanho seja muito menor que as demais, não foi destacada e contada pela IA. Dessa forma, verificou-se que os dados obtidos pela IA não foram confiáveis e, por isso, manteve-se a contagem humana, na qual todos os fragmentos, inclusive os de tamanho reduzido e mais claros, foram considerados.

A Tabela 3 sumariza os valores médios obtidos (estudo realizado em triplicata) em cada pH para a contagem dos fragmentos visíveis por microscópio através de contagem humana.

Tabela 3 - Estudo do pH ideal para a remoção de micropoliestireno com Fe₃O₄/surfactina.

pH	Quantidade de fragmento antes da remediação	Quantidade de fragmento após a remediação	Remediação
5,0	12	9	25%
6,0	7	3	57%
7,0	9	2	78%
8,0	13	5	62%
9,0	14	7	50%

Fonte: Elaborado pela autora (2025)

A partir dos dados da Tabela 3 foi construído um gráfico (Figura 19) para melhor visualização dos resultados, em cada um dos pHs estudados.

Figura 19 - Remediação obtida em cada pH por contagem microscópica



Fonte: Elaborado pela autora (2025)

Conforme observado na Figura 19, o pH no qual a porcentagem de remediação foi maior é o 7,0. Em pH mais baixo, as porcentagens de remediação foram menores, isso provavelmente se dá pois em pHs mais ácidos a surfactina tem maior tendência a precipitação devido a diminuição de sua solubilidade em água quando está protonada (Cândido, 2023).

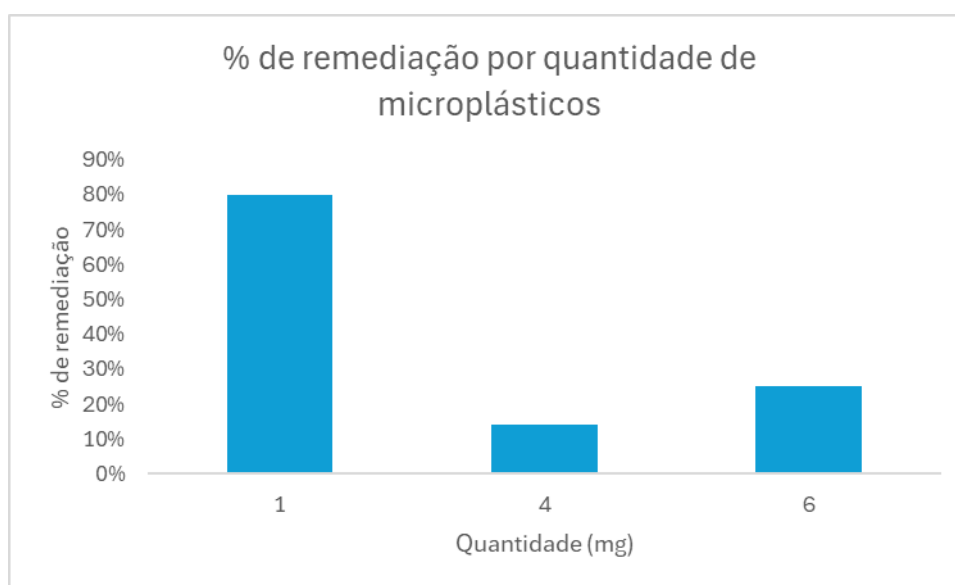
Já em pHs mais básicos, a surfactina adquire duas cargas negativas, o que de certa forma prejudica o processo de interação com o poliestireno (Shen et al., 2011).

Desta forma, foi possível perceber que o nanocomósito proposto formado por nanopartículas magnéticas de Fe_3O_4 recobertas com surfactina teve êxito na remediação de microplásticos em solução tampão com pH controlado, mostrando ser promissor para descontaminação em águas naturais.

O último estudo de otimização realizado para avaliação de condições experimentais considerou a remediação em função da quantidade de microplásticos na solução. Para isso, foram testadas diferentes concentrações para a mesma quantidade de água deionizada (100 μl), sendo 1 mg/4mg e 6mg de poliestireno.

A figura 20 demonstra a % de remediação de acordo com cada quantidade testada.

Figura 20 - Remediação por massa de microplásticos



Fonte: Elaborado a partir dos dados da autora, 2025

Nota-se que houve uma expressiva melhoria no percentual de remediação para a quantidade de 1 mg de poliestireno adicionado ao eppendorf contendo 100 µL de água deionizada. Portanto, a melhor concentração de contaminantes para tratamento através do nanocompósito testado é de 10 g/L.

Através dos testes para otimização de condições, os estudos indicam que a condição mais eficiente corresponde a formação do nanocompósito por 7 dias sob refrigeração, com pH 7,0, para o tratamento de 10 g/L de poliestireno disperso em água deionizada por 30 minutos em contato com o nanocompósito para a remediação, conforme a síntese do método demonstrada no quadro 2.

Quadro 2 - Resumo da metodologia consolidada

Etapa / Parâmetro	Condição utilizada
Formação do nanocompósito	Mistura de 50 µL de Fe ₃ O ₄ + 100 µL de surfactina (50 mg/L)
Armazenamento / maturação do nanocompósito	7 dias em geladeira
pH da suspensão do nanocompósito	7,0
Contaminante a ser tratado	Poliestireno disperso em água deionizada
Concentração do contaminante	10 g/L
Tempo de contato para remediação	30 minutos
Recuperação do nanocompósito	Uso de ímã para separar o nanocompósito com os contaminantes da amostra tratada

Fonte: Elaborado pela autora, 2025.

4.5 Aplicação do método em águas naturais

A fim de avaliar a aplicabilidade do método de remediação proposto em um ambiente natural, realizou-se a coleta de amostra de água urbana, em uma lagoa de um clube que fica em Campinas. A coleta foi realizada no mês de outubro e a amostra foi reservada em ambiente refrigerado a 4°C até o uso.

Realizou-se, primeiramente, um teste de confirmação de pH para verificar a necessidade de ajustes. No entanto, não foi necessária qualquer correção, pois o pH inicial da amostra era 7,0.

Em seguida, o teste procedeu da seguinte forma: retirou-se 100 μL da água da lagoa e transferiram-se para um microtubo tipo Eppendorf, ao qual foram adicionados 1 mg de poliestireno. A mistura permaneceu em repouso por 30 minutos, sendo ocasionalmente agitada. Após esse período, realizou-se a leitura em microscópio óptico, utilizando uma gota padronizada de 10 μL , anotando-se a quantidade de partículas visíveis (três leituras por amostra).

Na sequência, adicionou-se o 50 μL do nanocompósito à mistura e aguardaram-se mais 30 minutos, novamente com agitação eventual. Após esse intervalo, empregou-se um ímã externo para carrear os microplásticos aderidos ao nanocompósito para a parede lateral do Eppendorf. Do lado oposto, retirou-se alíquota para nova leitura em microscópio. Com a gota padronizada, procedeu-se à contagem das partículas visíveis, registrando-se os valores obtidos para comparação entre as etapas antes e após a aplicação do nanocompósito.

Houve um percentual relevante de remediação na amostra de águas naturais, de 94%, o que indica que o método possui viabilidade. Pode-se verificar também que os outros constituintes presentes em águas naturais não influenciaram no processo de descontaminação. Dessa forma, percebe-se que o método proposto é uma excelente alternativa para a eliminação dos MPs de águas naturais urbanas, contribuindo com o acesso a uma água de maior qualidade e que impacta diretamente na saúde pública e no ecossistema ali presente.

A realização dos estudos relacionados a aplicabilidade do uso de nanocompósito produzido a partir da associação de um biossurfactante e nanopartículas de óxido de ferro para descontaminação de águas urbanas contaminadas com microplásticos é inédita. Neste sentido, a contribuição dos resultados apresentados para o avanço da pesquisa científica é relevante.

Outros métodos de remediação apresentados na fundamentação teórica, conforme demonstrado no quadro 3, demonstraram a crescente preocupação em testar diversas alternativas ao uso dos tratamentos de efluentes convencionais, uma vez que estes sistemas não são cem por cento eficazes. Além disso, as indústrias carecem de novas tecnologias que possam ser empregadas ainda durante a fase de tratamento in loco, para evitar que as micropartículas plásticas cheguem até os recursos hídricos urbanos.

Quadro 3 - Resumo de técnicas de remoção pesquisadas

Técnica de Remoção	Descrição Resumida	Eficiência Relacionada	Principais Referências
Coagulação, floculação e sedimentação	Processos convencionais de tratamento de água; floculação é o passo crítico para captura de microplásticos.	~60% de remoção.	Euzebio (2024)
Filtração por membranas (PVDF + óxidos metálicos)	Membranas avançadas com nanofibras de PVDF incorporadas a óxidos metálicos.	> 99,99% de remoção.	Gani et al. (2024)
Processos oxidativos avançados (ozônio + H₂O₂)	Oxidação parcial de microplásticos para facilitar posterior biodegradação.	Não especificado; eficácia qualitativa indicada.	Ferreira (2023)
Esponjas biodegradáveis (quitosana + celulose)	Materiais sustentáveis, reutilizáveis e de baixo impacto ambiental.	> 99% de remoção.	Deng et al. (2024)
Biorreatores de membrana, eletrocoagulação, flotação e filtração avançada	Conjunto de técnicas emergentes aplicadas principalmente a água doce.	Não informado.	Ahmed et al. (2024)
Nanopartículas magnéticas de Fe₃O₄	Adsorção/remoção magnética de polímeros variados.	> 85% para PE, PP e PS; ~63% para PET (1,3 g/L, 150 min).	Shi et al. (2022)
Nanopartículas de Fe₃O₄ com campos magnéticos simples	Remoção facilitada por separação magnética.	> 85%.	Wang et al. (2023)
Fe₃O₄ funcionalizado com ácido cítrico (NP-Fe₃O₄@AC)	Material reutilizável; desempenho decai com os ciclos.	~80% (pH 6); mantém > 50% após 5 ciclos.	Aquino (2024)
Fe₃O₄@PDA-Lipase	Nanocatalisador capaz de adsorver e degradar PET; reutilizável.	Eficiência qualitativa alta; reutilizável por ≥ 4 ciclos.	Brito et al. (2024)
Biochar magnético modificado com CTAB	Mecanismo predominante de agregação; elevada eficiência e reuso.	Até 95,2% (PS) e 91,2% (CPS); bom desempenho após 5 ciclos.	Zhang et al. (2023)

Nanocompósito Fe₃O₄ + surfactina (proposto no estudo)	Uso de biossurfactante biodegradável com nanopartícula magnética.	Em investigação; — inédito nas bases Scielo e ScienceDirect.
--	---	--

Fonte: Elaborado pela autora, 2025

A comparação dos resultados obtidos neste estudo com os dados reportados na literatura evidencia que o nanocompósito Fe₃O₄/surfactina apresenta desempenho competitivo para a remoção de microplásticos em águas urbanas. Embora algumas técnicas avancem para eficiências superiores a 99%, como membranas especializadas ou esponjas biodegradáveis, esses métodos geralmente envolvem custos elevados, maior complexidade operacional ou limitações relacionadas à aplicação em larga escala.

O método proposto alcançou eficiência de remoção de aproximadamente 94–95% para microplásticos de poliestireno em águas naturais urbanas, valor comparável ou superior ao observado para nanopartículas magnéticas não funcionalizadas e materiais magnéticos modificados reportados na literatura. Além disso, destaca-se o uso de surfactina, um biossurfactante biodegradável e de baixa toxicidade, que contribui para a redução do impacto ambiental do processo quando comparado a surfactantes sintéticos ou reagentes químicos convencionais.

Outro aspecto relevante é a possibilidade de recuperação do adsorvente por separação magnética simples, característica que favorece a reutilização do material e reduz a geração de resíduos secundários. Assim, mesmo não atingindo as maiores eficiências absolutas reportadas para sistemas altamente controlados, o método desenvolvido apresenta vantagens importantes relacionadas à simplicidade, baixo custo potencial, sustentabilidade e aplicabilidade em sistemas reais de águas urbanas.

Dessa forma, os resultados obtidos demonstram a viabilidade do uso do nanocompósito Fe₃O₄/surfactina como uma alternativa promissora para a remediação de águas contaminadas por microplásticos, especialmente em contextos nos quais soluções de fácil operação, menor impacto ambiental e possibilidade de recuperação do material são prioritárias.

4.6 Isotermas de adsorção

As isotermas de adsorção são ferramentas fundamentais para descrever o equilíbrio entre a quantidade adsorvida por um sólido e a concentração do adsorvato na fase líquida. Elas permitem compreender a afinidade, capacidade e mecanismo de interação entre o material adsorvente e o contaminante (Ruthven, 1984). Entre os modelos mais utilizados destacam-se as isotermas de Langmuir e Freundlich, aplicadas de forma recorrente em estudos de resíduos, nanopartículas, surfactantes e contaminantes orgânicos em água.

O modelo de Langmuir assume superfícies homogêneas contendo sítios energeticamente equivalentes, nos quais ocorre adsorção em monocamada sem interação entre moléculas adjacentes (Langmuir, 1918). Assim, sua formulação indica um processo limitado por um número finito de sítios disponíveis. Já a isoterma de Freundlich representa um modelo empírico aplicado a superfícies heterogêneas, permitindo diferentes intensidades de adsorção ao longo do material e não assumindo a formação de monocamada (Freundlich, 1906). Por essa razão, o modelo é amplamente utilizado para descrever sistemas complexos, como materiais híbridos, nanopartículas funcionalizadas e compósitos contendo surfactantes (Foo; Hameed, 2010).

As tabelas 4, 5 e 6 apresentam os dados utilizados nos estudos para a construção dos isotermas.

Tabela 4 - Resultados experimentais obtidos durante o tempo zero de estudo de adsorção do microplástico poliestireno pelo nanocompósito

concentração inicial de poliestireno: g/L	Volume (mL)	Massa inicial de poliestireno (g)
5,0	0,1	$5,0 \cdot 10^{-4}$
10,0	0,1	$1,0 \cdot 10^{-3}$
12,5	0,1	$1,25 \cdot 10^{-3}$
15,0	0,1	$1,5 \cdot 10^{-3}$

Fonte: Elaborado a partir de dados da autora, 2025

Tabela 5 - Resultados experimentais obtidos durante após o equilíbrio (30 minutos) de estudo de adsorção do microplástico poliestireno pelo nanocompósito

concentração final de poliestireno: g/L	Volume (mL)	Massa final de poliestireno (g)
1,81	0,1	$1,81 \cdot 10^{-4}$
3,08	0,1	$3,08 \cdot 10^{-4}$
3,41	0,1	$3,41 \cdot 10^{-4}$
3,5	0,1	$3,50 \cdot 10^{-4}$

Fonte: Elaborado a partir de dados da autora, 2025

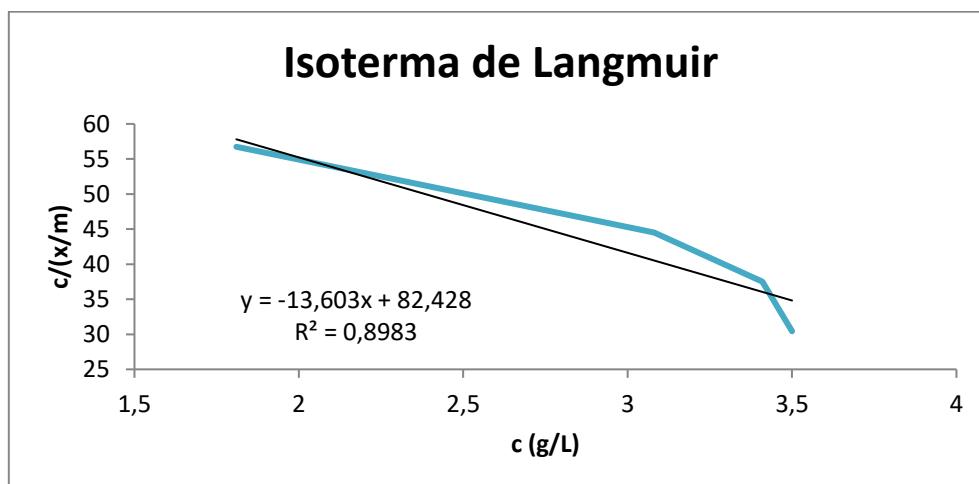
Tabela 6 - Parâmetros necessários para a construção das Isotermas de Langmuir e de Freundlich.

concentração final de poliestireno: g/L	x (diferença de massa de poliestireno): g	m (massa de nanocompósito): g	x/m	Log(x/m)	c/(x/m)	Log(c)
1,81	$3,19 \cdot 10^{-4}$	0,010	0,0319	-1,50	56,7	0,257
3,08	$6,92 \cdot 10^{-4}$	0,010	0,0692	-1,16	44,5	0,488
3,41	$9,09 \cdot 10^{-4}$	0,010	0,0909	-1,04	37,7	0,532
3,5	$1,15 \cdot 10^{-3}$	0,010	0,115	-0,94	30,4	0,544

Fonte: Elaborado a partir de dados da autora, 2025

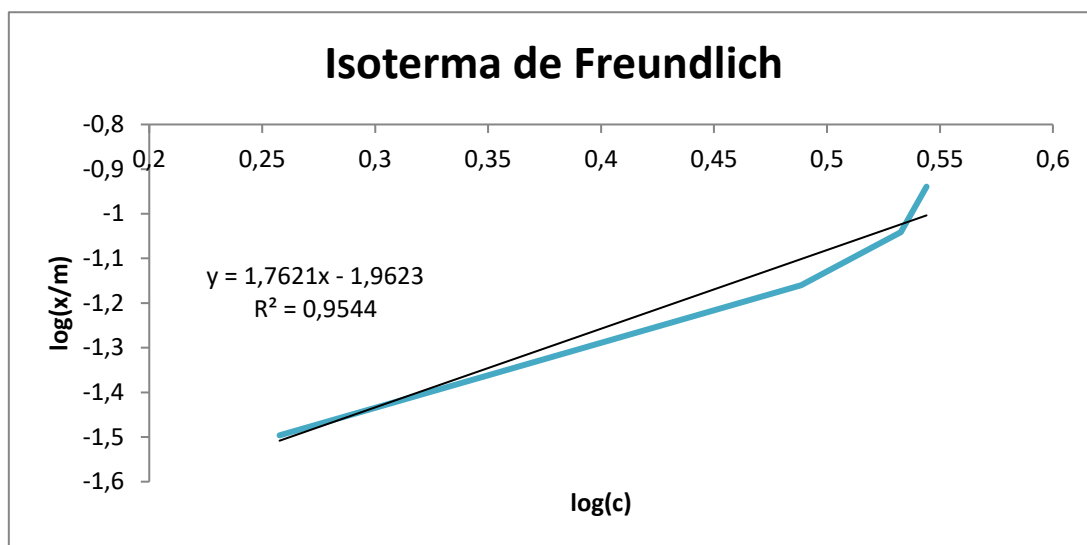
A partir dos dados das Tabelas 4,5 e 6, foram construídas as isotermas de Langmuir e Freundlich que estão apresentadas nas Figuras x e x, respectivamente.

Figura 21 - Isoterma de adsorção de Langmuir.



Fonte: Elaborado a partir dos dados da autora, 2025

Figura 22 - Isoterma de adsorção de Freundlich.



Fonte: Elaborado a partir dos dados da autora, 2025

A isoterma de Langmuir apresentou ajuste moderado aos dados experimentais ($R^2 = 0,8983$), indicando que o modelo descreve apenas parcialmente o comportamento do sistema. Esse resultado é esperado, uma vez que o modelo pressupõe uma superfície homogênea e a formação de monocamada, condições que não são plenamente atendidas pelas nanopartículas de Fe_3O_4 utilizadas nos ensaios, cuja superfície apresenta diferentes tipos de sítios de adsorção. Dessa forma, o ajuste apenas razoável indica que o processo não segue o mecanismo clássico proposto por Langmuir (Langmuir, 1918; Foo; Hameed, 2010).

A isoterma de Freundlich, apresentada na Figura X, apresentou melhor ajuste aos dados experimentais, com coeficiente de determinação $R^2 = 0,9544$, superior ao obtido para Langmuir. Esse resultado indica que o modelo representa de forma mais adequada o equilíbrio de adsorção, sendo compatível com superfícies heterogêneas e processos não limitados à formação de monocamada (Foo; Hameed, 2010; Ruthven, 1984).

Os parâmetros obtidos a partir do modelo de Freundlich indicam adsorção favorável ($n > 1$), evidenciando que o aumento da concentração de poliestireno resulta em maior quantidade adsorvida. Esse comportamento reflete a presença de sítios de adsorção com diferentes energias e confirma a natureza heterogênea do material avaliado (Foo; Hameed, 2010).

Assim, a comparação entre os modelos confirma que o processo de adsorção

do poliestireno pelas nanopartículas de Fe_3O_4 é heterogêneo e multissítio. Enquanto o modelo de Langmuir, que pressupõe uma superfície homogênea e a formação de monocamada, não representou adequadamente o comportamento observado ($R^2 = 0,8983$), o modelo de Freundlich apresentou melhor ajuste aos dados experimentais ($R^2 = 0,9544$) e parâmetros coerentes com a presença de sítios de adsorção com diferentes energias. Esses resultados indicam que o equilíbrio de adsorção não segue o mecanismo clássico de Langmuir, sendo mais bem descrito pelo modelo de Freundlich, o que é consistente com a natureza das nanopartículas de óxido de ferro e com sistemas reais de águas urbanas (Langmuir, 1918; Foo; Hameed, 2010; Ruthven, 1984).

4.7 Avaliação de custos

A realização de estimativas de custo não é recomendada para tecnologias que ainda se encontram em nível de bancada, não por incertezas do experimento em si, mas porque os parâmetros necessários a qualquer análise econômica ainda não existem nesta etapa de desenvolvimento. De acordo com a OECD (2019) e ISO (2023), tecnologias enquadradas nos níveis de maturidade tecnológica TRL 2–4 — que correspondem à fase em que o conceito é demonstrado e validado apenas em condições controladas de laboratório — não possuem dados consolidados de rendimento, consumo energético, escalonamento ou estabilidade operacional, exigidos para comparações econômicas. Dessa forma, a ausência de análise econômica não decorre de limitações do presente estudo, mas de um entendimento consolidado na literatura de que estimativas de custo só são tecnicamente válidas em estágios mais avançados, quando protótipos passam a ser testados em escala piloto. Portanto, neste trabalho, prioriza-se a avaliação científica do desempenho do compósito, deixando a discussão econômica para fases posteriores de pesquisa, em que os parâmetros necessários possam ser obtidos de forma representativa.

4.8 Potencial e riscos do uso de nanopartículas magnéticas para remediação de águas urbanas

O uso de nanopartículas magnéticas (MNPs), especialmente magnetita funcionalizada (Fe_3O_4), tem sido amplamente apontado como uma estratégia promissora para remoção de micropoluentes, incluindo microplásticos, devido à

elevada área superficial, facilidade de modificação da superfície e possibilidade de recuperação por separação magnética (Peralta et al., 2021; Mudhoo; Sillanpää, 2021). A recuperação magnética, em particular, representa um diferencial importante, pois reduz perdas para o ambiente e permite reuso do material, ampliando o apelo ambiental e operacional da técnica.

Apesar desse potencial, estudos recentes ressaltam que a aplicação em escala real ainda exige cautela. Ensaio ecotoxicológicos com *Danio rerio* mostram que nanocompósitos de magnetita apresentam toxicidade relativamente baixa, mas não nula, com efeitos subletais observados em concentrações elevadas ou dependendo da funcionalização (Guillén et al., 2022). Achados semelhantes foram reportados em sistemas enzimáticos acoplados, onde efeitos sobre eclosão, comportamento e acúmulo de ferro foram documentados, reforçando que a biocompatibilidade das MNPs depende da formulação e da dose (Guillén et al., 2022).

No entanto, é importante destacar que a maior parte dessas evidências decorre de condições laboratoriais bastante controladas, usando água limpa e ausência de interferentes. Isso significa que os resultados representam cenários conservadores, que não anulam o potencial da tecnologia, mas indicam a necessidade de adaptações e protocolos de segurança quando aplicados a matrizes ambientais reais. Além disso, revisões apontam que as MNPs permanecem altamente competitivas devido às suas propriedades físico-químicas únicas e ao fato de que poucas alternativas permitem remoção direcionada seguida de recuperação magnética (Mudhoo; Sillanpää, 2021; Peralta et al., 2021).

Com relação à aplicabilidade em águas urbanas, reconhece-se que a complexidade da matriz (pH variável, sólidos, sais, matéria orgânica e diferentes poluentes) pode interferir na estabilidade e na eficiência de adsorção das partículas (Peralta et al., 2021; Nogueira, 2019). Entretanto, esses mesmos autores reforçam que a funcionalização adequada e o controle operacional podem mitigar parte dessas limitações, o que mantém a tecnologia como um candidato promissor para tratamentos avançados. A principal lacuna permanece sendo a transição da escala laboratorial para sistemas contínuos, onde ainda são necessários ensaios de recuperação magnética, reuso e avaliação ecotoxicológica de efluentes tratados (Nogueira, 2019). Em escala laboratorial, foi possível verificar que os outros constituintes presentes nas

águas naturais não influenciaram o processo de descontaminação proposto neste trabalho.

Dessa forma, embora as nanopartículas magnéticas ainda demandem estudos adicionais para consolidação em escala real, o conjunto de evidências aponta que elas constituem uma alternativa altamente promissora, tecnicamente viável e ambientalmente estratégica para remoção de microplásticos e outros micropoluentes em águas urbanas.

Os resultados disponíveis mostram que os riscos são manejáveis quando se considera controle de dose, funcionalização adequada e recuperação magnética, enquanto os benefícios potenciais são significativos, especialmente em termos de eficiência, seletividade e possibilidade de reuso. Assim, o método avaliado nesta dissertação não deve ser interpretado como inviável, mas sim como uma tecnologia emergente com grande potencial de implementação, desde que acompanhada por protocolos de monitoramento e estudos de otimização que consolidem sua segurança e desempenho em condições ambientais reais.

No contexto regulatório brasileiro, ações recentes demonstram um crescente interesse institucional em enfrentar a poluição plástica e estruturar normativas para microplásticos. Por exemplo, o projeto de lei PL 260/2024 propôs estabelecer metas para remoção de microplásticos de águas potáveis e residuais, inserindo o tema da poluição por microplásticos na agenda do saneamento básico.

Além disso, a criação da Estratégia Nacional do Oceano Sem Plástico (ENOP 2025-2030) aponta diretrizes de longo prazo para a eliminação da poluição por plástico no Brasil, o que pode abrir espaço para incorporar tecnologias de remediação avançada, como o uso de nanocompósitos magnéticos.

Esses avanços normativos e estratégicos fortalecem o argumento de que as MNPs não devem ser vistas apenas como proposta experimental — mas como tecnologia compatível com o futuro do saneamento e gestão ambiental brasileira, caso acompanhadas de regulamentação, monitoramento e controle de resíduos.

4.9 Potencial de recuperação e reaproveitamento

A recuperação das nanopartículas magnéticas (MNPs) após o processo de adsorção é uma das principais vantagens dessa tecnologia, uma vez que a separação

por campo magnético permite reduzir a dispersão residual no ambiente e possibilita o reuso do material (Mudhoo; Sillanpää, 2021). Estudos de revisão também destacam que essa capacidade de separação magnética auxilia no controle da concentração de MNPs no efluente final, contribuindo para minimizar impactos ecotoxicológicos (Peralta et al., 2021).

Além disso, propriedades intrínsecas dessas nanopartículas — como elevada área superficial, facilidade de funcionalização e resposta magnética — as tornam candidatas promissoras para processos modernos de tratamento voltados à remoção de micropoluentes emergentes, incluindo metais, fármacos, contaminantes orgânicos e microplásticos (Mudhoo; Sillanpää, 2021; Peralta et al., 2021).

5. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos nesta dissertação demonstram que o nanocompósito formado pela associação entre Fe_3O_4 e surfactina apresenta potencial significativo para a remoção de microplásticos do tipo poliestireno em água, especialmente quando utilizado sob condições otimizadas de pH, concentração e tempo de contato. Os experimentos evidenciaram que o nanocompósito preparado após sete dias de interação, apresentou o melhor desempenho de separação, atingindo eficiências expressivas mesmo frente a variações da massa inicial de microplásticos avaliadas (1, 4 e 6 mg). Além disso, a condição de pH 7,0, representativa de ambientes aquáticos naturais e urbanos, mostrou-se adequada ao processo, dispensando ajustes adicionais.

A etapa de separação magnética demonstrou ser um diferencial importante, possibilitando recuperar rapidamente o nanocompósito associado aos microplásticos removidos. Esse mecanismo reduz a dispersão de nanopartículas no meio e reforça a viabilidade do método enquanto tecnologia de remediação, especialmente quando comparado a técnicas convencionais de tratamento, que não permitem recuperação do material aplicado.

Do ponto de vista metodológico, o estudo permitiu identificar que o tempo de contato de 30 minutos foi suficiente para promover a interação entre nanocompósito e microplásticos, resultando em desempenho reprodutível entre as diferentes condições avaliadas. Ao mesmo tempo, os resultados mostraram que a eficiência

tende a diferir em função da massa inicial de contaminante, indicando que há limites operacionais a serem aprofundados em estudos futuros.

Além disso, quando aplicado em matrizes ambientais mais complexas, como águas urbanas reais, que apresentam mistura de sais, matéria orgânica, sólidos e variabilidade físico-química, houve descontaminação de 95% dos MPs indicando a viabilidade do método proposto.

Em síntese, os resultados obtidos permitem concluir que o uso de Fe_3O_4 funcionalizado com surfactina e separado magneticamente é uma alternativa tecnicamente promissora para a remoção de microplásticos, apresentando vantagens como fácil recuperação, boa eficiência de remoção e uso de condições experimentais simples e reprodutíveis. Contudo, a consolidação dessa tecnologia como ferramenta aplicada à remediação de águas urbanas demanda etapas adicionais de validação ambiental, operacional e ecotoxicológica. Assim, esta pesquisa contribui para o avanço científico do tema, ao mesmo tempo em que abre caminhos concretos para investigações futuras.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPLAST – Associação Brasileira da Indústria do Plástico. Relatório de sustentabilidade da indústria de transformação e reciclagem de materiais plásticos. São Paulo, 2022. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br>. Acesso em: 30 set. 2025.

Ahmed, S. F. et al. Microplastic removal and management strategies for wastewater treatment plants. **Chemosphere**, v. 347, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140123>. Acesso em: 30 set. 2025.

Akdogan, H.; Guven, B. Microplastic pollution in the soil environment: a review of sources, fate, effects and potential solutions. **Science of the Total Environment**, v. 724, p. 138–192, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138192>. Acesso em: 30 set. 2025.

Allen, S. et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. **Nature Geoscience**, v. 12, p. 339–344, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-z>. Acesso em: 30 set. 2025.

Amato-Lourenço, L. F. et al. Microplastics in the olfactory bulb of the human brain. **JAMA Network Open**, v. 7, n. 9, p. e2440018, 2024. DOI: 10.1001/jamanetworkopen.2024.40018. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1001/jamanetworkopen.2024.40018>. Acesso em: 14 nov. 2025.

Andrady, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>. Acesso em: 30 set. 2025.

Aquino, C. S. Adsorção de microplásticos em nanopartículas de óxido de ferro funcionalizadas com ácido cítrico. **Revista Brasileira de Engenharia Ambiental**, v. 28, n. 1, p. 52–61, 2024. Disponível em: <https://revistaambiental.org>. Acesso em: 30 set. 2025.

Auta, H. S.; Emenike, C. U.; Fauziah, S. H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. **Environment International**, v. 102, p. 165-176, 2016.

Ballesteros, C. A. S. et al. Nanostructured Fe₃O₄ satellite gold nanoparticles to improve biomolecular detection. **Sensors and Actuators B: Chemical**, v. 198, p. 377–383, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.snb.2014.03.001>. Acesso em: 30 set. 2025.

Bard, A. J.; Faulkner, L. R. **Electrochemical methods: fundamentals and applications**. 2. ed. New York: Wiley, 2001.

Belo, A. S. et al. Toxicidade de microplásticos: impactos e efeitos em organismos aquáticos. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 56, p. 120–130, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820210865>. Acesso em: 30 set. 2025.

Bitencourt Belo, I. C.; Penido de Andrade, B. N.; Araújo Miranda, J. P.; Drumond, P. C. Microplásticos, seus impactos no ambiente e maneiras biodegradáveis de substituição. **Revista Internacional de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p. 214–228, 2021. DOI: 10.12957/ric.2021.54481. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/ric/article/view/54481>. Acesso em: 10.fev.2025.

Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2020. Brasília: MDR, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis>. Acesso em 10.04.2025.

Brito, L. F. et al. Nanocatalisador magnético funcionalizado com lipase para degradação de microplásticos. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 12, n. 1, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111234>. Acesso em: 30 set. 2025.

Brown, R.; Keath, N.; Wong, T. Transition to water sensitive urban design: the story of Melbourne, Australia. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 3, p. 653–660, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2009.018>. Acesso em: 30 set. 2025.

Cândido, A. F. Efeito do pH na estabilidade de biossurfactantes tipo lipopeptídeo. **Revista de Biotecnologia Ambiental**, v. 9, n. 2, 2023. Disponível em: <https://revbiotecambiental.org>. Acesso em: 30 set. 2025.

Campen, M. et al. Bioaccumulation of microplastics in decedent human brains assessed by pyrolysis gas chromatography–mass spectrometry. **Research Square**, preprint, 6 maio 2024. DOI: 10.21203/rs.3.rs-4345687/v1. Disponível em: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4345687/v1>. Acesso em: 14 nov. 2025

Carpenter, E. J.; Smith, K. L. Plastics on the Sargasso Sea surface. **Science**, v. 175, p. 1240–1241, 1972. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>. Acesso em: 30 set. 2025.

Cho, S. J. et al. Structure and magnetic properties of monodisperse Fe₃O₄ nanoparticles synthesized by thermal decomposition of iron(III) acetylacetonate in polyol. **Nanotechnology**, v. 29, n. 11, p. 115701, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1361-6528/aaab02>. Acesso em: 30 set. 2025.

Coelho, S. Panorama da reciclagem de plásticos no Brasil. São Paulo: **ABIPLAST**, 2022. Disponível em: <https://www.abiplast.org.br>. Acesso em: 30 set. 2025.

Cole, M. et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 2588–2597, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>. Acesso em: 30 set. 2025.

Corcoran, P. L. et al. Plastics and beaches: a degrading relationship. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 1, p. 80–84, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.08.022>. Acesso em: 30 set. 2025.

Corrêa, R. M.; Lima, R. F.; Gonçalves, C. F. Atmospheric deposition as a pathway for microplastic contamination in urban waters. **Journal of Urban Environmental Pollution**, v. 18, n. 2, p. 145–159, 2022. Disponível em: <https://journalurbanpollution.org>. Acesso em: 30 set. 2025

Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F., & Dudas, S. E. Human consumption of microplastics. **Environmental Science & Technology**, vol. 53, no. 12, June 2019, pp. 7068–74. DOI.org (Crossref), <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>.

Dris, R. et al. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? **Marine Pollution Bulletin**, v. 104, p. 290–293, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>. Acesso em: 30 set. 2025.

Elayaperumal, S. et al. Eco-friendly biosurfactant solutions for petroleum hydrocarbon cleanup in aquatic ecosystems. **Sustainable Chemistry for the Environment**, 2025. DOI: 10.1016/j.scenv.2025.100207. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scenv.2025.100207>. Acesso em: 30 set. 2025.

Eriksen, M. et al. A growing plastic smog... **PLOS ONE**, v. 18, n. 3, e0281596, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0281596>. Acesso em: 10 nov. 2025.

European Commission. Microplastics pollution: policy recommendations for EU Member States. Brussels, 2022. Disponível em: <https://environment.ec.europa.eu>. Acesso em: 30 set. 2025.

Euzebio, G. A. Aplicabilidade de floculantes na remoção de microplásticos. **Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente**, v. 30, p. 19–29, 2024. Disponível em: <https://revibrasaneamento.org>. Acesso em: 30 set. 2025.

Falasco, E.; De Gusmão, F. Presença de microplásticos em sal de cozinha: revisão sistemática. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 23, p. 2155–2164, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1413-81232018236.12862018>. Acesso em: 30 set. 2025.

Ferreira, D. A. Técnicas oxidativas avançadas aplicadas à degradação de microplásticos. **Revista Tecnologia e Sociedade**, v. 19, n. 3, p. 244–257, 2023. Disponível em: <https://revistasUTFPR>. Acesso em: 30 set. 2025.

Figuerola, A. et al. Magnetic nanoparticles for biomedical applications. **Chemical Society Reviews**, v. 39, p. 2880–2892, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/b917855m>. Acesso em: 30 set. 2025.

Fletcher, T. D. et al. New directions in urban water management: a review of water sensitive urban design. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 3, p. 283–299, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2013.390>. Acesso em: 30 set. 2025.

Foo, K. Y.; Hameed, B. H. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. **Chemical Engineering Journal**, v. 156, p. 2–10, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013>. Acesso em: 30 set. 2025.
Freundlich, H. Über die adsorption in lösungen. **Zeitschrift für Physikalische Chemie**, v. 57, p. 385–470, 1906. Disponível em: <https://zenodo.org>. Acesso em: 30 set. 2025.

Gani, K. M. et al. High-performance PVDF membranes with embedded nanoparticles for removal of microplastics. **Journal of Hazardous Materials**, v. 453, 2024.

Geyer, R.; Jambeck, J. R.; Law, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, n. 7, 2017.

Governo Federal (Brasil). Brasil institui estratégia de enfrentamento à poluição plástica no oceano. **Agência Brasil**, 02 out. 2025. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br>. Acesso em: 30 set. 2025.

Guillén, A. et al. Toxicity of modified magnetite-based nanocomposites used for wastewater treatment and evaluated on zebrafish (*Danio rerio*) model. **Nanomaterials**, v. 12, n. 3, p. 489, 2022.

Hameed, B. H.; Foo, K. Y. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. **Chemical Engineering Journal**, v. 156, p. 2–10, 2010.

International Organization for Standardization (ISO). ISO 56002 – Innovation Management System: Guidance. Geneva: **International Organization for Standardization**, 2023.

International Organization for Standardization (ISO). ISO/TR 21960:2020 – Plastics — Environmental aspects — Guidelines for the use of ISO standards in the life cycle assessment of plastic materials, additives and products. Genebra: **ISO**, 2020.

Ivar do Sul, J. A.; Costa, M. F. Marine debris review for Latin America and the wider Caribbean region: from the 1970s until now, and where do we go from here? **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 8, p. 1087–1104, 2007.

Karami, A. et al. Microplastic contamination in canned sardines and sprats. **Scientific Reports**, v. 8, 2018.

Kreider, M. L.; Unice, K. M.; Panko, J. M.; McAtee, B. L.; Sweet, L. I.; Finch, B. E. Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies. **Chemosphere**, v. 80, n. 8, p. 833–839, 2010. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.05.035.

König, T. N. et al. Adsorptive properties of iron oxide nanoparticles: a surface chemistry perspective. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 362, p. 501–509, 2011.

Langmuir, I. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. **Journal of the American Chemical Society**, v. 40, n. 9, p. 1361–1403, 1918.

Leigh, N. G.; Lee, H. Sustainable and resilient urban water systems: the role of decentralization and planning. **Sustainability**, v. 11, n. 3, p. 918, 2019.

Lesnik, M. et al. Sources and pathways of microplastics to wastewater treatment plants: a review. **Environmental Technology Reviews**, v. 10, n. 1, p. 40–62, 2021.

Li, J. et al. Microplastics in agricultural soils: sources, impacts and potential solutions. **Science of the Total Environment**, v. 627, p. 1236–1245, 2018.

Li, B.; Zhang, Y.; Zhang, C.; Jiang, Y.; Xu, K. Microplastics in surface water of urban rivers: A case study in a megacity of China. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115882, 2021. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.115882. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/journal/environmental-pollution>. Acesso em: 12.10.2025.

Lourenço, K. S. et al. Biodegradação de contaminantes emergentes por biossurfactantes microbianos. **Química Nova**, v. 43, n. 2, p. 234–242, 2020.
Martins, N. Q. et al. Microplásticos no ambiente aquático: fontes, impactos e estratégias de remediação. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, p. 297–308, 2022.

Matos, F. L. D. Microplásticos em águas subterrâneas de área urbana. 2021. 71 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – **Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso**, Cuiabá, 2021.

Meena, K. R. et al. Purification and identification of a surfactin biosurfactant and engine oil degradation by *Bacillus velezensis* KLP2016. **Microbial Cell Factories**, v. 20, p. 26, 2021.

Montagner, C. C.; Vidal, C.; Acayaba, R. D.; Martins, A. F.; Umbuzeiro, G. A.; Jardim, W. F. Microplastics in the environment: Occurrence, fate and impacts. **Química Nova**, v. 44, n. 1, p. 84–98, 2021. DOI: 10.21577/0100-4042.20170689.

Morais, C. et al. Políticas públicas e gestão ambiental no controle da poluição hídrica. **Revista de Gestão Ambiental**, 2016.

Morais, J. M. et al. Aplicações de biossurfactantes na biorremediação de ambientes contaminados. **Química Nova**, v. 39, n. 3, p. 380–388, 2016.

Mosavi, S. A. et al. Adsorção de contaminantes orgânicos usando nanocompósitos: uma abordagem comparativa. **Chemical Engineering Journal Advances**, v. 15, 2024.

Moulton, S. E.; Innis, P. C.; Kane-Maguire, L. A. P.; Ngamna, O.; Wallace, G. G. Polymerization and characterisation of conducting polyaniline nanoparticle dispersions. **Current Applied Physics**, v. 4, n. 4, p. 402–406, 2004.

Mudhoo, A.; Sillanpää, M. Magnetic nanoadsorbents for micropollutant removal in real water treatment: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 19, n. 6, p. 4393–4413, 2021.

Nogueira, H. P. Nanocompósitos magnéticos para concentração/remoção de contaminantes de águas. 2019. Tese (Doutorado) — **Universidade de São Paulo**, 2019.

OECD. OECD Science, Technology and Innovation Outlook 2019. Paris: **Organisation for Economic Co-operation and Development**, 2019.

Olivatto, R. S. et al. Microplásticos em sedimentos arenosos do litoral brasileiro. **Revista Gestão Costeira Integrada**, v. 18, n. 2, p. 123–135, 2018.

Oliveira, A. Gestão de resíduos plásticos e desafios regulatórios no Brasil. **Revista Brasileira de Políticas Públicas**, 2024.

Oliveira, D. C. Microplásticos em águas superficiais urbanas do estado de São Paulo. **Revista Engenharia Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 65–76, 2024.

Österlund, H.; Elmkvist, A.; Kälving, A. Microplastics in urban catchments: sources, transport and management. **Science of the Total Environment**, v. 857, p. 159436, 2023.

Patel, D. S. et al. Surfactin: a versatile biosurfactant for industrial applications. **Journal of Cleaner Production**, v. 362, 2022.

Peralta, M. E. et al. Versatile nanoadsorbents based on magnetic materials for water treatment: structure-property relationships, contaminants interactions and challenges for real applications. **Science of the Total Environment**, 2021.

Plastics Europe. Plastics – the Facts 2023. Brussels: **Association of Plastics Manufacturers in Europe**, 2023. Disponível em: <https://plasticseurope.org>. Acesso em: 30 set. 2025.

Prata, J. C. Airborne microplastics: consequences to human health? **Environmental Pollution**, v. 234, p. 115–126, 2018.

Prata, J. C. et al. Solutions and integrated strategies for the control and mitigation of plastic and microplastic pollution. **Science of the Total Environment**, 2019.

Presidência da República (Brasil). Decreto n.º 12.644, de 1º de outubro de 2025. Institui a Estratégia Nacional Oceano Sem Plástico – ENOP (2025–2030). **Diário Oficial da União**, Brasília, 2025. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br>. Acesso em: 30 set. 2025.

Rani-Borges, F. C.; Vicente, L. P.; Pompeo, M. L. M. Microplásticos: conceitos e desafios analíticos. **Química Nova**, v. 45, n. 2, p. 138–148, 2022. Revista FAPESP. Microplásticos são encontrados em tecido cerebral humano. **FAPESP Online**, São Paulo, 2024. Disponível em: <https://revistapesquisa.fapesp.br>. Acesso em: 14 nov. 2025.

Rocha-Santos, T.; Duarte, A. C. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 65, p. 47–53, 2015. DOI: 10.1016/j.trac.2014.10.011.

Rojas, S. M. et al. Detecção de microplásticos em peixes comerciais na Amazônia Peruana. **Acta Amazônica**, v. 53, n. 3, p. 231–240, 2023.

Ruthven, D. M. Principles of Adsorption and Adsorption Processes. New York: **John Wiley & Sons**, 1984.

SAPEA. A scientific perspective on microplastics in nature and society. **Science Advice for Policy by European Academies**, 2020.

Senado Federal (Brasil). Projeto de Lei n.º 260/2024. Altera a Lei 11.445/2007 para prever remoção de microplásticos de águas brutas e residuárias. Brasília, 2024. Disponível em: <https://www25.senado.leg.br>. Acesso em: 30 set. 2025.

Shen, P. et al. Micelle formation and solubility of surfactin in aqueous solution. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 353, p. 527–533, 2011.

Silva, J. C. et al. An electrochemical biosensor to detect anti-asparaginase antibodies using immobilized ASNase on carbon-printed electrodes. **Chemical Papers**, v. 78, p. 8409–8416, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11696-024-03681-2>.

Silva, Jocimara Camargo da. Desenvolvimento de biossensor para monitoramento do tratamento de doença intensificada pela poluição de áreas urbanas. 2021. 60 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas de Infraestrutura Urbana) – **Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana, Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologia, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2021.**

Sobral, P. et al. A presença de microplásticos em praias urbanas. **Revista de Ciências do Mar**, v. 45, p. 67–74, 2011.

Souza, L. A. et al. Biotecnologia e aplicações ambientais de biossurfactantes. **Revista Brasileira de Biotecnologia**, v. 22, p. 45–60, 2018.

Stömer, A. P.; Gasperi, J.; Bessi, S.; Muzzini, G.; Badetti, E.; Rancan, L.; Galli, G.; Cassin, D.; Iannelli, R.; Casentini, B.; Dragone, R. Urban stormwater runoff: A major pathway for microplastics into surface water bodies? **Environmental Pollution**, v. 259, p. 113904, 2020. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113904. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/journal/environmental-pollution>. Acesso em: 10.out.2025.

Vargas, J. L. et al. Impacto ambiental da produção de plásticos no Brasil. **Revista Brasileira de Polímeros**, v. 32, n. 1, p. 10–19, 2022.

Vert, M. Biodegradability of plastics: standards, policies, and perceptions. **Macromolecular Symposia**, v. 313, p. 1–7, 2012.

Wang, Z. et al. Magnetic nanoparticles for microplastic removal: mechanisms and efficiency. **Environmental Pollution**, v. 317, 2023.

Windsor, F. M.; Durance, I.; Horton, A. A.; Thompson, R. C.; Tyler, C. R. A catchment-scale perspective of microplastic pollution. **Global Change Biology**, v. 25, n. 4, p. 1207–1221, 2019. DOI: 10.1111/gcb.14572. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/journal/13652486>. Acesso em: 12.10.2025.

Wright, S. L.; Kelly, F. J. Plastic and Human Health: A Micro Issue? **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 12, p. 6634–6647, 2017. DOI: 10.1021/acs.est.7b00423. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b00423>. Acesso em: 10.04.2025.

Wu, Y.; Chen, S.; Wu, J.; Liu, F.; Chen, C.; Ding, B.; Zhou, X.; Deng, H. Revivable self-assembled supramolecular biomass fibrous framework for efficient microplastic removal. **Science Advances**, v. 10, n. 48, p. eadn8662, 2024. DOI: 10.1126/sciadv.adn8662. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.adn8662>. Acesso em: 20.03.2025.

Yu, S. H. et al. Iron oxide nanomaterials for environmental remediation. **Advanced Functional Materials**, v. 26, n. 6, p. 747–765, 2016.

Zhang, H. et al. Biochar-magnetic nanocomposites modified with CTAB for removal of microplastics. **Environmental Research**, v. 228, p. 124856, 2023.

Zhang, Y.; Wang, J.; Liu, X.; Da Costa, J. P.; Duarte, A. C.; Qi, Y.; Xing, B. Removal of nanoplastics from aqueous solution by aggregation using reusable magnetic biochar modified with cetyltrimethylammonium bromide. **Environmental Pollution**, v. 310, p. 120897, 2022. DOI: 10.1016/j.envpol.2022.120897. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120897>. Acesso em: 12.09.2024.