

**UFSCar – UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
**CCET – CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA**  
**DQ – DEPARTAMENTO DE QUÍMICA**  
**TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

Giovana Gomes Costa

Metodologias para preparo e análise de microplásticos em  
matrizes ambientais: uma revisão sob a perspectiva da ISO  
24187:2023

Giovana Gomes Costa

Metodologias para preparo e análise de microplásticos em  
matrizes ambientais: uma revisão sob a perspectiva da ISO  
24187:2023

Trabalho de conclusão de curso  
apresentado ao Departamento de  
Química da Universidade Federal  
de São Carlos, para obtenção do  
título de Bacharel em Química

Orientador(a): Profa. Dra. Roberta Cerasi Urban



**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA (DQ)**

Rod. Washington Luís km 235 - SP-310, s/n - Bairro Monjolinho, São Carlos/SP, CEP 13565-905  
Telefone: (16) 33518206 - <http://www.ufscar.br>

DP-TCC-FA nº 38/2025/DQ/CCET/R

**Graduação: Defesa Pública de Trabalho de Conclusão de Curso**

**Folha Aprovação (GDP-TCC-FA)**

**FOLHA DE APROVAÇÃO**

**GIOVANA GOMES COSTA**

**METODOLOGIAS PARA PREPARO E ANÁLISE DE MICROPLÁSTICOS EM MATRIZES AMBIENTAIS: UMA REVISÃO  
SOB A PERSPECTIVA DA ISO 24187:2023**

**Trabalho de Conclusão de Curso**

**Universidade Federal de São Carlos – Campus São Carlos**

São Carlos, 03 de dezembro de 2025

**ASSINATURAS E CIÊNCIAS**

Cargo/Função	Nome Completo
Orientador	Profa Dra. Roberta Cerasi Urban
Membro da Banca 1	MSc. Gabriel Marcondes Ferraz
Membro da Banca 2	MSc. Thais Rodrigues



Documento assinado eletronicamente por **Ricardo Samuel Schwab, Professor(a)**, em 04/12/2025, às 07:48, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufscar.br/autenticacao>, informando o código verificador **2095366** e o código CRC **38222DD2**.

**Referência:** Caso responda a este documento, indicar expressamente o Processo nº 23112.001933/2024-38

SEI nº 2095366

“E eu sei que tudo ficará bem.  
Basta fechar os olhos e enxergar.  
Estarei ao seu lado sempre que precisar de mim.”

— One Direction

## **AGRADECIMENTOS**

Não há palavras suficientes para expressar minha gratidão à minha mãe, Sandra, e à minha avó, Lázara. Vocês são a base de tudo. Sob muito sol, elas fizeram-me chegar até aqui, na sombra. Muito obrigada por cada gesto de apoio, carinho e amor incondicional.

Minha profunda gratidão à minha orientadora, Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Roberta Cerasi Urban. Agradeço sinceramente pela oportunidade, pela paciência em conduzir minha formação e pelo apoio constante. Além disso, agradeço ao Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, pela parceria e amizade.

Agradeço à banca, composta por Gabriel Ferraz e Thaís Rodrigues, pela oportunidade.

Agradeço imensamente a Yumi, Daniela, Anna e Lara, cujo companheirismo e presença constante tornaram os momentos finais deste percurso mais tranquilos e acolhedores. Agradeço imensamente pela amizade, apoio, pelos necessários puxões de orelha e, principalmente, pelo colo amigo que me amparou.

Ao Gabriel A., minha sincera gratidão pelo apoio, cuidado e amizade dedicados. Sua importância em minha jornada é inegável, e agradeço por ter estado ao meu lado em momentos importantes.

Agradeço à Associação Atlética Acadêmica da UFSCar pelo aprendizado, crescimento e pela família que me trouxe. A diferença que esse projeto de extensão fez na minha graduação é imensurável. Mas, especialmente, agradeço à Pasta de Produtos. Vocês me fizeram entender o que é ter uma parceria que vai além da pasta, me fizeram crescer e me sentir pertencente; sou eternamente grata.

E, por fim, agradeço a todos aqueles que não foram mencionados, mas que fizeram parte. Sou moldada por cada um que esteve comigo durante esse período.

## RESUMO

A revolução industrial impulsionada pelos plásticos transformou a sociedade ao consolidar uma nova referência de materiais sintéticos, cuja versatilidade, baixo custo e ampla aplicabilidade remodelaram os processos industriais, os padrões de consumo e as dinâmicas socioambientais. Contudo, esse avanço tecnológico foi acompanhado por consequências ambientais significativas, uma vez que a elevada durabilidade que conferiu valor econômico aos plásticos também os tornou extremamente persistentes no ambiente, favorecendo o acúmulo de resíduos e contribuindo para o agravamento da poluição plástica em escala global. Deste cenário, destacam-se os microplásticos (MPs), partículas com dimensões entre 5 mm e 1 µm. Atualmente, os MPs configuram um problema ambiental e de saúde pública em escala global, devido à sua presença ubíqua no solo, na atmosfera, nos ecossistemas aquáticos e até em tecidos humanos. Um dos principais desafios associados a esse tema é a falta de padronização que dificulta a comparação de dados entre diferentes estudos. Sendo assim, o trabalho tem como objetivo realizar uma revisão bibliográfica crítica das metodologias para preparo e análise de microplásticos em matrizes ambientais, avaliando-as sob a perspectiva das diretrizes estabelecidas pela ISO 24187:2023, norma da Organização Internacional de Normalização que define princípios e requisitos mínimos para a análise de microplásticos no ambiente. A análise evidenciou que, embora a norma não estabeleça um único método analítico, ela fornece um referencial essencial para a validação, o controle de qualidade e o reporte de dados. As técnicas espectroscópicas (FTIR e Raman) e térmicas (Py-GC-MS) apresentam capacidades complementares que atendem a diferentes requisitos da ISO 24187:2023. Nesse contexto, o preparo de amostras permanece como um dos principais desafios analíticos, reforçando a necessidade de critérios bem definidos e de integração entre a norma e a literatura científica existente.

**Palavras-chave:** Microplásticos; Métodos analíticos; Preparo de amostras; ISO 24187:2023; Padronização.

## ABSTRACT

The industrial revolution driven by plastics transformed society by establishing a new standard for synthetic materials, whose versatility, low cost, and wide applicability reconfigured industrial processes, consumption patterns, and socio-environmental dynamics. However, this technological advancement was accompanied by significant environmental consequences, as the high durability that granted economic value to plastics also made them extremely persistent in the environment, favoring waste accumulation and contributing to the worsening of plastic pollution on a global scale. Within this scenario, microplastics (MPs) stand out as particles with dimensions between 5 mm and 1  $\mu\text{m}$ . Currently, MPs represent a global environmental and public health problem due to their ubiquitous presence in soil, the atmosphere, aquatic ecosystems, and even human tissues. One of the main challenges associated with this topic is the lack of standardization, which makes it difficult to compare data across different studies. Therefore, this work aims to conduct a critical literature review of the methodologies used for the preparation and analysis of microplastics in environmental matrices evaluating them through the perspective of the guidelines established by ISO 24187:2023, International Organization for Standardization's standard that defines principles and minimum requirements for microplastic analysis in the environment. The analysis revealed that, although the standard does not dictate a single analytical method, it provides an essential framework for validation, quality control, and data reporting. Spectroscopic (FTIR and Raman) and thermal (Py-GC-MS) techniques offer complementary capabilities that meet various requirements of ISO 24187:2023. In this context, sample preparation remains one of the primary analytical challenges, reinforcing the need for well-defined criteria and the integration between the standard and existing scientific literature.

**Keywords:** Microplastics; Analytical methods; Sample preparation; ISO 24187:2023; Standardization.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 01:</b> Estruturas químicas dos microplásticos predominantemente determinados em matrizes ambientais	4
<b>Figura 02:</b> Processos de transporte de macro e microplásticos terrestres de fontes continentais para o oceano via rios	8
<b>Figura 03:</b> Vias de exposição dos seres humanos aos microplásticos	13
<b>Figura 04:</b> Microscópio estereoscópico	20
<b>Figura 05:</b> Câmara de Neubauer	21
<b>Figura 06:</b> Esquema básico da espectroscopia infravermelha.	22
<b>Figura 07:</b> <i>Layout</i> de um interferômetro de Michelson básico	23
<b>Figura 08:</b> Esquema do princípio de funcionamento da espectroscopia FTIR, com destaque para o percurso óptico dos feixes, os componentes instrumentais e a formação do interferograma.	23
<b>Figura 09:</b> Esquema das transições envolvidas no espalhamento Raman, incluindo os processos Rayleigh, Stokes e Anti-Stokes e seus respectivos níveis de energia.	25
<b>Figura 10:</b> Esquema da análise de Raman	26
<b>Figura 11:</b> Espectros Raman de PET, HDPE, PP e LDPE de cor vermelha e a taxa de correspondência ( <i>Match Score</i> ) reportada.	27
<b>Figura 12:</b> Sistema de cromatografia gasosa acoplada ao espectro de massas	30

## **LISTA DE TABELAS**

<b>Tabela 01:</b> Descrição das características morfológicas dos microplásticos majoritariamente encontrados no meio ambiente .....	5
<b>Tabela 02:</b> Visão geral de métodos selecionados de análise de microplásticos especificados na ISO 24187 .....	32

## **LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURA**

ATR - Attenuated Total Reflectance (Reflexão Total Atenuada)

CG - Cromatografia Gasosa

EPS - Poliestireno Expandido

ETAR - Estação de Tratamento de Águas Residuais

FTIR - Fourier Transform Infrared Spectroscopy (Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier)

HDPE - High-Density Polyethylene (Polietileno de Alta Densidade)

ISO - International Organization for Standardization

IV - Infravermelho

LDPE - Low-Density Polyethylene (Polietileno de Baixa Densidade)

MP - Microplásticos

MNP - Micro e Nanoplásticos

NP - Nano Plásticos

PA - Poliamida

PE - Polietileno

PET - Polietileno Tereftalato

PMMA - Polimetilmetacrilato

PP - Polipropileno

PS - Poliestireno

Py-GC-MS - Pirólise acoplada à Cromatografia Gasosa/Espectrometria de Massas

QA/QC - Quality Assurance / Quality Control (Garantia e Controle de Qualidade)

TRWP - Tire and Road Wear Particles (Partículas de desgaste de pneus e estradas)

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

UV - Ultravioleta

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS</b>	<b>3</b>
<b>3. MICROPLÁSTICOS: CONCEITOS E IMPORTÂNCIA</b>	<b>3</b>
3.1 Definição e classificação	3
3.2. Fontes e transporte do microplástico	6
3.3. Impactos ecológicos	9
3.3.1 Impactos ecológicos no solo	9
3.3.2 Impactos ecológicos nos ecossistemas aquáticos	11
3.3.3 Impactos ecológicos na atmosfera	12
3.4. Impactos à saúde humana	13
<b>4. METODOLOGIAS PARA PREPARO E ANÁLISE: A PERSPECTIVA DA ISO 24187:2023</b>	<b>16</b>
4.1. Introdução à ISO 24187: Contexto e Requisitos Gerais	16
4.2. Preparo de Amostras e Requisitos da Norma	17
4.2.1. Etapas Físicas e Mecânicas (Coleta, Secagem, Moagem, Filtração)	17
4.2.2. Remoção de Matéria Inorgânica (Separação Densimétrica)	18
4.2.3. Remoção de Matéria Orgânica e Extração Final	19
4.3. Técnicas de Caracterização: FTIR, Raman e Py-GC-MS	20
4.3.1. Triagem Inicial	20
4.3.2. Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)	22
4.3.3. Espectroscopia Raman	25
<b>5. CONCLUSÃO</b>	<b>34</b>
<b>6. REFERÊNCIAS</b>	<b>36</b>

# 1. INTRODUÇÃO

Desde as primeiras sínteses no século XX, e posterior expansão durante a Segunda Guerra Mundial, o plástico tem se consolidado como um dos materiais mais revolucionários da sociedade moderna. Sua versatilidade, durabilidade e baixo custo impulsionaram a produção global, sendo de aproximadamente 430 milhões de toneladas anuais (UNEP, 2023). No entanto, o exorbitante consumo e o descarte sem gerenciamento o tornaram uma ameaça ambiental de grandes proporções. Em 2019, pesquisadores estimaram que 15 milhões de toneladas de resíduos plásticos são descartadas nos oceanos anualmente (Forrest et al., 2019). Além disso, uma projeção alerta que, se as tendências atuais de produção e descarte de plásticos se mantiverem, os oceanos poderão conter maior massa de plástico que de peixes até 2050, um cenário alarmante que enfatiza a necessidade de ações imediatas (*The Ellen MacArthur Foundation* (2019)).

No ambiente, esses resíduos podem sofrer fragmentação e/ou degradação, mediante a ação de processos físico-químico-biológicos, resultando na formação de micropartículas denominadas microplásticos (MPs). As características dessas partículas fazem com que sejam consideradas não biodegradáveis no meio ambiente, a menos que haja condições ideais ou forçadas para a degradação (Goel et al., 2021). Além disso, possuem a capacidade de sorver contaminantes químicos e biológicos, atuando como vetores de transporte para sistemas aquáticos, solos e atmosfera (Lina et al., 2021; Lane et al., 2023).

A ubiquidade dos MPs pode acarretar múltiplos impactos nos compartimentos ambientais. No solo, afetam fisicamente e quimicamente suas propriedades, como a porosidade e pH, além de causar outros danos no contexto agrícola (Joos and De Tender, 2022; Tang, 2020). Como exemplos podem ser citados prejuízos no desenvolvimento das plantas, como o impedimento do crescimento das raízes, a germinação reduzida de sementes e redução na produtividade de grãos e no número de grãos por planta, juntamente com o crescimento das comunidades microbianas presentes no solo e alterações das atividades enzimáticas em nível celular podendo

causar genotoxicidade e danos oxidativos (Tang, 2020; Fanrong et al., 2021; Joos and De Tender, 2022; Jia et al., 2023).

Em ambientes aquáticos, os MPs podem ser ingeridos e, conseqüentemente, introduzidos na cadeia trófica dos organismos (Rochman et al., 2022; Soegianto et al., 2025). Isto além de causar déficit de nutrientes e lesões, permite disponibilizar compostos e elementos potencialmente tóxicos para animais aquáticos e, dado que atuam como carreadores após sorção das substâncias (Rochman et al., 2022; Soegianto et al., 2025).

Na atmosfera, MPs de pequena densidade e dimensões podem ser suspensos nas correntes de ar, sendo transportados por longas distâncias. Durante esse trajeto, esses materiais são passíveis de inalação, penetrando no sistema respiratório, e a depender da composição, evitam mecanismos de depuração, persistem nas vias aéreas e causam problemas respiratórios assim como outros impactos (Fan 2023; Gasperi et al., 2018; Prata et al., 2020).

Cabe citar aqui que a ingestão e a inalação desses poluentes acarretam sérias preocupações, dado que estudos emergentes demonstram o acúmulo de MPs nos fígados, rins e cérebros humanos, além de translocação entre os órgãos, sendo as conseqüências a curto e longo prazo desconhecidas (Li et al., 2023).

Dado o aumento das preocupações e das pesquisas sobre microplásticos, emerge a necessidade do desenvolvimento de metodologias avançadas e padronizadas para o preparo e análise de amostras ambientais, a fim de obter resultados mais consistentes e confiáveis. A diversidade metodológica atualmente utilizada, resulta em dados que frequentemente acarreta dificuldade na comparação dos resultados, avaliação da extensão do problema, e na formulação de políticas públicas eficazes para a gestão de resíduos plásticos. Visando solucionar este problema, com a padronização das metodologias relacionadas a determinação de MPs em amostras ambientais foi publicada recentemente uma norma da Organização Internacional de Normalização: a ISO - 24187:2023 *Principles for the Analysis of Microplastics Present in the Environment* (Princípios para a análise de microplásticos presentes no ambiente). A norma expõe a necessidade de uma padronização, e estrutura as principais etapas envolvidas na determinação destes materiais: como a amostragem, o preparo das amostras, a

identificação e a quantificação. Contudo, ao invés de apresentar um único método, esta demonstra diversas abordagens com seus prós e contras, fornecendo diretrizes gerais para que seja possível selecionar a melhor metodologia com base no objetivo do estudo. Portanto, a norma ISO 24187:2023 é um marco fundamental no estabelecimento de um consenso científico e metodológico, os quais ainda devem ser melhor avaliados considerando as diversas realidades de pesquisa e monitoramento e suas limitações. Diante deste contexto o presente trabalho busca responder: Como as metodologias de preparo e análise de microplásticos descritas na literatura se comparam com as diretrizes estabelecidas pela norma ISO 24187, e quais são os principais desafios e benefícios de sua adoção para a padronização e confiabilidade dos resultados?

## **2. OBJETIVOS**

Esse trabalho tem como objetivo revisar as metodologias utilizadas no preparo e análise de microplásticos em diferentes matrizes ambientais, considerando a literatura científica e orientações técnicas: a ISO 24187:2023. Cabe destacar que o desafio da determinação dos microplásticos no ambiente é uma questão atual, e que esta revisão é necessária para permitir a padronização, viabilizando a comparação dos resultados e a realização de análises globais, e estabelecer diretrizes e metodologias que otimizem o tempo e o trabalho dos pesquisadores.

Como objetivo específico pode ser citada a comparação das aplicações, vantagens e limitações das metodologias reportadas na literatura científica (Raman, espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier e Pirólise acoplada a cromatografia gasosa com espectrometria de massas), com as recomendações da norma ISO 24187.

## **3. MICROPLÁSTICOS: CONCEITOS E IMPORTÂNCIA**

### **3.1 Definição e classificação**

O termo microplástico foi introduzido na literatura em 2004 por Thompson e colaboradores, mas sua definição tem sido alterada significativamente ao longo dos anos. Atualmente, a norma ISO 24187:2023 estabelece duas faixas dimensionais principais: a primeira para microplásticos grandes, que compreende partículas com qualquer dimensão entre 1 mm e 5 mm; e a segunda para microplásticos com dimensões entre 1 µm e 1000 µm. Entretanto, a nomenclatura mais comumente usada determina

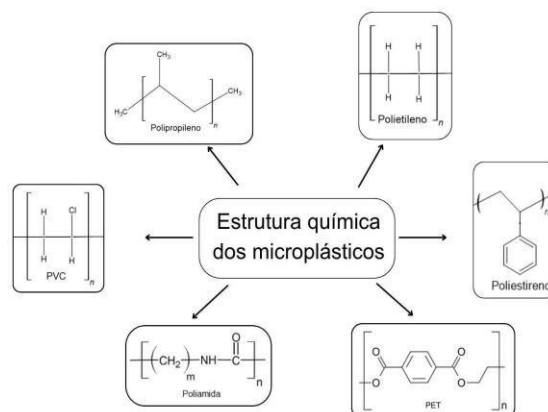
como microplásticos (MPs) partículas entre 5 mm e 1 µm, enquanto partículas menores que 1 µm são denominadas como nanoplásticos (NPs) (Costa et al., 2016; Gigault et al., 2018).

Em termos de origem, estas partículas sintéticas são classificadas em duas categorias: MPs primários e secundários. Os primários são aqueles produzidos intencionalmente em escala micrométrica para aplicações comerciais e industriais, como cosméticos e *pellets* plásticos. Já os secundários são resultantes da fragmentação e degradação ambiental de resíduos plásticos maiores, tal como fotodegradação pela radiação ultravioleta e a ação hidrodinâmica das ondas marinhas (Song et al., 2024; Shen et al., 2020).

Os MPs podem ainda ser classificados segundo suas composições químicas, morfologias e cores, sendo que os dados frequentemente apresentados na literatura científica refletem, majoritariamente, os prevalentes em amostras ambientais.

Neste contexto, os polímeros a base de petróleo predominantemente determinados são o polietileno (PE), o polipropileno (PP), a poliamida (PA), o poliestireno expandido (EPS), o polietileno tereftalato (PET), e o policloreto de vinila (PVC) (Mutmainna et al., 2024). Estruturalmente, PE e PP são polímeros semicristalinos, enquanto PVC, EPS e PET são classificados como amorfos (Figura 01).

**Figura 01:** Estruturas químicas dos microplásticos predominantemente determinados em matrizes ambientais



**Fonte:** Adaptado de ASHRAFY et al., 2023.

Morfológicamente, os MPs apresentam múltiplas formas, variando entre esféricas a fragmentos filamentosos. Tais morfologias permitem identificar o comportamento de cada MP no meio ambiente. É possível caracterizar cinco formas que prevalecem no ambiente: fibras, fragmentos, espumas, microesferas e filmes (Free et al., 2014). Essas formas são detalhadamente descritas na Tabela 01.

**Tabela 01:** Descrição das características morfológicas dos microplásticos majoritariamente encontrados no meio ambiente.

<b>Descrição</b>	<b>Características</b>
Fibras e/ou Filamentos	Partícula com longo material fibroso que possui seu comprimento maior que sua largura.
Fragmentos	Partículas com formato e bordas irregulares com possível origem na fragmentação de partículas maiores.
Espumas	Partícula quase esférica ou granular, que se deforma facilmente sob pressão.
Microesferas	Partícula dura com formato esférico, liso ou angular.
Filmes	Partícula plana e flexível com bordas lisas ou angulares.

**Fonte:** GESAMP, 2019

Complementarmente à morfologia e composição, a cor dos MPs atua como um forte indicador do produto plástico original. As cores mais usualmente observadas em estudos ambientais são branco, preto, azul, amarelo, vermelho e verde (Hernández-Fernández et al., 2023). Entretanto, em grande parte dos estudos, as cores visualizadas podem ser diferentes das originais, devido aos processos de degradação e oxidação. Além disso, partículas transparentes e menores e que 800 µm representam um problema significativo, visto que podem não ser identificadas. Apesar dessa e outras limitações, a caracterização conjunta de composição, morfologia e cor é fundamental não apenas para identificar o polímero, mas também para investigar sua procedência, fornecendo dados essenciais para desenvolver estratégias de mitigação.

### **3.2. Fontes e transporte do microplástico**

A crescente importância dos microplásticos e seus impactos têm impulsionado a pesquisa recente. Avaliar a origem dos MPs e entender o transporte e a dispersão

dessas partículas entre os vários compartimentos ambientais e no globo permite uma maior eficácia no desenvolvimento de estratégias de mitigação.

Os microplásticos presentes no ambiente têm origem em diversas fontes terrestres, associadas tanto a atividades agrícolas quanto urbanas e industriais. No contexto agrícola, podem ser gerados a partir da degradação de materiais como filmes plásticos utilizados para cobertura morta (*mulching*), coberturas de estufas, recipientes de silagem e estruturas de cultivo. Contudo, essas não são as únicas fontes relevantes: o desgaste de pneus, a deposição de resíduos provenientes de áreas urbanas, lixões não planejados, poeira de rua, resíduos de construção civil, fibras sintéticas liberadas durante a lavagem de roupas e efluentes transportados por eventos de drenagem e inundações também contribuem significativamente para a entrada de MPs nos ecossistemas (FAO, 2021; Rashid et al., 2025).

No Brasil aproximadamente 35 mil hectares são cobertos por estufas, além de 100 mil hectares que utilizam a técnica do *mulching* (Bliska, 2025). Esta extensão indica um vasto potencial para a geração de MPs, o qual ainda não é conhecido. No entanto, as emissões já foram estudadas em outras regiões, por exemplo no sudeste da Espanha (Nuñez-Rubio et al., 2025). Nessa que concentra cerca de 370 km<sup>2</sup> de estufas, a concentração total de MPs foi de 1,4 MPs g<sup>-1</sup> de solo seco. Ao aplicar uma abordagem geométrica para estimar a massa individual das partículas, os autores determinaram uma concentração média de 39 mg kg<sup>-1</sup>, com valores variando entre 11 e 50 mg kg<sup>-1</sup> (Nuñez-Rubio et al., 2025).

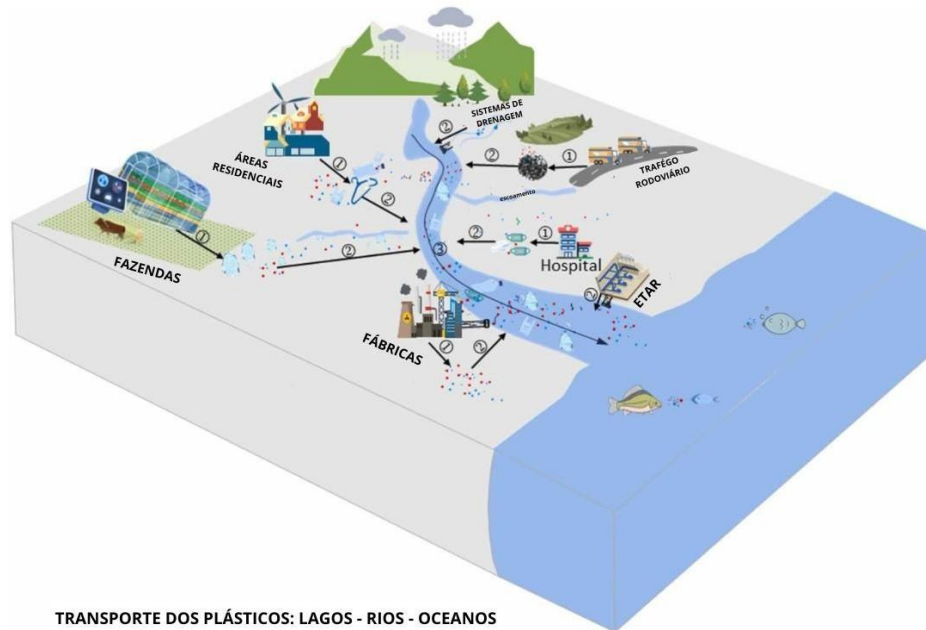
Outra fonte significativa de contaminação, conforme supracitado, são as partículas de desgaste de pneus e estradas (TRWP), geradas a partir do contato entre o pneu e a superfície da estrada durante a condução, aceleração e frenagem. Essas partículas heterogêneas são constituídas por pneus e material da estrada desgastados. Um estudo de Baensch-Baltruschat et al. (2020) realizado em diversos países do mundo, demonstrou emissões de partículas de pneus de 0,2 a 5,5 kg per capita<sup>-1</sup>, com um valor global médio de 0,8 kg per capita<sup>-1</sup>. A maior fração destas partículas é transportada pelas águas e os solos, e apenas 0,1 - 10% da massa é transportada pelo ar. Quando avaliadas as emissões globais, são estimadas aproximadamente 3,4 milhões de ton ano<sup>-1</sup>, sendo

cerca de 1,3 milhões de ton ano<sup>-1</sup> da Europa e 1,1 a 1,8 milhões de ton ano<sup>-1</sup> dos EUA (Baensch-Baltruschat et al., 2020).

A presença de MPs em águas residuais e lodo de estações de tratamento (ETAR's) também tem sido amplamente relatada na literatura, e revelam variações significativas nas concentrações e composições. Estudos realizados em diversos países, como China, Itália, Finlândia, Espanha e Reino Unido, indicam que a concentração de MPs pode variar de 1,2 a 2.102 partículas L<sup>-1</sup> no afluente e de 0,002 a 13,2 partículas L<sup>-1</sup> no efluente, dependendo do tipo de tratamento e da origem das águas residuais (Zhang et al., 2018; Magni et al., 2019; Franco et al., 2020; Salmi et al., 2021; Consulo et al., 2021). Fatores como densidade populacional, urbanização, atividades industriais e métodos analíticos utilizados influenciam diretamente essas variações. Nos lodos, dado que grande parte dos MPs é retida nesta fração durante o processo de tratamento, os valores variam entre 510 e 495.000 partículas kg<sup>-1</sup> de peso seco, com concentração média global de MPs no lodo de aproximadamente 271 partículas kg<sup>-1</sup>. Essa retenção está associada aos mecanismos de sedimentação, filtração e degradação biológica empregados nas ETAR's. Cabe destacar que, o destino desse lodo, frequentemente utilizado como fertilizante agrícola ou matéria-prima industrial, representa uma importante via de reintrodução de MPs no ambiente. Assim, o lodo de esgoto emerge como um dos principais vetores de dispersão desses contaminantes, o que reforça a necessidade de padronização dos métodos de amostragem e monitoramento contínuo de sua presença em águas residuais e lodos (Arab et al., 2024).

A maior parte dos resíduos plásticos é, conforme demonstrado, gerada e descartada em ambientes terrestres antes de atingir ambientes aquáticos (Figura 02). Estima-se que cerca de 75% dos plásticos nos oceanos tiveram origem terrestre, enquanto apenas 25% são provenientes de atividades marinhas diretas, como a pesca ou o descarte em alto-mar (Li et al., 2016). Essa proporção reforça a interconexão dos ambientes e o papel central das fontes terrestres no transporte global de MPs.

**Figura 02:** Processos de transporte de macroplásticos e microplásticos terrestres de fontes continentais para o oceano



**Fonte:** WANG, Teng *et al.* (2024)

Dessa forma, a análise das principais fontes revela que os MPs não possuem uma origem isolada, mas sim uma matriz complexa onde diversas atividades humanas estão interligadas. A persistência, a ubiquidade e a interconexão dessas vias de dispersão garantem que os microplásticos se tornem amplamente disponíveis para interação com a biota em diferentes níveis tróficos, podendo causar danos agudos ou crônicos, o que justifica a análise aprofundada de seus impactos ecológicos.

### 3.3. Impactos ecológicos

#### 3.3.1 Impactos ecológicos no solo

Os microplásticos não são apenas contaminantes inertes, mas também atuam como vetores de toxicidade no ambiente, apresentando impactos ecológicos complexos. No solo, na atmosfera e nos ecossistemas aquáticos, esses contaminantes provocam uma série de efeitos que vão além da simples presença física, sendo a magnitude desses impactos diretamente dependente do tipo, da concentração e das características do polímero.

No contexto do solo, a contaminação manifesta-se por meio de duas vias principais: pelos efeitos tóxicos intrínsecos das partículas (lixiviação de aditivos) ou pela sua notável

capacidade de adsorver e transportar outras substâncias nocivas, resultando em efeitos combinados de poluição (Zhang et al., 2022; Hasan et al., 2024). A presença de MPs altera as propriedades físico-químicas e biológicas do solo, interferindo diretamente em sua estrutura e funcionalidade (Mondol et al., 2025).

Do ponto de vista físico, as partículas de microplásticos afetam principalmente a densidade aparente do solo de acordo com sua classificação, dada sua composição e densidade geralmente inferior à dos minerais naturais. Essa alteração da densidade faz, majoritariamente, com que a penetração das raízes diminua e a capacidade de retenção de água aumente, resultando em maior aeração na maior parte das vezes (Ingraffia et al., 2022; Islam et al., 2023). A presença de MPs em solos arenosos influenciam na permeabilidade e preservação da água, enquanto o solo argiloso encolhe junto com as rachaduras durante o processo de evaporação (Machado et al., 2018; Kirstein et al., 2016). Do mesmo modo, influenciam a capacidade de retenção de água, em função do tamanho, concentração e tipo de polímero. Estudos demonstram que a presença de microplásticos modifica as propriedades hidráulicas ao preencher os poros do solo, o que conseqüentemente reduz o volume de ar (Guo et al., 2022). A adição de microplásticos reduz a capacidade de infiltração, possivelmente devido ao deslocamento dos macroporos preexistentes. Essa alteração também acelera a evaporação da água e favorece o surgimento de rachaduras na superfície do solo, comprometendo sua integridade estrutural (Wan et al. 2019).

Quimicamente, a presença de microplásticos no solo pode alterar suas propriedades, incluindo o pH, sendo observado que, à medida que o pH aumenta, a capacidade de sorção tende a diminuir (Hüffer et al., 2018). Esses efeitos estão relacionados à quantidade de carbono orgânico no solo (SOC), uma vez que os microplásticos podem influenciar negativamente esse componente. As características dos microplásticos juntamente com atributos do solo e condições experimentais, influenciam os componentes do carbono no solo. Estudos indicam um aumento significativo no carbono orgânico do solo, no entanto, embora o aumento do SOC seja geralmente desejável, o aumento relatado na presença de microplásticos requer cautela na interpretação, pois o material adicionado (os MPs) é uma fonte de carbono que pode mascarar o efeito real sobre o carbono orgânico natural do solo (Xiang et al., 2024). Ademais, a adsorção de componentes químicos por MPs é um mecanismo fundamental que afeta o solo,

transformando-os em vetores de transporte de poluentes, o que pode levar a uma série de impactos negativos e combinados no ecossistema terrestre, principalmente nos impactos biológicos.

Os impactos biológicos surgem como respostas diretas e indiretas às alterações físicas e químicas induzidas pelos MPs. Estudos feitos a partir do poliestireno concluíram que a presença dele no solo fez com que o pH diminuísse, prejudicando o desenvolvimento do milho (Rassei, 2025). Um outro estudo experimental realizado por Qi et al. (2018), demonstra que parâmetros de desempenho das plantas (por exemplo, a área foliar) diminuíram na presença de resíduos plásticos biodegradáveis. As substâncias tóxicas transportadas pelos MPs podem afetar negativamente as raízes das plantas ou os seus simbiontes. Poluentes adsorvidos podem causar danos histopatológicos e alteração de atividades metabólicas em organismos. A presença de microplásticos também apresentam risco para a fauna do solo. Os MPs reduzem drasticamente o crescimento e a reprodução da fauna local (nematóides, colêmbolos e anelídeos), ao mesmo tempo em que aumentam significativamente a biomassa de micróbios do solo (Rilling et al., 2019).

### **3.3.2 Impactos ecológicos nos ecossistemas aquáticos**

Os microplásticos (MPs) estendem seus impactos com consequências significativas por todos os ecossistemas aquáticos, abrangendo tanto ambientes de água doce quanto água salgada. Embora o ambiente marinho, por ser o destino final dos fluxos hídricos e concentrar a maior parte da pesquisa histórica, apresenta maior volume de dados, os impactos fundamentais são compartilhados entre ambos os sistemas.

Ao se falar de impactos físicos, temos a sua distribuição a partir da densidade. Polímeros de baixa densidade flutuam na superfície do mar, representando mais de 70% dos MPs flutuantes, enquanto polímeros de alta densidade tendem a afundar, afetando o fundo do mar e os organismos que nele vivem (Issac et al., 2021). A fragmentação é outro fator físico crítico. MPs reduzidos a tamanhos menores que 20  $\mu\text{m}$ , por abrasão ou irradiação UV, apresentam um alto potencial de dano, pois são capazes de atravessar membranas celulares dos animais locais (Kye et al., 2023).

Assim como no solo, os microplásticos atuam como vetores de transportes, alterando as propriedades químicas da água ao adsorver poluentes orgânicos persistentes (POP's) e metais pesados, devido à sua hidrofobicidade e grande área de superfície causando efeitos tóxicos complexos (Zhu et al., 2019).

Esses fatores físico-químicos influenciam diretamente as interações ecológicas e a dinâmica trófica nos ecossistemas aquáticos. Diversos organismos, como zooplâncton, moluscos, peixes e outros invertebrados, podem captar ou ingerir microplásticos, seja por filtragem, retenção passiva ou confusão com alimento, dependendo de suas estratégias alimentares. Microplásticos com dimensões semelhantes às de presas naturais, como o zooplâncton (aproximadamente 0,335 a 1 mm), podem aumentar a probabilidade de interação e captura por peixes, o que, dependendo da espécie e do tipo de partícula, pode resultar em efeitos fisiológicos, incluindo alterações nos sistemas digestivo, metabólico ou neurológico (Rose et al., 2019). Estudos indicam que partículas plásticas podem aumentar a biodisponibilidade de compostos como o bisfenol A (BPA), contribuindo para potenciais efeitos neurotóxicos em peixes (Chen et al., 2017). Evidências também mostram que microplásticos pretos adsorvem maiores concentrações de Bifenilas Policloradas e Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos, e que partículas na forma de fibras tendem a ser mais tóxicas do que fragmentos ou microesferas (Qiao et al., 2019). Além disso, a exposição a nanopartículas plásticas e BPA intensificou efeitos neurotóxicos em peixes-zebra, alterando biomarcadores ligados ao sistema nervoso central e ao sistema dopaminérgico.

A ingestão de microplásticos tem sido associada à redução na ingestão alimentar, resultando em desnutrição, déficit energético, atraso no desenvolvimento e alterações comportamentais em diversos organismos aquáticos (Kye et al., 2023). Em ostras, microplásticos de poliestireno comprometem a reprodução, reduzindo a produção de ovos e diminuindo a motilidade espermática. Em copépodes, como *Calanus helgolandicus*, a exposição a MPs de PS pode reduzir em até 40% a biomassa de carbono, evidenciando rápida mobilização e consumo de reservas lipídicas, o que prejudica o crescimento e leva à mortalidade. A exposição prolongada também resulta em ovos menores e com menor taxa de eclosão (Issac et al., 2021).

Apesar da unificação dos mecanismos, o ecossistema de água doce exibe particularidades, o que contrasta com a escassez de pesquisas existentes. Por ser o caminho inicial da contaminação, é mais sensível ao ambiente circundante. Estudos indicam, por exemplo, que eventos climáticos como chuvas fortes e inundações podem aumentar drasticamente a abundância de MPs, introduzindo poluentes terrestres e a ressuspensão depositados no leito (Jolaosho et al., 2025). Nesses ambientes, os MPs em forma de fibra são a morfologia dominante encontrada em ambientes de água doce, muitas vezes provenientes de efluentes de esgoto e tecidos.

### 3.3.3 Impactos ecológicos na atmosfera

Por fim, os microplásticos também apresentam um potencial de impacto significativo na atmosfera, um compartimento cujas pesquisas estão em constante crescimento. O impacto ambiental dos MPs na atmosfera é impulsionado principalmente pelo seu transporte de longo alcance e seu papel como vetor de contaminação para ecossistemas terrestres e aquáticos. Um estudo recente, realizado por Ferraz e colaboradores (2024) em uma escola no interior de São Carlos, São Paulo, forneceu dados importantes sobre as concentrações de microplásticos na atmosfera local. Nesse contexto, a concentração variou consideravelmente: no ambiente externo (*outdoor*), as concentrações variaram até  $163,08 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , com uma média de  $58,87 \pm 43,33 \text{ itens m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  para partículas não fibrosas e  $0,53 \pm 0,74 \text{ itens m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  para fibrosas. Em contraste, no ambiente interno (*indoor*), a média foi de  $25,18 \pm 20,74 \text{ itens m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  para não fibrosas, mas apresentou uma abundância significativamente maior de fibras ( $12,82 \pm 7,44 \text{ itens m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) em comparação com o ambiente externo. Embora as concentrações máximas de MPs (fragmentos e fibras combinados) tenham sido observadas no exterior, a alta presença de fibras no *indoor* ressalta a importância das fontes internas, como o desgaste de têxteis.

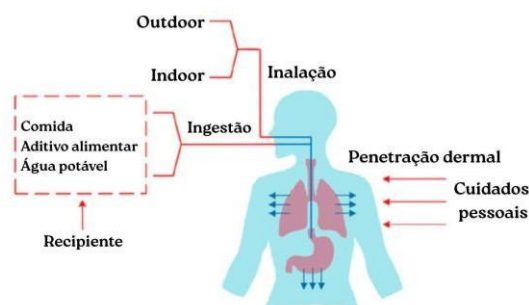
Os microplásticos demonstram um potencial significativo para o transporte atmosférico de longa distância, o que permite que a poluição por MPs alcance áreas geográficas vastas. O deslocamento de partículas já foi evidenciado por Allen e colaboradores (2019) em distâncias superiores a 100 km. O transporte atmosférico é responsável pela deposição de MPs em locais tidos como intocáveis pela ação humana. Estudos identificaram MPs atmosféricos em áreas como as Montanhas dos Pireneus e a deposição de microplásticos em geleiras nos Alpes italianos (Allen et al., 2019; Parolini

et al., 2021). Esses MPs, quando sedimentados, podem permanecer por anos, havendo potencial para persistência a longo prazo desses materiais. As geleiras podem ter acumulado uma quantidade desconhecida de plástico desde a década de 1950, quando o plástico começou a ser liberado no meio ambiente (Ambrosini et al., 2019). A velocidade e direção do vento, as correntes ascendentes/descendentes e a erosão eólica também são fatores meteorológicos importantes que determinam a rota e a taxa de deposição dos microplásticos (Zhang et al., 2020). Portanto, o transporte atmosférico demonstra a interconexão da poluição por microplásticos, funcionando como o principal meio de deposição e reintrodução dessas partículas em ecossistemas terrestres e aquáticos. Sua dispersão global e posterior retorno aos biomas evidenciam que a ameaça dos microplásticos é sistêmica, reforçando a necessidade urgente de mitigar suas fontes e aprimorar as estratégias de controle ambiental.

### 3.4. Impactos à saúde humana

A onipresença dos microplásticos nos ecossistemas garante uma inevitável transferência para a cadeia trófica humana. As principais vias de exposição para o ser humano são: ingestão, inalação e contato dérmico, conforme demonstrado na Figura 3.

**Figura 03.** Vias de exposição dos seres humanos aos microplásticos.



**Fonte:** Anqi et al., 2023

Estudos indicam que o trato gastrointestinal é a principal via de ingestão de microplásticos atualmente, visto que microplásticos foram encontrados em frutos do mar, açúcar, sal, mel, álcool, água de torneira e engarrafada (Cox et al., 2019). Estima-se que os humanos consumam entre 39 mil e 52 mil microplásticos por ano (Cox et al.,

2019). Em um ranking mundial de ingestão de microplásticos, a Indonésia lidera com 15 gramas por mês, ou seja, mais de uma colher de sopa de plástico ingerida per capita. A Malásia, com 12 gramas por mês, ocupa o segundo lugar, enquanto o Vietnã e as Filipinas registraram um consumo de 11 gramas de microplástico por pessoa por mês (Zhao et al., 2024). Pesquisadores atribuem a alta ingestão de microplásticos em países do Sudeste Asiático a dietas ricas em frutos do mar. A vida marinha frequentemente confunde plástico com alimento, que então se acumula em seus corpos. Em média, estima-se que o consumo humano global de microplásticos seja de 0,1 a 5 g por semana. (Senathirajah, et al., 2024).

As fontes de MPs presentes no ar incluem fibras de roupas, lodo seco, resíduos agrícolas e borracha de pneus dispersa devido ao desgaste mecânico durante a condução. Essas fontes causam a contaminação via inalação. A superfície alveolar dos pulmões contém cerca de aproximadamente 150 m<sup>2</sup> e apresenta uma barreira tecidual com espessura inferior a 1 µm (Chang et al., 2017). Essa barreira permite que as NPs, partículas inferiores a 1 µm, penetrem nos capilares, facilitando a distribuição sistêmica (Lehner et al., 2019). Estudos antigos realizados com biomonitoramento humano, já comprovaram a presença de plástico no tecido pulmonar, indicando que microplásticos do ar podem se depositar e se acumular nos pulmões (Pauly et al., 1998). Após entrarem no sistema respiratório, a maioria dos microplásticos provavelmente será retida pelo fluido que reveste os pulmões, e essa longa exposição prolongada pode gerar doenças respiratórias.

Por fim, a contaminação via contato dérmico ocorre principalmente com o uso de produtos de higiene pessoal, como sabonete líquido para as mãos, esfoliantes faciais/corporais, máscaras faciais e pasta de dente, resultando em possíveis toxicidade local e absorção. Contudo, a absorção de microplásticos através da pele é menos frequente, uma vez que a barreira dérmica inibe a absorção de partículas maiores que 100 nm (Revel et al., 2018).

Assim como no meio ambiente, os microplásticos no corpo humano não são inertes, podendo causar diversos distúrbios na saúde. Pesquisas sobre a toxicidade dos microplásticos demonstram que a exposição causa lesões intestinais, infecções hepáticas, desequilíbrio da microbiota intestinal, acúmulo de lípidos e consequentes

distúrbios metabólicos. Além disso, a exposição a MPs aumenta a expressão de fatores inflamatórios, inibe a atividade da acetilcolinesterase, reduz a qualidade das células germinativas e afeta o desenvolvimento embrionário (Wang et al., 2025; Yue et al., 2025; Chartres et al., 2024; Koung-Min et al., 2024; Chen et al., 2017; Lu K et al., 2022; Lee et al., 2025; Sharma et al., 2024). Por fim, há a possibilidade de que a exposição esteja relacionada à formação de diversas doenças crônicas (Li et al., 2023). Pesquisas mais recentes confirmaram a presença de microplásticos não apenas no trato gastrointestinal e pulmonar, mas também em fluidos biológicos e tecidos como sangue, placenta e órgãos diversos, incluindo o coração, o que é altamente preocupante. Estudos revelam a presença de polietileno na placa da artéria carótida em 58,4% dos pacientes, com um nível médio de  $21,7 \pm 24,5$  µg por miligrama de placa. A placa corresponde a um acúmulo de gordura e células inflamatórias que se formam na parede da artéria ao longo do tempo. Da mesma forma, cerca de 12,1% dos pacientes também apresentaram quantidades mensuráveis de cloreto de polivinila, com um nível médio de  $5,2 \pm 2,4$  µg por miligrama de placa. Os pacientes que foram detectados com micro e nano plásticos (MNPs) na artéria carótida apresentaram maior risco de um desfecho composto de infarto do miocárdio, acidente vascular cerebral ou morte por qualquer causa após 34 meses de acompanhamento (Marfella et al., 2024). A detecção dessas partículas em órgãos de difícil acesso e sua correlação com desfechos cardiovasculares graves reforça a necessidade urgente de aprofundamento na investigação dos riscos sistêmicos da poluição plástica à saúde humana.

## **4. METODOLOGIAS PARA PREPARO E ANÁLISE: A PERSPECTIVA DA ISO 24187:2023**

### **4.1. Introdução à ISO 24187: Contexto e Requisitos Gerais**

Embora o campo de pesquisas sobre microplásticos seja um problema relativamente novo, nos bancos de dados se encontram inúmeros artigos e estudos falando sobre o tema. Contudo, essa vasta literatura enfrenta um desafio crítico: a falta de padronização nos procedimentos de coleta, preparo e análise entre laboratórios, no qual resulta em dados não comparáveis globalmente. Diversos autores ressaltam essa problemática como um entrave ao avanço da pesquisa (Almuhtaram et al. 2022; Chen et al., 2025).

Diante desse cenário, a norma BS EN ISO 24187:2023 - Princípios para a análise de microplásticos presentes no ambiente, surge como um método de padronização, apresentando os princípios essenciais para a análise de microplásticos no ambiente, considerando os procedimentos específicos para amostragem, preparação e detecção de amostras. O objetivo da norma é estabelecer exigências mínimas até que normas específicas sejam desenvolvidas para cada situação e escopo, garantindo comparabilidade entre resultados.

A norma inicia seu escopo estabelecendo as faixas de tamanho que devem guiar as metodologias subsequentes: Microplásticos grandes: partículas com dimensões entre 1 mm a 5 mm. Microplásticos: partículas com dimensões entre 1 µm e 1000 µm.

No contexto da análise de MPs, a norma apresenta requisitos gerais para todas as etapas analíticas, para que haja uma confiabilidade nos resultados futuros. É fundamental que todas as etapas sejam realizadas em condições de trabalho livres de plásticos, além de assegurar que todos os materiais, como vidrarias e equipamentos, estejam devidamente limpos, de modo a evitar contaminações cruzadas que interfiram na quantificação e identificação das amostras. Recomenda-se que todas as amostras sejam manuseadas em cabines de fluxo laminar ou em salas limpas, particularmente durante as etapas de preparo das amostras e de determinação do número de partículas.

O controle de contaminação é uma etapa extremamente rigorosa nessa norma. Recomenda-se a determinação do valor do branco para os métodos de detecção, visto que a contaminação via partículas em suspensão no ar e os próprios instrumentos podem ocorrer facilmente. O número de brancos, no entanto, depende do método aplicado.

Por fim, a avaliação de qualidade e controle de qualidade (QA/QC) devem ser registradas conforme informações relevantes sobre as condições e o processo de controle aparecem durante as etapas. Este rigor no registro assegura a integridade e a reprodutibilidade dos dados gerados, sendo um elemento importante para a validação dos métodos analíticos a serem detalhados nas seções seguintes.

## **4.2. Preparo de Amostras e Requisitos da Norma**

### **4.2.1. Etapas Físicas e Mecânicas (Coleta, Secagem, Moagem, Filtração)**

Dependendo da matriz sob investigação, o preparo da amostra pode incluir uma combinação de etapas, como secagem, peneiramento, digestão química ou enzimática, separação densimétrica e filtração, com o objetivo de isolar as partículas de microplásticos de materiais orgânicos e inorgânicos presentes na amostra. A escolha do método de preparação deve considerar as propriedades do material plástico e as condições da matriz, a fim de evitar degradação das partículas ou a perda de frações representativas.

Cabe destacar que, embora estabeleça princípios gerais, a norma não fornece detalhes operacionais aprofundados sobre cada uma dessas etapas, oferecendo diretrizes amplas que precisam ser adaptadas aos objetivos e às especificidades de cada tipo de amostra. Assim, a definição dos procedimentos de preparação ainda depende fortemente da literatura científica e de testes laboratoriais preliminares.

É fundamental utilizar procedimentos que minimizem contaminações e perdas, aplicando controles negativos (brancos) e, quando necessário, materiais de referência ou microplásticos adicionados artificialmente para monitorar a eficiência do método. Sempre que possível, os procedimentos adotados devem ser avaliados por meio de testes prévios, de modo a garantir que a amostra preparada seja adequada para as etapas subsequentes de identificação e quantificação.

O processo de preparação da amostra inicia-se com a coleta, que deve assegurar as características do ambiente amostrado e fornecer quantidade suficiente de material para atender aos limites de detecção e quantificação do método aplicado. Na pesquisa, a coleta é o processo de separação e purificação dos microplásticos presentes na amostra.

Para amostras aquosas ou úmidas, é de importância adicionar a etapa de secagem, na qual deve ser realizada a temperaturas menores que 40 °C, a fim de evitar que haja interferência com os plásticos do meio. Essa etapa é essencial antes da análise para que haja a recuperação de MPs, principalmente quando estiverem relacionados à matéria orgânica.

A homogeneização por moagem deve ser realizada com cautela, preferencialmente abaixo da temperatura de transição vítrea (T<sub>g</sub>) dos polímeros, uma vez que acima dessa

temperatura ocorre maior mobilidade das cadeias poliméricas, o que pode resultar em deformações ou fragmentações indesejadas. Caso o objetivo analítico envolva a contagem e a determinação do tamanho das partículas, recomenda-se evitar ou limitar ao máximo essa etapa, uma vez que o esforço mecânico pode alterar significativamente a morfologia das partículas.

Por fim, a filtração é utilizada para separar a fração sólida da fração líquida por meio de filtros com porosidade definida. É fundamental que o material filtrante seja livre de polímeros, de modo a evitar contaminações cruzadas; assim, materiais como aço inoxidável, sílica e alumina têm se mostrado opções adequadas. Embora existam diferentes alternativas e cada uma apresente vantagens e limitações, ainda não há consenso estabelecido quanto ao tipo ideal de filtro, tampouco sobre a porosidade mais apropriada, que pode variar de centenas a dezenas de micrômetros conforme o método e o objetivo da análise.

#### **4.2.2. Remoção de Matéria Inorgânica (Separação Densimétrica)**

Para a preparação de amostras aquáticas, recomenda-se a remoção da matriz inorgânica, independentemente do método de detecção empregado. Em amostras sólidas, essa etapa geralmente é realizada por meio de separação densimétrica, técnica amplamente utilizada para isolar microplásticos com base na diferença de densidade entre os polímeros e o material particulado. Soluções salinas saturadas são comumente utilizadas nesse processo, entretanto, sua seleção deve ser criteriosa, uma vez que certos agentes podem interagir com os polímeros e provocar alterações estruturais, comprometendo a identificação subsequente. Da mesma forma, condições experimentais inadequadas, como temperaturas elevadas ou valores extremos de pH, podem levar à degradação das partículas ou à precipitação de compostos inorgânicos, como carbonatos, interferindo no desempenho analítico.

Soluções como NaCl, ZnCl<sub>2</sub>, NaI, CaCl<sub>2</sub>, KBr são as mais propostas, visto que apresentam diferentes densidades e permitem a separação seletiva de partículas de tamanhos e composições distintas. Os tempos de separação adequados devem ser escolhidos para obter uma separação apropriada, levando em consideração a velocidade de flutuação esperada das partículas, que depende de seu tamanho e densidade, bem como da densidade e viscosidade do líquido selecionado. Adicionalmente, fatores operacionais, incluindo o volume da amostra, o tamanho do recipiente utilizado e a

duração do processo, podem afetar significativamente o desempenho da técnica e, portanto, devem ser padronizados e devidamente documentados para garantir reprodutibilidade e comparabilidade dos resultados.

#### **4.2.3. Remoção de Matéria Orgânica e Extração Final**

A remoção da matéria orgânica é uma etapa essencial no preparo de amostras para análise de microplásticos, especialmente em matrizes aquosas e sólidas destinadas à identificação por técnicas espectroscópicas ou termoanalíticas. Esse processo tem como objetivo eliminar componentes orgânicos que possam interferir na detecção, provocar fluorescência indesejada ou prejudicar a visualização das partículas.

Entre os métodos disponíveis, o tratamento com agentes oxidantes é o mais amplamente utilizado. Dentre eles, destaca-se o uso do peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) ou do reagente de Fenton, uma mistura de  $H_2O_2$  e íon ferroso ( $Fe^{2+}$ ). A reação de Fenton é um processo de oxidação avançada no qual o íon  $Fe^{2+}$  inicia e catalisa a decomposição do  $H_2O_2$ , levando à geração in situ de radicais hidroxila e hidroperoxila (Tagg et al., 2017). Para garantir a integridade das partículas e a segurança do procedimento, a temperatura laboratorial normalmente não deve exceder aproximadamente 25 °C. Alternativamente, amostras podem ser submetidas a procedimentos utilizando ácidos ou bases, ou ainda a digestões enzimáticas. Entretanto, deve-se considerar que determinadas condições experimentais, como pH extremo ou temperaturas elevadas, podem causar degradação ou alteração estrutural dos polímeros, comprometendo a identificação e quantificação dos microplásticos. Assim, a escolha do método deve ser acompanhada de testes preliminares e controles adequados, garantindo eficiência na remoção da matriz orgânica sem afetar as características das partículas analisadas.

### **4.3. Técnicas de Caracterização: FTIR, Raman e Py-GC-MS**

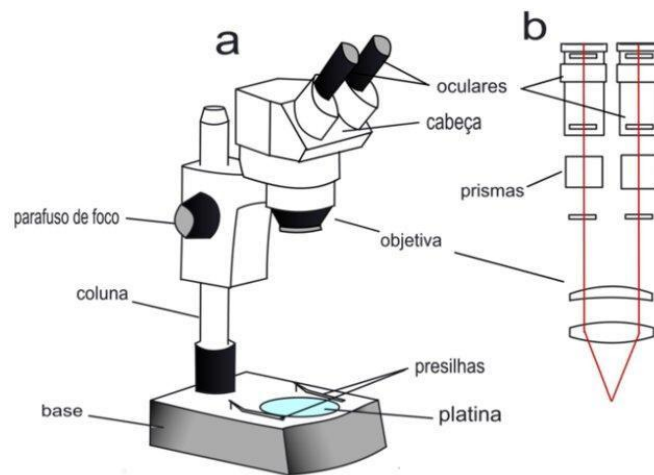
#### **4.3.1. Triagem Inicial**

Dependendo do objetivo da análise, pode ser interessante aplicar um método de (pré) triagem que fornece informações limitadas, não exigindo instrumentação altamente sofisticada, especialmente quando comparadas com técnicas analíticas avançadas (como Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR), Espectroscopia Raman ou Cromatografia Gasosa de Pirólise Acoplado a Espectrometria de Massas (Py-GC-MS)). As metodologias de triagem que menos requerem

instrumentação sofisticada são aquelas voltadas para a visualização e quantificação das partículas.

A estereomicroscopia é a metodologia utilizada primariamente para a quantificação de partículas e para determinar a forma, cor e tamanho das partículas amostradas (Figura 04). Apesar do seu baixo custo, sua análise é eficaz apenas para partículas maiores que 50  $\mu\text{m}$ . Além disso, é um método demorado, depende da sensibilidade do pesquisador, e não fornece qualquer informação sobre a composição química do polímero. Além disso, a caracterização de tamanho é limitada e requer software adicional.

**Figura 04:** Microscópio estereoscópico

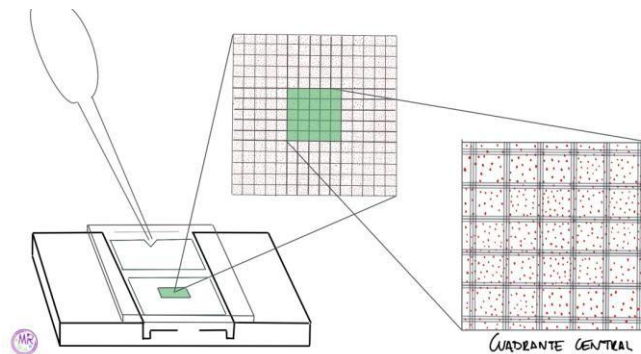


**Fonte:** Neves et al., 2023

Outra técnica utilizada para a triagem inicial é a contagem por câmara (como a Câmara de Neubauer (Figura 05) e Câmaras de Burkner). Embora tenha sido originalmente desenvolvido para a contagem de células e bactérias, esse método foi adaptado para a contagem de microplásticos de pequenos tamanhos. Embora instrumentos parecidos, a diferença entre elas está principalmente nas grades centrais. Enquanto a Câmara de Neubauer possui a grade central dividida em 25 quadrados grandes, e cada um desses é subdividido em 16 quadrados menores, a Câmaras de Burkner é dividida em 16 quadrados grandes, e cada um é subdividido em 16 quadrados menores. A maior desvantagem da contagem por câmara, no entanto, é a frequente necessidade de que as partículas sejam marcadas com fluoróforos, sendo contadas através de um microscópio de epifluorescência ou estereomicroscópio sob condições de

luz específicas, o que adiciona uma etapa de preparo e complexidade ao processo (Silva et al., 2023).

**Figura 05:** Câmara de Neubauer



Fonte: El Laboratorio de Marrodmir (2025)

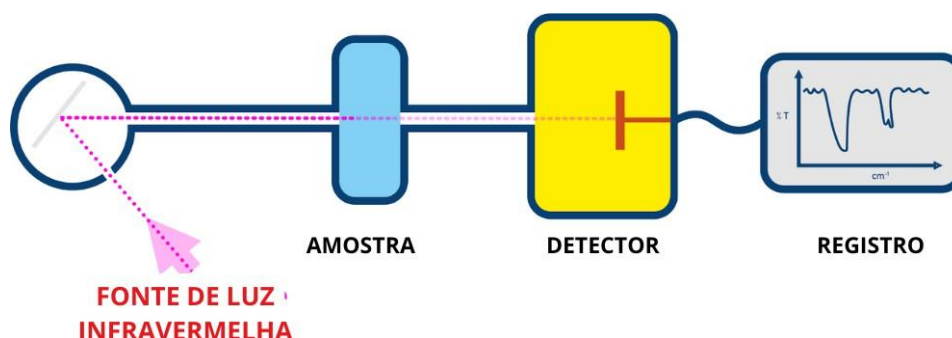
A triagem inicial, embora fundamental para a quantificação e a caracterização morfológica, possui uma limitação crítica na ausência da análise para a estrutura química. Tal carência pode resultar em falsos positivos e comprometer a veracidade dos dados. Conseqüentemente, a identificação química precisa e a validação da composição polimérica das partículas demandam o emprego de técnicas espectroscópicas avançadas.

#### **4.3.2. Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)**

A Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) é um dos métodos mais utilizados, dentro da espectroscopia infravermelha (IR), para determinar, de forma não destrutiva, a estrutura química de uma amostra de microplásticos com base nas ligações covalentes e grupos funcionais.

O método se baseia na interação da radiação infravermelha (IV) com a amostra, onde parte da radiação é absorvida e outra é transmitida. Essa interação resulta em um espectro característico, criando uma “impressão digital” que permite identificar materiais por comparação com bibliotecas espectrais (Primpke et al., 2018). O infravermelho é uma excelente ferramenta de análise quantitativa, visto que o tamanho dos picos no espectro se torna uma indicação direta da quantidade de material presente na amostra (Renner et al., 2019). Seu esquema pode ser visualizado na Figura 06.

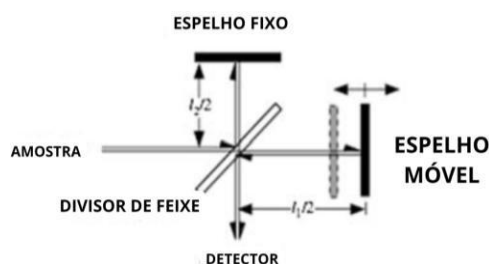
**Figura 06:** Esquema básico da espectroscopia infravermelha.



**Fonte:** ChemistryStudent (s.d.).

A espectrometria FTIR foi desenvolvida para superar as limitações encontradas devido ao lento processo de varredura do IR, visto que era necessário um método para medir todas as frequências do infravermelho simultaneamente, em vez de individualmente. A solução desenvolvida foi adicionar um dispositivo óptico chamado interferômetro (Hermann et al., 2018). Como o sinal era medido em segundos, o tempo de medição foi reduzido. O interferômetro produziu um tipo único de sinal, que tinha todas as frequências do infravermelho codificadas. O interferômetro mais utilizado é conhecido como interferômetro de Michelson, na qual recebe o feixe infravermelho incidente e o divide em dois caminhos ópticos, um dos feixes reflete em um espelho plano fixo enquanto o outro reflete em um espelho plano móvel (Figura 07).

**Figura 07:** Layout de um interferômetro de Michelson básico

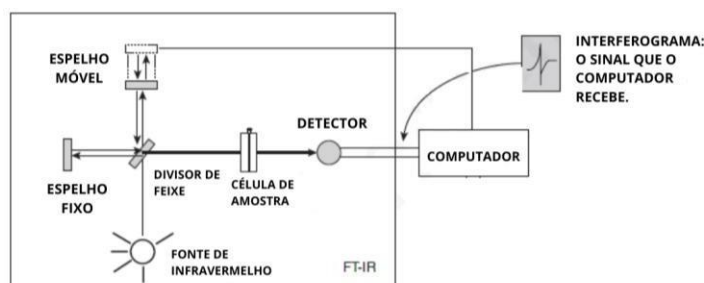


**Fonte:** Rajesh, 2013.

Como o caminho percorrido por um feixe tem um comprimento fixo e o outro está em constante mudança à medida que seu espelho se move, o sinal que sai do interferômetro é o resultado da “interferência” dos feixes entre si. O sinal resultante é chamado de

interferograma. O interferograma obtido é posteriormente convertido em um espectro por meio da Transformada de Fourier, que decompõe o sinal em suas diferentes frequências (Krishnan, 2021). Esse processamento matemático permite a obtenção rápida e simultânea de todas as informações espectrais da amostra, diferenciando o FTIR dos equipamentos de varredura convencional (Thomas et al., 2017). O esquema do diagrama de FTIR pode ser visualizado na Figura 08.

**Figura 08:** Esquema do princípio de funcionamento da espectroscopia FTIR, com destaque para o percurso óptico dos feixes, os componentes instrumentais e a formação do interferograma.



**Fonte:** Jalvandi et al., (2016).

Do mesmo modo que as transições eletrônicas, as transições vibracionais correspondem a distintas energias, e as moléculas absorvem a radiação IV em apenas comprimentos de onda e frequências específicas. Quando as ligações químicas são expostas à radiação infravermelha, elas absorvem a radiação em frequências correspondentes aos seus modos vibracionais.

Aplicações ambientais recentes, especialmente na detecção e caracterização de microplásticos, adaptaram o FTIR para diferentes escalas de partículas. Para partículas maiores ( $> 500 \mu\text{m}$ ), se utiliza a técnica ATR-FTIR (Reflexão total atenuada), na qual um cristal é pressionado contra as partículas e o espectro é medido na interface entre cristal e amostra. Em partículas menores ( $< 500 \mu\text{m}$ ), a análise pode ser realizada por meio da técnica  $\mu$ -ATR-FTIR, na qual o cristal ATR está integrado à objetiva do microscópio e entra em contato com partículas depositadas sobre filtros ou janelas ópticas. Entretanto, essa abordagem apresenta limitações, como o risco de adesão das partículas ao cristal ATR, o que pode levar à contaminação de medições subsequentes, além da possibilidade de dano ao cristal. Além do mais, para medições em reflexão e transmissão

utilizando microscópios (confocais) FTIR ( $\mu$ -FTIR) são amplamente usadas para partículas < 500  $\mu$ m, o que permite mapeamento químico e alta reprodutibilidade.

Entretanto, a técnica apresenta algumas limitações. A água interfere significativamente com a análise por FTIR, pois seu espectro de infravermelho camufla o espectro do analito. Além disso, muitas bibliotecas incluem apenas espectros de plásticos que não sofreram alterações espectrais, como a degradação do plástico, via envelhecimento, intemperismo químico ou oxidativo (Xu et al., 2019).

Sendo assim, para a análise de microplásticos em matrizes complexas, o ideal e recomendado é combinar a análise FTIR com outras técnicas analíticas (como Py-GC-MS para quantificação em massa ou Raman para partículas menores) (GROSSART; WAGNER et al., 2020).

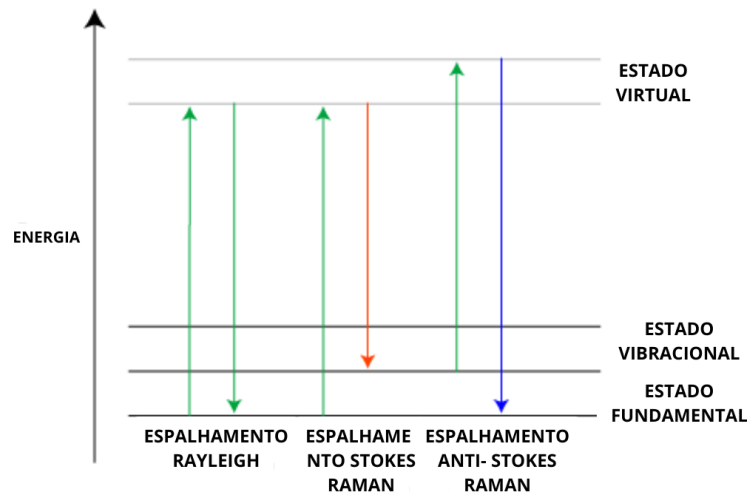
### **4.3.3. Espectroscopia Raman**

A Espectroscopia Raman constitui um método analítico não destrutivo fundamentado no princípio do espalhamento inelástico da luz por moléculas (Andrews, 1999). O fenômeno, observado experimentalmente em 1928 pelo cientista indiano Chandrasekhara Venkata Raman, que lhe conferiu o nome, fornece espectros característicos capazes de identificar não apenas diferentes classes de polímeros, mas também aditivos, pigmentos, óxidos e componentes orgânicos e inorgânicos associados às partículas (Raman, 1998). Essa capacidade de distinção química detalhada faz com que o Raman seja uma das principais ferramentas para a caracterização de microplásticos em matrizes ambientais.

O método espectroscópico baseia-se na incidência de uma radiação eletromagnética monocromática de energia ( $h\nu_0$ ) sobre a amostra. A porção da radiação dispersa que retorna de forma inelástica possui uma frequência distinta da frequência da radiação incidente. Essa dispersão pode ocorrer em dois estados: Se a molécula é promovida de um estado fundamental para um estado virtual e, em seguida, retorna a um estado vibracional (de maior energia), o fóton espalhado tem menos energia do que o fóton incidente e, portanto, um comprimento de onda maior, é denominada transição Stokes; Se a molécula está inicialmente em um estado vibracional e, após o espalhamento, retorna ao seu estado fundamental, o fóton espalhado tem mais energia e, portanto, um comprimento de onda menor, é chamada transição Anti-Stokes. Os números de onda dessas transições fornecem medições diretas das energias vibracionais das moléculas.

Este esquema de transições (Stokes e Anti-Stokes) pode ser visualizado na Figura 09 (Ferraro et al., 2003; John & George, 2017).

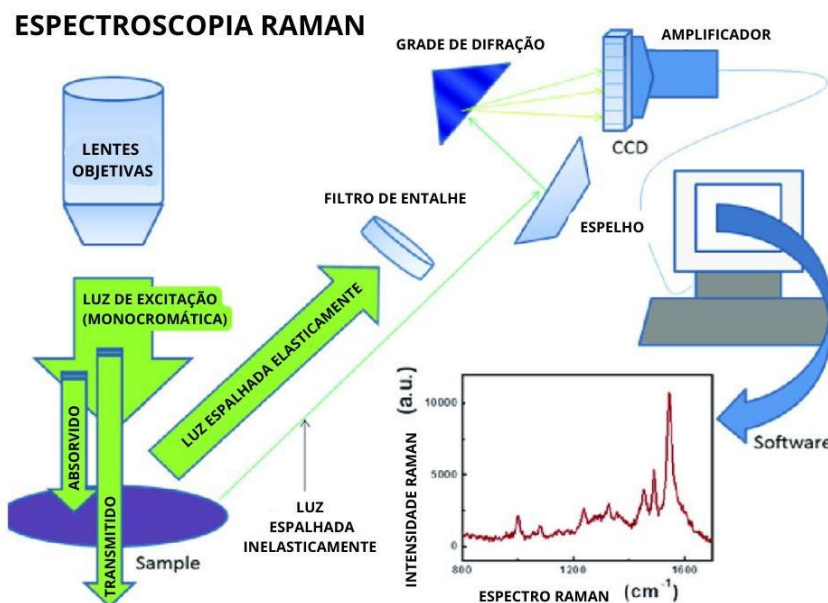
**Figura 09:** Esquema das transições envolvidas no espalhamento Raman, incluindo os processos Rayleigh, Stokes e Anti-Stokes e seus respectivos níveis de energia.



**Fonte:** University of Cambridge - DOITPoMS (2021).

Em contrapartida, a maior parte da radiação dispersa não apresenta mudança de energia, sendo classificada como transição Rayleigh (Miller et al., 1989; John & George, 2017). A dispersão de Rayleigh ocorre quando a luz interage com a amostra por um processo elástico (sem transferência de energia), mantendo o comprimento de onda inalterado. Este fenômeno envolve a interação do fóton incidente, que polariza a nuvem eletrônica da molécula para um estado virtual de energia; ao retornar rapidamente ao estado fundamental, o fóton é liberado com a mesma energia inicial (Cardona, 1975, Ball, 2001). A intensidade da dispersão de Rayleigh, no entanto, é fortemente dependente do comprimento de onda, sendo proporcional a  $\lambda^{-4}$  (Blackledge, 2005). O esquema geral de análise do Raman é apresentado na Figura 10.

**Figura 10:** Esquema da análise de Raman



**Fonte:** WIRNKOR et al., 2019

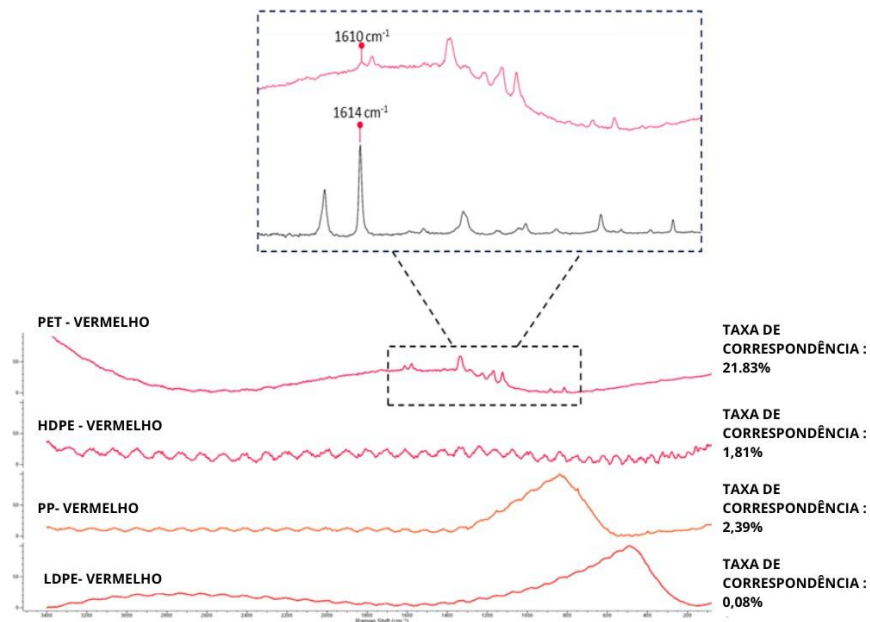
No contexto da análise de microplásticos, a espectroscopia Raman destaca-se por permitir a identificação química precisa das partículas sem necessidade de preparo destrutivo e mantendo a integridade da amostra.

Quando se combina a espectroscopia Raman com a microscopia óptica confocal e o uso de um laser visível ( $\mu$ -espectroscopia Raman ou  $\mu$ -Raman), é possível uma resolução espacial de até aproximadamente 300 nm. Essa combinação é insensível à água, possibilitando a análise em amostras aquosas. No entanto, para obter uma detecção  $\mu$ -Raman válida, é necessário determinar os brancos. Esses brancos detectam a contaminação interna do dispositivo e ajudam a encontrar e eliminar possíveis fontes de contaminação.

Entretanto, a aplicação da técnica em amostras ambientais apresenta um desafio: a interferência da fluorescência. Essa interferência pode ser causada por compostos orgânicos, como ácidos húmicos, inorgânicos e (micro)biológicos. Um estudo realizado por Azari e colaboradores, (2024), demonstra o impacto dos corantes em relação ao espectros de Raman e da partícula de referência. O corante vermelho apresentou a maior interferência nos picos correspondentes, como demonstrado na Figura 11. Comparação de espectros de polipropileno, polietileno tereftalato e polietileno de alta

densidade (HDPE) tingidos de vermelho com a biblioteca resultou em taxas de similaridade baixas, não sendo ideal para a identificação correta de microplásticos, visto que a recomendação para a identificação sugere uma taxa de correspondência de pelo menos 70% (Chen et al., 2022).

**Figura 11:** Espectros Raman de PET, HDPE, PP e LDPE de cor vermelha e a taxa de correspondência (*Match Score*) reportada.



**Fonte:** Azari et al., 2024

Por essa razão, é fundamental submeter as amostras de microplásticos a uma etapa de preparação antes da detecção, além de selecionar parâmetros de medição adequados (como comprimento de onda, potência do laser e tempo de exposição) para que ocorra uma minimização ou evitar a interferência intensa da fluorescência. Ademais, remover a matriz inorgânica das amostras ambientais permite um enriquecimento significativo de partículas de MPs, resultando em dados mais precisos.

Mesmo após o preparo, ainda é esperado encontrar uma grande quantidade de partículas não plásticas, o que torna estratégias de fracionamento por tamanho particularmente úteis antes da análise. Como a caracterização envolve a análise individual de partículas, a automação da  $\mu$ -espectroscopia Raman tornou-se uma necessidade prática. Atualmente, softwares comerciais têm sido amplamente utilizados para essa finalidade. Além disso, abordagens estatísticas permitem determinar o número

mínimo de partículas que devem ser analisadas para garantir a precisão nos resultados, normalmente recomendando-se a análise de pelo menos 20% da área do filtro para evitar distribuições heterogêneas (Schymanski et al., 2021).

A  $\mu$ -espectroscopia Raman permite a detecção de partículas com dimensões inferiores a 10  $\mu\text{m}$  e, sob condições otimizadas, próximas a 1  $\mu\text{m}$ . Contudo, para partículas menores que 1  $\mu\text{m}$ , apenas uma fração limitada do filtro pode ser analisada, de modo a evitar erros significativos na extrapolação dos resultados para o total da amostra. Nesse contexto, estratégias como o fracionamento por fluxo de campo (*field-flow fractionation*) combinado à espectroscopia Raman têm demonstrado grande potencial para a análise de partículas ainda menores, possibilitando a identificação química de materiais na faixa de aproximadamente 200 nm (Schwaferts et al., 2020). Além disso, o tipo de filtro empregado influencia diretamente a eficiência da detecção automatizada, sendo que filtros de silício, policarbonato revestido com ouro e politetrafluoretileno (PTFE) apresentam desempenho favorável para análises por Raman.

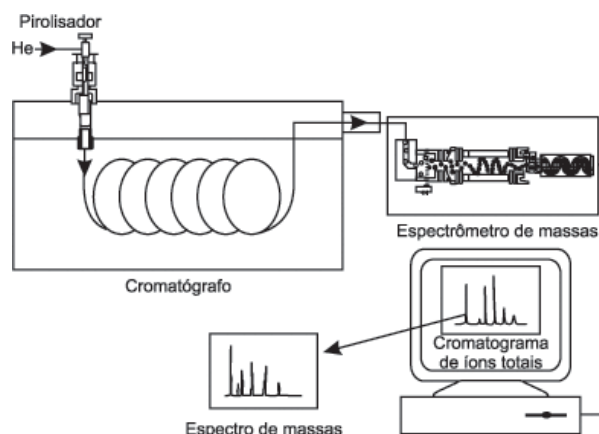
Em conjunto, essas práticas metodológicas consolidam a espectroscopia  $\mu$ -Raman como uma técnica rigorosa, sensível e extremamente informativa para a identificação de microplásticos, embora sua aplicação demande cuidados específicos, otimização instrumental e procedimentos padronizados para assegurar resultados robustos e reproduzíveis (GROSSART; WAGNER et al., 2020).

#### **4.3.4. Cromatografia Gasosa de Pirólise Acoplado a Espectrometria de Massas (Py-GC-MS)**

A pirólise constitui uma técnica fundamentalmente destrutiva e altamente sensível. A técnica analítica consiste na degradação térmica de um material em atmosfera inerte, ou seja, sem oxigênio (Schinazi et al., 2022). Esse processo resulta no rompimento das ligações covalentes das cadeias moleculares, gerando moléculas menores chamadas pirolisados, as quais são relacionadas à composição da amostra original. Os fragmentos da pirólise são aplicados para identificar qualitativamente a estrutura original de macromoléculas, por meio de padronização própria e para fornecer informação quantitativa da sua composição.

Desde 1948, quando Bradt e colaboradores publicaram o primeiro estudo da pirólise acoplada à espectrometria de massas, o método vem se atualizando, até chegar na junção de três técnicas e apresentando uma técnica altamente utilizada: a pirólise acoplada à cromatografia em fase gasosa e à espectrometria de massas (Py-GC-MS), o esquema da técnica pode ser visualizado na Figura 12. Após a quebra das moléculas, os fragmentos formados são separados por cromatografia gasosa (GC) com base em suas propriedades físico-químicas e volatilidade, resultando em um cromatograma com picos correspondentes a cada fragmento em seus respectivos tempos de retenção. Em seguida, os compostos gasosos eluídos são direcionados ao espectrômetro de massas (MS), no qual são ionizados e separados no vácuo de acordo com a relação massa/carga ( $m/z$ ), sendo posteriormente medida a intensidade de cada íon (Schnitzer; Schulten, 1995).

**Figura 12:** Sistema de cromatografia gasosa acoplada ao espectro de massas



**Fonte:** Santos et al., UFCG - Campus Cuité-PB, s.d.

Para as análises de microplásticos, a amostra é inicialmente pirolisada em uma temperatura gradiente ou constante entre 500 e 700°C, e após isso são transferidos para o sistema GC/MS, em um fluxo de hélio, para assim serem separados e detectados. A separação e detecção por CG-MS dos produtos permite a identificação de partículas individuais de microplásticos e a detecção simultânea dos polímeros individuais de plásticos ou em amostras ambientais. Para partículas isoladas, o cromatograma trabalha como uma “impressão digital” para o plástico amostrado, que será comparado com os pirogramas de referência de dados. Os polímeros podem apresentar distintos

comportamentos de fragmentações térmicas, no qual alguns apresentam muitos produtos de pirólise distintos, como PP, PE e PET, enquanto outros geram poucos, como o PS e o polimetilmetacrilato (PMMA). Sinais positivos permitem a identificação dos polímeros em misturas mais complexas.

No que diz respeito à quantificação, desde que a pirólise seja realizada sob condições controladas, reproduzíveis e com o método previamente validado, é possível estabelecer uma correlação entre a área dos picos dos íons indicadores no cromatograma e a massa do polímero presente na amostra. Essa quantificação é realizada por meio de curvas analíticas obtidas a partir de padrões conhecidos, utilizando-se calibração externa como referência (Hao et al., 2025). A integração desses sinais permite a determinação confiável da massa do polímero. Além disso, recomenda-se o processamento de 1 a 2 brancos analíticos para avaliar possíveis contaminações secundárias ou efeitos de arraste do sistema, bem como a realização das análises em duplicata, de modo a assegurar a qualidade e a reprodutibilidade dos resultados (Braun et al., 2020; Schymanski., 2021)

.Entretanto, a proporção da matriz acompanhante pode interferir nos resultados. Matrizes orgânicas podem levar produtos de pirólise que irão interferir nos íons indicadores, além de provocarem uma rápida contaminação do sistema; já matrizes inorgânicas, embora reduzam o volume de amostra disponível para medição (limitado a alguns µg a mg), seu efeito químico na composição ou rendimento dos pirolisados é considerado negligenciável (Primpke, et al., 2020; Käßpler et al., 2018). Além disso, o processo de preparação das amostras tem o risco de perda parcial dos polímeros e baixa recuperação. Um estudo realizado por Lykkemark e colaboradores em 2024, apresentou uma perda significativa na massa dos polímeros polipropileno e poliestireno em matrizes complexas ao longo da preparação, o que pode resultar em MPs abaixo dos limites de detecção. Em relação à recuperação, os resultados revelaram uma baixa na massa a partir do aumento das etapas de preparação. Recuperações de até 40% foram observadas para as amostras após a finalização das etapas de preparação. Isso destaca os consideráveis desafios de se obter alta recuperação em matrizes complexas, visto que a matriz interage com os polímeros, levando à perda do polímero

Apesar disso, o Py-CG-MS se apresenta como uma técnica vantajosa, visto que o ideal é a pré-concentração de partículas de MPs, e não necessariamente a remoção quantitativa da matriz, fazendo com que a Py-GC-MS possa ser usado para a

quantificação de MP antes que a amostra seja submetida a outras técnicas que exigem a remoção de matriz mais extensa, como a espectroscopia FTIR e Raman (GROSSART; WAGNER et al., 2020).

Com o intuito de consolidar e recapitular as principais informações discutidas, a Tabela 02 apresenta uma visão comparativa dos métodos analíticos apresentados para a análise de microplásticos, conforme as diretrizes da ISO 24187:2023, destacando suas capacidades, vantagens e limitações.

**Tabela 02:** Visão geral de métodos selecionados de análise de microplásticos especificados na ISO 24187

Método	Informações obtidas	Tamanho de menor partícula detectável	Vantagens	Desvantagens
Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR)	Número de partículas por faixa de tamanho e tipo de polímero	~ 5 a 10 µm	+ Detecta uma grande variedade de plásticos  + Sem fluorescência proveniente de materiais inorgânicos	- Sem quantificação direta  - Interferência da água
Espectroscopia Raman	Número de partículas por faixa de tamanho e tipo de polímero	~ 1 µm	+ Detecta uma grande variedade de plásticos  + Sem interferência da água	- Sem quantificação direta  - Fluorescência de materiais inorgânicos
Cromatografia Gasosa de Pirólise Acoplado a Espectrometria de Massas (PY-GC-MS)	Fração mássica por tipo de polímero	-	+ Quantificação direta	- Sem informações sobre o tamanho das partículas  - Capacidade

---

**Fonte:** Elaboração própria, com base na ISO 24187:2023.

## 5. CONCLUSÃO

Este trabalho teve como objetivo realizar uma revisão bibliográfica crítica das metodologias de preparo e análise de microplásticos, tendo como principal referencial a norma recentemente publicada ISO 24187:2023. A motivação para este estudo decorre da crescente preocupação com a presença de microplásticos em matrizes ambientais e seus potenciais impactos à saúde humana, bem como da necessidade urgente de padronização dos procedimentos analíticos empregados em sua investigação.

A ISO 24187:2023 configura-se como um marco importante, não por propor novas técnicas analíticas, mas por estabelecer, de forma sistemática, critérios de validação, controle de qualidade e reporte de dados para metodologias já amplamente utilizadas na literatura científica. A análise das técnicas evidenciou que não existe um método único capaz de atender a todas as demandas analíticas relacionadas aos microplásticos.

As técnicas espectroscópicas FTIR e Raman mostraram-se ferramentas robustas para a identificação polimérica e caracterização morfológica das partículas, enquanto cromatografia gasosa de pirólise acoplado a espectrometria de massas (Py-GC-MS) se destaca pela alta sensibilidade e pela capacidade de quantificação direta da fração mássica dos polímeros. Cada abordagem apresenta vantagens e limitações específicas, cabendo ao pesquisador, com base nas diretrizes da ISO, selecionar a metodologia mais adequada aos objetivos do estudo e à complexidade da matriz analisada.

Conclui-se que, embora a ISO 24187:2023 represente um avanço significativo no campo da análise de microplásticos, sua implementação prática ainda enfrenta desafios, especialmente no que se refere ao preparo de amostras, etapa que permanece dependente de protocolos descritos na literatura científica complementar à norma. Além disso, é fundamental que a comunidade científica adote de forma mais ampla as diretrizes propostas pela ISO, não apenas como um guia metodológico, mas também

como um instrumento passível de avaliação crítica. A aplicação recorrente da norma em diferentes matrizes ambientais permitirá identificar limitações, propor ajustes e, conseqüentemente, contribuir para seu aprimoramento contínuo. Dessa forma, a consolidação da ISO 24187:2023 depende não apenas de sua existência, mas do compromisso dos pesquisadores na sua validação e evolução, visando o fortalecimento da comparabilidade, confiabilidade e qualidade dos dados gerados.

## 6. REFERÊNCIAS

ALLEN, D. et al. Atmospheric transport and our planetary boundary layer as an environmental compartment of microplastics pollution. In: Proceedings of the International Conference on Microplastic Pollution in the Mediterranean Sea. Springer Water; Springer: Cham, Switzerland. 2019. p. 1-8.

ALLEN, S. et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*, v. 12, p. 339-344, 2019. DOI: 10.1038/s41561-019-0335-5.

ALMUHTARAM, Husein; ANDREWS, Robert C. Sampling microplastics in water matrices: A need for standardization. *ACS ES&T Water*, v. 2, n. 8, p. 1276-1278, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00236>.

AMBROSINI, Roberto; AZZONI, Roberto Sergio; PITTINO, Francesca; DIOLAIUTI, Guglielmina; FRANZETTI, Andrea; PAROLINI, Marco. First evidence of microplastic contamination in the supraglacial debris of an alpine glacier. *Environmental Pollution*, v. 253, p. 297-301, 2019. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.07.005.

ANDREWS, D. L. Rayleigh scattering and Raman spectroscopy. In: *Encyclopedia of Spectroscopy and Spectrometry*. Elsevier, 1999. p. 1993-2000.

ARAB, Maliheh; YU, Jimmy; NAYEBI, Behnam. Microplastics in sludges and soils: a comprehensive review on distribution, characteristics, and effects. *ChemEngineering*, v. 8, n. 5, p. 86, 30 ago. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/chemengineering8050086>.

ASHRAFY, Asifa et al. Microplastics Pollution: A Brief Review of Its Source and Abundance in Different Aquatic Ecosystems. *Journal of Hazardous Materials Advances*, v. 9, 2023, Artigo n. 100215. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/journal/journal-of-hazardous-materials-advances>.

AZARI, Aala; RONSMANS, Steven; VANOIRBEEK, Jeroen A. J.; HOET, Peter H. M.; GHOSH, Manosij. Desafios na espectroscopia Raman de (micro)plásticos: o papel interferente dos corantes. *Environmental Pollution*, v. 363, parte 2, p. 125250, 15 dez. 2024. DOI: 10.1016/j.envpol.2024.125250.

BAENSCH-BALTRUSCHAT, Beate; KOCHER, Birgit; STOCK, Friederike; REIFFERSCHIED, Georg. Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. *Ciência do Meio Ambiente Total (Science of The Total Environment)*, v. 733, 137823, 1 set. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137823>.

BALL, D. Spectroscopy. *Spectroscopy*, v. 16, n. 2, p. 28-30, 2001.

BLACKLEDGE, J. M. Scattering theory. In: *Digital Image Processing*. Woodhead Publishing, 2005. p. 160-197.

BRAUN, U. et al. Status report: analysis of microplastics. Alemanha: BMBF, 2020.  
CARDONA, M. Light scattering in solids. Berlin: Springer-Verlag, 1975.

CHANG, L.-Y. et al. Alveolar epithelium in lung toxicology. In: Comprehensive Toxicology. 2017. p. 50-77.

CHARTRES, N. et al. Effects of microplastic exposure on human health: a rapid systematic review. Environmental Science & Technology, v. 58, n. 52, p. 22843-22864, 2024. DOI: 10.1021/acs.est.3c09524.

CHEMISTRYSTUDENT. IR (Infra-red Spectroscopy) | ChemistryStudent - Free Notes, Resources and Videos. Disponível em: <https://www.chemistrystudent.com/IRspectroscopy.html>.

CHEN, En-Yu; LIN, Kuan-Ting; JUNG, Chien-Cheng; CHANG, Chia-Ling; CHEN, Chung-Yu. Characteristics and influencing factors of airborne microplastics in nail salons. Science of the Total Environment, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.151472.

CHEN, L. et al. Inflammatory responses and inflammation-associated diseases in organs. Oncotarget, v. 9, n. 6, p. 7204-7218, 2017. DOI: 10.18632/oncotarget.23208.

CHEN, Qinwei; WANG, Peng; LIU, Ru; DING, Mingjun; ZHANG, Hua; HUANG, Gaoxiang; NIE, Minghua. Experimental inconsistencies compromise accurate characterization of microplastics and identification of key environmental factors: A meta-analysis in Chinese aquatic environments. Ecological Indicators, v. 170, p. 113053, jan. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.113053>.

CHEN, Qiqing et al. Enhanced uptake of BPA in the presence of nanoplastics can lead to neurotoxic effects in adult zebrafish. Science of the Total Environment, v. 609, p. 1312-1321, 2017. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.07.144.

COSTA, João Pinto da; SANTOS, Patrícia S. M.; DUARTE, Armando C.; ROCHA-SANTOS, Teresa. (Nano)plastics in the environment – Sources, fates and effects. Science of the Total Environment, v. 566-567, p. 15-26, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.041>.

COX, Kieran D.; COVERTON, Garth A.; DAVIES, Hailey L.; DOWER, John F.; JUANES, Francis; DUDAS, Sarah E. Human consumption of microplastics. Environmental Science & Technology, v. 53, n. 12, p. 7068-7074, 2019. DOI: 10.1021/acs.est.9b01517.

CUNSOLO, S. et al. Optimising sample preparation for FTIR-based microplastic analysis. Analytical and Bioanalytical Chemistry, v. 413, p. 3789-3799, 2021.

FERRAZ, Gabriel M.; MORAES, Aline dos S. de; SANTOS, Gustavo B. dos; MIRANDA, Ingrid T. de; ZUCOLOTTI, Valtencir; URBAN, Roberta C. Atmospheric microplastics deposition assessment in a countryside municipality in Southeastern Brazil: A case study at a state elementary school. Chemosphere, v. 349, 143886, 2024. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2024.143886.

FISCHER, M.; SCHOLZ-BÖTTCHER, B. M. Microplastics analysis by Py-GC/MS. *Analytical Methods*, v. 11, n. 18, p. 2489-2497, 2019. DOI: 10.1039/C9AY00600A.

Food and Agriculture Organization (FAO). Assessment of agricultural plastics and their sustainability: A call for action. FAO, 2021. Disponível em: <https://www.fao.org/3/cb7856en/cb7856en.pdf>.

FORREST, A. et al. Eliminating plastic pollution: How a voluntary contribution from industry will drive the circular plastics economy. *Frontiers in marine science*, v. 6, 2019. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00627>

FOX, Sydney et al. Physical characteristics of microplastic particles and potential for global atmospheric transport: A meta-analysis. *Environmental Pollution*, v. 342, 2024, Artigo n. 122938. Disponível em: [www.elsevier.com/locate/envpol](http://www.elsevier.com/locate/envpol).

FRANCO, A. et al. Mapping microplastics in Cadiz: occurrence in wastewaters. *Journal of Water Process Engineering*, v. 38, 2020, art. 101596.

FU, Lina; LI, Jing; WANG, Guoyu; LUAN, Yaning; DAI, Wei. Adsorption behavior of organic pollutants on microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 217, 2021, art. 112207. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.112207.

GESAMP. Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter in the ocean. Kershaw, P.J.; Turra, A.; Galgani, F. (Eds.). IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 2019. p. 23.

GIGAULT, Julien; TER HALLE, Alexandra; BAUDRIMONT, Magalie; PASCAL, Pierre-Yves; GAUFFRE, Fabienne; PHI, Thuy-Linh; EL HADRI, Hind; GRASSL, Bruno; REYNAUD, Stéphanie. Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution*, v. 235, p. 1030-1034, abr. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>.

GOEL, Vishal; LUTHRA, Priyanka; KAPUR, Gurpreet S.; RAMAKUMAR, S. S. V. Biodegradable/Bio-plastics: myths and realities. *Journal of Polymers and the Environment*, 2021. DOI: 10.1007/s10924-021-02099-1.

GROSSART, Georg E.; WAGNER, Martin; et al. Statuspapier Mikroplastik Analytik: Plastik in der Umwelt. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (German Environment Agency), 2020. (Technical Workgroup Plastics). Disponível em: Plastik in der Umwelt – Mikroplastik Analytik.

GUO, ZiQi et al. Soil texture is an important factor determining how microplastics affect soil hydraulic characteristics. *Environment International*, v. 165, p. 107293, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107293>.

HAO, J. et al. Analytical pyrolysis of biomass using Py-GC/MS. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 208, 2025, art. 115090. DOI: 10.1016/j.rser.2024.115090.

HASAN, M. M.; TARANNUM, M. N. Adverse impacts of microplastics on soil properties. *Journal of Hazardous Materials Advances*, v. 17, 2025, art. 100528. DOI: 10.1016/j.hazadv.2024.100528.

HERMANN, R. J.; GORDON, M. J. Nanoscale optical microscopy and spectroscopy. *Annual Review of Chemical and Biomolecular Engineering*, v. 9, p. 365-387, 2018. DOI: 10.1146/annurev-chembioeng-060817-084150.

HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, Joaquín; PUELLO-POLO, Esneyder; CASTRO-SUAREZ, John R. Characterization of the Morphological and Chemical Profile of Different Families of Microplastics in Samples of Breathable Air. *Molecules*, Basel, v. 28, n. 3, Artigo n. 1042, 20 jan. 2023. DOI: 10.3390/molecules28031042. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1420-3049/28/3/1042>.

HÜFFER, T.; WENIGER, A.-K.; HOFMANN, T. Sorption of organic compounds by aged polystyrene microplastics. *Environmental Pollution*, v. 236, p. 218-225, 2018. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.01.022.

INGRAFFIA, R. et al. Polyester microplastic fibers affect soil properties. *SOIL*, v. 8, n. 1, p. 421-435, 2022. DOI: 10.5194/soil-8-421-2022.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 24187:2023: Principles for the analysis of microplastics present in the environment. 2023.

ISLAM, M. S. et al. Accumulation of microplastics in agroecosystems. *Current Applied Science and Technology*, v. 23, n. 5, 2023. DOI: 10.55003/cast.2023.05.23.007.

ISSAC, Merlin N.; KANDASUBRAMANIAN, Balasubramanian. Effect of microplastics in water and aquatic systems. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, p. 19544-19562, 2021. DOI: 10.1007/s11356-021-13184-2.

JALVANDI, Javid. Novel chemical and physical approaches for sustainable drug release from biodegradable electrospun nanofibres. 2016. Tese (Doutorado) - RMIT University, 2016. DOI: 10.13140/RG.2.2.26541.69607.

JIA, L. et al. Microplastic stress in plants: effects on plant growth and their remediations. *Frontiers in Plant Science*, v. 14, 2023, art. 1226484. DOI: 10.3389/fpls.2023.1226484.

JOLAOSHO, Toheeb Lekan et al. Microplastics in freshwater and marine ecosystems: occurrence, characterization and mitigation strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 294, 2025, art. 118036. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2025.118036.

KÄPPLER, A. et al. Comparison of  $\mu$ -ATR-FTIR and Py-GC/MS for microplastic identification. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, v. 410, p. 5313-5327, 2018. DOI: 10.1007/s00216-018-1185-5.

KIRSTEIN, I. V. et al. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research*, v. 120, p. 1-8, 2016. DOI: 10.1016/j.marenvres.2016.07.004.

KRISHNAN, K. M. Principles of materials characterization and metrology. New York: Oxford University Press, 2021.

KUMAR, Amit; MISHRA, Saurabh; PANDEY, Rajiv; YU, Zhi Guo; KUMAR, Munesh; KHOO, Kuan Shiong; THAKUR, Tarun Kumar; SHOW, Pau Loke. Microplastics in terrestrial ecosystems: Un-ignorable impacts on soil characterises, nutrient storage and its cycling. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, v. 158, p. 116869, jan. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2022.116869>.

LEE, J. H. et al. Toxic effects of polyethylene microplastics in Korean bullhead. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, v. 114, 2025, art. 104654. DOI: 10.1016/j.etap.2025.104654.

LI, W. C.; TSE, H. F.; FOK, L. Plastic waste in the marine environment: a review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment*, v. 566-567, p. 333-349, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>.

LI, Yue; TAO, Le; WANG, Qiong; WANG, Fengbang; LI, Gang; SONG, Maoyong. Potential health impact of microplastics: A review of environmental distribution, human exposure, and toxic effects. *Environment & Health*, v. 1, n. 4, p. 249-257, 2023. DOI: 10.1021/envhealth.3c00052.

LU, K. et al. Microplastics, potential threat to patients with lung diseases. *Frontiers in Toxicology*, v. 4, 2022, art. 958414. DOI: 10.3389/ftox.2022.958414.

LYKKEMARK, Jeanette et al. Py-GC-MS analysis for microplastics: Unlocking matrix challenges and sample recovery when analyzing wastewater for polypropylene and polystyrene. *Water Research*, [S. l.], v. 261, p. 122055, 2024. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122055.

MACHADO, Anderson Abel de Souza; KLOAS, Werner; ZARFL, Christiane; HEMPEL, Stefan; RILLIG, Matthias C. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, v. 24, n. 4, p. 1405-1416, abr. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>.

MAGNI, S. et al. Fate of microplastics in an Italian wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*, v. 652, p. 602-610, 2019.

MAGUIRE, Lane W.; GARDNER, Courtney M. Fate and transport of biological microcontaminants bound to microplastics in the soil environment. *Science of the Total Environment*, v. 892, 2023, art. 164439. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.164439.

MARFELLA, R. et al. Microplastics and Nanoplastics in Atheromas and Cardiovascular Events. *New England Journal of Medicine*, v. 390, n. 10, p. 900-910, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1056/NEJMoa2309822>.

MILLER, F.A.; KAUFFMAN, G.B. Raman and the discovery of the Raman effect. *J. Chem. Educ.*, v. 66, n. 10, p. 795, 1989.

MONDOL, M.; ANGON, P. B.; ROY, A. Effects of microplastics on soil properties. *Natural Hazards Research*, v. 5, n. 1, p. 14-20, 2025. DOI: 10.1016/j.nhres.2024.02.002.

MUTMAINNA, Inayatul; GARESO, Paulus Lobo; SURYANI, Sri; TAHIR, Dahlang. Microplastics from petroleum-based plastics and their effects: A systematic literature review and science mapping of global bioplastics production. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 20, n. 6, p. 1892-1911, 1 nov. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ieam.4976>.

NAVEED, Muhammad; RAEES, Mohammad; LIAQAT, Irfan; KASHIF, Mohammad. Clastogenic ROS and biophotonics in precancerous diagnosis. *Frontiers in Biology*, v. 13, n. 3, maio 2018. DOI: 10.1007/s11515-018-1488-0.

NEVES, Bárbara Simões de Oliveira; TORRES, Eduarda Tannus Mendes; SILVA, Júlia Karolina Baiense da; et al. Microscopia e suas aplicações na ciência forense: um estudo de caso. *Revista I fes Ciência*, v. 9, n. 3, p. 01-11, out. 2023. DOI: 10.36524/ric.v9i3.2199.

NUÑEZ-RUBIO, Marina; EDO, Carlos; GÁLVEZ-BLANCA, Virginia; VALENZUELA-LÁZARO, Juan Manuel; PULIDO-REYES, Gerardo; GONZÁLEZ-PLEITER, Miguel; FERNÁNDEZ-GARCÍA-DEL-RINCÓN, Luis; LEGANÉS, Francisco; FERNÁNDEZ-PIÑAS, Francisca; ROSAL, Roberto. Beyond the greenhouse: The spread of plastic pollution from an intensively cultivated agricultural area. *Emerging Contaminants*, v. 11, n. 4, 100560, dez. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2025.100560>.

PARK, Koungh-Min et al. Polystyrene microplastics induce activation and cell death of neutrophils. *Journal of Hazardous Materials*, v. 480, 2024, art. 136100. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.136100.

PAROLINI, M. et al. Microplastic contamination in snow from Western Italian Alps. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 18, n. 2, p. 768, 2021. DOI: 10.3390/ijerph18020768.

PAULY, J. L.; STEGMEIER, S. J.; ALLAART, H. A.; CHENEY, R. T.; ZHANG, P. J.; MAYER, A. G.; STRECK, R. J. Fibras celulósicas e plásticas inaladas encontradas no tecido pulmonar humano. *Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev.*, v. 7, n. 5, p. 419-428, 1998.

PRASATH, Arunagiri Ragu; SUDHAKAR, Chinnappan; SELVAM, Kandasamy. Microplastics in the environment: Types, sources, and impact on human and aquatic systems. *Bioresource Technology Reports*, v. 29, 2025, Artigo n. 102055. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2589014X25000374>.

PRIMPKE, S. et al. Critical assessment of analytical methods for microplastics. *Applied Spectroscopy*, v. 74, p. 1012-1047, 2020. DOI: 10.1177/0003702820921465.

PRIMPKE, S. et al. Reference database design for FTIR analysis of microplastics. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, v. 410, p. 5131-5141, 2018. DOI: 10.1007/s00216-018-1156-x.

QIAO, Ruxia et al. Accumulation of different shapes of microplastics initiates intestinal injury and gut microbiota dysbiosis in zebrafish. *Chemosphere*, v. 236, 2019, art. 124334. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.07.065.

RAJESH, P. Development of high quality large size direction controlled ADP single crystals and the effect of impurities on their growth. [s.l.]: Anna University, Faculty of Science and Humanities, s.d. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10603/10513>.

RAMAN, C. V. A new radiation. *Current Science*, v. 74, n. 4, p. 382-386, 1998.

RASHID, Sumaira; MAJEED, Solitario Rafiya; MEHTA, Nisarg; RADU, Tanja; MARTÍN-FABIANI, Ignacio; MANSOOR, Ahmad Bhat. Microplastics in terrestrial ecosystems: sources, transport, fate, mitigation, and remediation strategies. *Revista Euro-Mediterrânea para a Integração Ambiental*, v. 10, p. 2633-2659, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s41207-025-00766-6>.

Rassaei, F. (2025). Carnosic acid alleviates polystyrene microplastic-induced soil degradation and enhances maize growth. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 1-30. <https://doi.org/10.1080/15320383.2025.2519762>

RENNER, G. et al. Data preprocessing in microplastics identification. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, v. 111, p. 229-238, 2019. DOI: 10.1016/j.trac.2018.12.004.

REVEL, Messika; CHÂTEL, Amélie; MOUNEYRAC, Catherine. Micro(nano)plastics: A threat to human health? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, v. 1, p. 17-23, 2018. DOI: 10.1016/j.coesh.2017.10.003.

RILLIG, Matthias C.; LEHMANN, Anika; DE SOUZA MACHADO, A.; ABEL, A.; YANG, Gaowen. Microplastic effects on plants. *New Phytologist*, 2019. DOI: 10.1111/nph.15794.

ROSE, Deanna; WEBBER, Mona. Characterization of microplastics in the surface waters of Kingston Harbour. *Science of the Total Environment*, v. 664, p. 753-760, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.319.

SAJJAD, Muhammad; HUANG, Qing; KHAN, Sardar; KHAN, Muhammad Amjad; LIU, Yin; WANG, Junfeng; LIAN, Faqin; WANG, Qingqing; GUO, Genmao. Microplastics in the soil environment: A critical review. *Environmental Technology & Innovation*, v. 27, 102408, Aug. 2022. DOI: 10.1016/j.eti.2022.102408.

SALMI, P. et al. Particle balance and return loops for microplastics in wastewater treatment. *Water Science and Technology*, v. 84, p. 89-100, 2021.

SCHINAZI, G. et al. Fire testing methods of bio-based flame-retardant polymers. In: HU, Y.; NABIPOUR, H.; WANG, X. (eds.). *Bio-based flame-retardant technology for polymeric materials*. Elsevier, 2022. p. 61-95.

SCHWAFERTS, C. et al. Nanoplastic analysis by Raman microscopy and field-flow fractionation. *Analytical Chemistry*, v. 92, n. 8, p. 5813-5820, 2020. DOI: 10.1021/acs.analchem.9b05336.

SCHYMANSKI, D. et al. Analysis of microplastics in drinking water. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, v. 413, p. 5969-5994, 2021. DOI: 10.1007/s00216-021-03498-y.

SENATHIRAJAH, Kala; ATTWOOD, Simon; BHAGWAT, Geetika; CARBERY, Maddison; WILSON, Scott; PALANISAMI, Thava. Estimation of the mass of microplastics ingested – A pivotal first step towards human health risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, v. 404, parte B, 124004, 2021. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.124004.

SHARMA, R. K.; KUMARI, U.; KUMAR, S. Impact of microplastics on pregnancy and fetal development. *Cureus*, v. 16, n. 5, 2024, e60712. DOI: 10.7759/cureus.60712.

SILVA, A. L. P.; SILVA, S. A. M.; DUARTE, A.; BARCELÓ, D.; ROCHA-SANTOS, T. Analytical methodologies used for screening micro(nano)plastics in (eco)toxicity tests. *Green Analytical Chemistry*, v. 3, p. 100037, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.greeac.2022.100037>.

SUN, Anqi; WANG, Wen-Xiong. Human exposure to microplastics and its associated health risks. *Environment & Health*, v. 1, n. 3, p. 139-149, 2023. DOI: 10.1021/envhealth.3c00053.

TAGG, A. S. et al. Fenton's reagent for the rapid and efficient isolation of microplastics from wastewater. *Chemical Communications*, v. 53, n. 2, p. 372-375, 2017. DOI: 10.1039/C6CC08798A.

THOMAS, Sabu; THOMAS, Raju; ZACHARIAH, Ajesh K.; MISHRA, Raghvendra Kumar (Ed.). *Spectroscopic Methods for Nanomaterials Characterization*. 1. ed. [S.l.]: Elsevier, 2017. 1 eBook. (Micro and Nano Technologies). 423 p. ISBN 978-0323461467.

THUSHARI, G. G. N.; SENEVIRATHNA, J. D. M. Plastic pollution in the marine environment. *Heliyon*, v. 6, 2020, Artigo n. e04709. Disponível em: [www.cell.com/heliyon](http://www.cell.com/heliyon).

UNEP. *Marine Plastic Debris, and Microplastics-Global Lessons. "Research to Inspire Action and Guide Policy Change."* United Nations Environment Programme, Nairobi, 2016. 179 p.

WAN, Yong; WU, Chenxi; XUE, Qiang; HUI, Xinminnan. Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil. *Science of The Total Environment*, v. 654, p. 576-582, 1 mar. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.123>.

WANG, Teng et al. The processes and transport fluxes of land-based macroplastics and microplastics entering the ocean via rivers. *Journal of Hazardous Materials*, v. 466, p. 133623, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133623>.

WANG, Z. et al. Polystyrene microplastics induce toxicity through the gut-mammary axis. *npj Science of Food*, v. 9, 2025, art. 139. DOI: 10.1038/s41538-025-00517-5.

WINIARSKA, Ewa; JUTEL, Marek; ZEMELKA-WIACEK, Magdalena. The potential impact of nano- and microplastics on human health: Understanding human health risks. *Environmental Research*, v. 251, parte 2, 118535, 2024. DOI: 10.1016/j.envres.2024.118535.

WIRNKOR, Verla Andrew; ENYOH, Christian Ebere; NGOZI, Verla Evelyn. Microplastics, an emerging concern: A review of analytical techniques for detecting and quantifying microplastics. *Analytical Methods in Environmental Chemistry Journal*, jul. 2019. DOI: 10.24200/amecj.

XIANG, Yangzhou; RILLIG, Matthias C.; PEÑUELAS, Josep; SARDANS, Jordi; LIU, Ying; YAO, Bin; LI, Yuan. Global Responses of Soil Carbon Dynamics to Microplastic Exposure: A Data Synthesis of Laboratory Studies. *Environmental Science & Technology*, v. 58, n. 10, p. 5821-5831, 2024. DOI: 10.1021/acs.est.3c09671.

XU, Jun-Li; THOMAS, Kevin V.; LUO, Zisheng; GOWEN, Aoife A. FTIR and Raman imaging for microplastics analysis: State of the art, challenges and prospects. *Trends in Analytical Chemistry*, v. 119, artigo 115629, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.115629>.

YUE, S. et al. Emerging threat of environmental microplastics: hepatic metabolic dysregulation. *International Journal of Molecular Medicine*, v. 56, n. 4, 2025, art. 144. DOI: 10.3892/ijmm.2025.5584.

ZHANG, G.; LIU, Y. Distribution of microplastics in soil aggregate fractions. *Science of the Total Environment*, v. 642, p. 12-20, 2018.

ZHANG, Yulan; KANG, Shichang; ALLEN, Steve; ALLEN, Deonie; GAO, Tanguang; SILLANPÄÄ, Mika. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, v. 203, 103118, 2020. DOI: 10.1016/j.earscirev.2020.103118.

ZHANG, Z. et al. Microplastics pollution accentuates soil microbial nutrient limitations. *Gondwana Research*, v. 108, p. 91-101, 2022. DOI: 10.1016/j.gr.2021.07.028.

ZHAO, Xiang; YOU, Fengqi. Microplastic human dietary uptake from 1990 to 2018 grew across 109 major developing and industrialized countries but can be halved by plastic debris removal. *Environmental Science & Technology*, v. 58, p. 8709-8723, 2024.

ZHENG, Meng; HUANG, Zelin; WANG, Peng; LUO, Zhihong; ZHANG, Yongjie; YANG, Minghui; TIAN, Jun. Environmental and health impacts of microplastic pollution in aquatic environment: A review. *Environmental Research, Engineering and Management*, v. 2, n. 4, p. 119-129, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eres.2022.06.002>.

ZHU, Lin; BAI, Huaiyu; CHEN, Bijuan; SUN, Xuemei; QU, Keming; XIA, Bin. Microplastic pollution in North Yellow Sea, China: Observations on occurrence, distribution and identification. *Science of The Total Environment*, v. 636, p. 20-29, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04