

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

Trabalho de Conclusão de Curso

LUÍS GUSTAVO DINIZ DE SOUZA

**Exposição aos microplásticos em ambientes internos: revisão
sobre as fontes e impactos à saúde humana**

São Carlos, SP

2025

LUÍS GUSTAVO DINIZ DE SOUZA

**Exposição aos microplásticos em ambientes internos: revisão
sobre as fontes e impactos à saúde humana**

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

São Carlos, SP

2025



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA - DQ/CCET/R
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 36/2025/DQ/CCET/R

Graduação: Defesa Pública de Trabalho de Conclusão de Curso

Folha Aprovação (GDP-TCC-FA)

FOLHA DE APROVAÇÃO

LUIS GUSTAVO DINIZ DE SOUZA

EXPOSIÇÃO AOS MICROPLÁSTICOS EM AMBIENTES INTERNOS: REVISÃO SOBRE AS FONTES E IMPACTOS À
SAÚDE HUMANA

Trabalho de Conclusão de Curso

Universidade Federal de São Carlos – Campus São Carlos

São Carlos, 01 de dezembro de 2025

ASSINATURAS E CIÊNCIAS

Cargo/Função	Nome Completo
Orientador	Profa Dra. Roberta Cerasi Urban
Membro da Banca 1	Dr. Jonatas Schadeck Carvalho
Membro da Banca 2	Msc. Gabriel Marcondes Ferraz



Documento assinado eletronicamente por Ricardo Samuel Schwab, Professor(a), em 02/12/2025, às 07:25, 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 2090939 e o código CRC 74C668E5.

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

SEI nº 2090939

Modelo de Documento: Grad: Defesa TCC: Folha Aprovação, versão de 02/Agosto/2019

AGRADECIMENTOS

À minha mãe e minha avó, Shirlei e Joana, vocês são minha base e meu maior exemplo de força. Agradeço por todo o apoio incondicional oferecido desde o início até o final. Essa conquista vem muito por conta da sua ajuda, e considero ela tão sua quanto minha.

À Isadora, pelo incentivo constante e por caminhar ao meu lado. Muito obrigado pelo companheirismo, pelo apoio nos dias de cansaço, por me ouvir e por me fazer acreditar que eu seria capaz. Sua presença tornou todo esse processo mais leve.

Aos amigos que a graduação me presenteou, Otávio, Vitória e Thalia pela amizade construída ao longo desses anos. Obrigado por dividirem comigo as angústias e as alegrias do curso, pelo apoio mútuo nas disciplinas e por tornarem os dias na universidade inesquecíveis.

À minha orientadora, Prof^a. Dra. Roberta Cerasi Urban, expresso minha profunda gratidão e admiração. Obrigado pela compreensão e paciência, e pela ajuda fundamental desde o período de estágio até a conclusão deste TCC. Agradeço pela orientação, por compartilhar seu conhecimento e por ter conduzido este trabalho com empatia e competência.

Por fim, agradeço aos membros da banca pela disponibilidade de tempo, pela leitura atenta deste trabalho e pelas valiosas contribuições para o meu aprimoramento profissional.

RESUMO

A degradação contínua de resíduos plásticos, impulsionada por processos físicos e químicos, resultou na dispersão de microplásticos (MPs) em diversos compartimentos ambientais. Contudo, há uma grande lacuna de conhecimento acerca da contaminação atmosférica, principalmente em ambientes internos, onde frequentemente as concentrações de MPs são superiores às determinadas ao ar livre. Este trabalho apresenta uma revisão da literatura sobre a presença e exposição humana aos MPs em ambientes internos, analisando suas fontes, características e os potenciais riscos à saúde. Como principais resultados, foram determinados que os espaços fechados são zonas de acumulação, dominadas por fibras de origem têxtil, como polietileno tereftalato (PET) e polipropileno (PP), e que a exposição humana ocorre principalmente por inalação e ingestão de poeira. As evidências toxicológicas indicam riscos como estresse oxidativo e inflamação, com a constatação de que MPs podem se translocar para a corrente sanguínea, sendo que já foram detectados em tecidos como pulmões, fígado e placenta humana. Com isso, têm-se que a qualidade do ar interno é um tema relevante para a saúde pública e que a mitigação requer uma abordagem coordenada.

Palavras-chave: Microplásticos, Ambientes Internos, Exposição Humana, Fibras, Toxicidade

ABSTRACT

The continuous degradation of plastic waste, driven by physical and chemical processes, has resulted in the dispersion of microplastics (MPs) across diverse environmental compartments. However, scientific literature has prioritized outdoor environments, while indoor environments where MP concentrations frequently exceed those found outdoors do not receive the same attention. This work conducts a literature review on MP exposure in indoor environments, analyzing their sources, characteristics, and potential health risks. The review identifies that indoor spaces are accumulation zones, dominated by fibers of textile origin, such as polyethylene terephthalate (PET) and polypropylene (PP), and that exposure occurs primarily through inhalation and dust ingestion. Toxicological evidence points to risks such as oxidative stress and inflammation, with the finding that MPs can translocate into the bloodstream and have already been detected in tissues such as the lungs, liver, and human placentas. Therefore, indoor air quality is established as a relevant public health issue, and mitigation requires a coordinated approach.

Keywords: Microplastics, Indoor Environments, Human Exposure, Fibers, Toxicity.

LISTA DE FIGURAS E TABELAS

Figura 1 – Produção, utilização e destino globais de resinas poliméricas, fibras sintéticas e aditivos (1950 a 2015; em milhões de toneladas métricas).....	3
Figura 2 – Diferentes classificações de microplásticos.....	4
Figura 3 – Número de artigos publicados com foco em microplásticos no ar interior por ano de publicação (dentre os selecionados no estudo).....	6
Figura 4 – Fonte de microplásticos em ambientes internos.....	8
Figura 5 – Possíveis fontes que contribuem para a presença de microplásticos em ambientes internos.....	12
Figura 6 – Vias de exposição humana a microplásticos e riscos associados.....	18
Tabela 1 – Fontes de microplásticos em ambientes internos.....	9

LISTA DE SIGLAS

COVID-19 – Coronavirus Disease 2019

OMS – Organização Mundial da Saúde

UNEP (PNUMA) – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

PP – Polipropileno

PA – Poliamida

PU – Poliuretano

PS – Poliestireno

PE – Polietileno

PC – Policarbonato

PET – Polietileno tereftalato

MPs – Microplásticos

PVC – Policloreto de vinil

μ -FTIR – Micro espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier

POPs – Poluentes Orgânicos Persistentes

PVB – Polivinil butiral

EDI – Ingestão Diária Estimada

DAE – Diâmetro aerodinâmico equivalente

TGI – Trato Gastrointestinal

ROS – Espécies Reativas de Oxigênio

PCBs – Bifenilos policlorados

HPAs – Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos

Pb – Chumbo

Cd – Cádmio

Ni – Níquel

Zn – Zínco

BPA – Bisfenol A

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. POLUIÇÃO PLÁSTICA E A PRESENÇA DOS MICROPLÁSTICOS.....	2
3. O MICROAMBIENTE INTERNO E A EXPOSIÇÃO HUMANA.....	5
3.1. AS LACUNAS DE CONHECIMENTO SOBRE MICROPLÁSTICOS EM AMBIENTES INTERNOS.....	5
3.2. FONTES DE MICROPLÁSTICOS EM AMBIENTES INTERNOS.....	7
3.3. CONCENTRAÇÕES, CARACTERÍSTICAS E COMPOSIÇÕES.....	9
3.4. VIAS DE EXPOSIÇÃO.....	11
3.4.1. INALAÇÃO.....	11
3.4.2. INGESTÃO.....	13
3.4.3. CONTATO DÉRMICO.....	14
4. IMPACTOS À SAÚDE.....	15
4.1. VIAS DE EXPOSIÇÃO E DESTINO NO ORGANISMO.....	15
4.2. MECANISMOS DE TOXICIDADE.....	16
4.2.1. ESTRESSE OXIDATIVO.....	16
4.2.2. CITOXICIDADE.....	17
4.2.3. TOXICIDADE QUÍMICA.....	17
4.3. EVIDÊNCIAS NO ORGANISMO.....	18
5. ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO.....	19
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	21
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	21

1. INTRODUÇÃO

A produção global de plásticos superou, em 2023, a marca de 400 milhões de toneladas anuais, mas apenas uma fração inferior a 10% é efetivamente reciclada (UNEP, 2023). Esse modelo intensivo de consumo gera um acúmulo de resíduos. Estima-se que 79% do volume de plásticos já fabricado esteja em aterros ou disperso pelo meio ambiente (Geyer; Jambeck; Law, 2017). À medida que esses plásticos são submetidos a processos de degradação, com o intemperismo, a fotodegradação por radiação UV, a oxidação térmica e a abrasão mecânica, eles fragmentam e liberam os microplásticos (MPs), os quais também podem ser produzidos intencionalmente para fins industriais (Andrady, 2017; Zhai et al., 2023).

A presença dos MPs se tornou persistente e amplamente distribuída em todos os ecossistemas, e já foi documentada em solos de áreas agrícolas, em todos os oceanos, em rios e lagos de água doce e até suspensa na atmosfera, sendo transportada pelos ventos e depositada nas mais diversas regiões (Brahney et al., 2020; Zhai et al., 2023).

Os riscos associados a essa contaminação não se resumem ao meio ambiente, mas também para a saúde humana. No âmbito ambiental, os impactos são variados, incluindo desde danos físicos à fauna, até sua atuação como vetores de outros contaminantes (OSMAN et al., 2023). Na saúde humana, os estudos têm se concentrado nas vias de exposição por inalação e ingestão e seus potenciais impactos (Vethaak; Legler, 2021). Contudo, os efeitos crônicos de longo prazo permanecem como uma lacuna a ser explorada.

Apesar do crescimento do número de pesquisas na última década, há uma predominância para artigos referentes à ecossistemas externos, como ambientes marinhos, de água doce e terrestres (Burns; Boxall, 2018). No entanto, os seres humanos permanecem a maior parte de seu tempo em ambientes internos (Zhai et al., 2023), e trabalhos recentes revelam que as concentrações de MPs no ar e na poeira de espaços internos, como residências e escritórios, podem ser superiores às encontradas no ambiente externo (Ageel; Harrad; Abdallah, 2025).

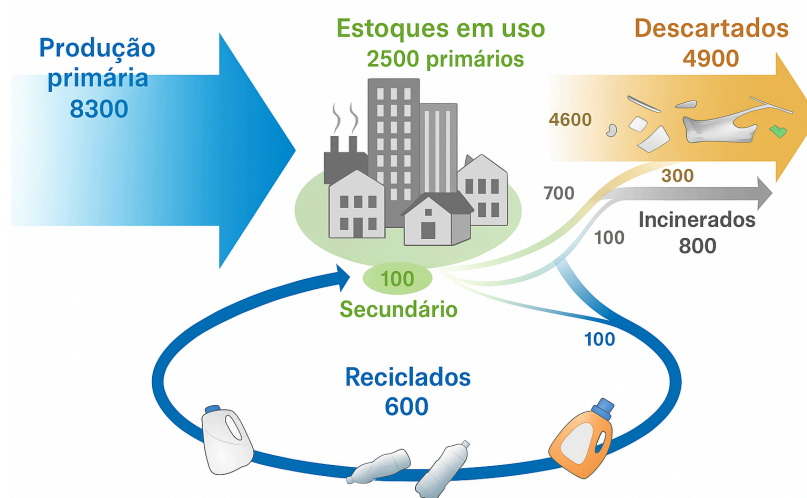
Com base nisso, este trabalho objetiva realizar uma revisão da literatura sobre a exposição aos MPs em ambientes internos. Primeiramente, buscou-se identificar e comparar as fontes primárias de contaminação. Posteriormente, foram avaliados os impactos diretos, sintetizando as evidências sobre os riscos à saúde associados à exposição a estas partículas. Com isso, o estudo busca não apenas abordar as discrepâncias entre ambientes externos e internos, mas também sintetizar propostas de mitigação.

2. POLUIÇÃO PLÁSTICA E A PRESENÇA DOS MICROPLÁSTICOS

A ascensão dos plásticos, especialmente após a Segunda Guerra Mundial, representou uma transformação significativa na indústria e no cotidiano. Materiais poliméricos como o polietileno (PE), o polipropileno (PP) e o policloreto de vinil (PVC) tornaram-se amplamente utilizados devido às suas características como alta versatilidade, durabilidade e baixo custo de produção (Olatunji, 2024). Contudo, esse crescimento fundamentou-se em um sistema de economia linear, focado na produção e no descarte, cujas implicações ambientais a longo prazo foram subestimadas.

Em um estudo realizado por Geyer, Jambeck and Law (2017), foi estimado que cerca de 8300 Mt de plásticos foram produzidos até 2015 e, entre 1950 e 2015, 6300 Mt já haviam se tornado resíduos. Deste volume, apenas uma fração mínima de 9% foi reciclada e 12% incinerada, enquanto cerca de 79% foram descartados e se apresentam acumulados em aterros sanitários ou dispersa no ambiente natural (Figura 1). Para exemplificar, em 2010, a má gestão de resíduos resultou em uma entrada de 4,8 a 12,7 milhões de toneladas métricas de plástico nos oceanos, e esta poluição marinha é uma consequência direta do modelo de consumo (Jambeck et al., 2015). Além disso, as tendências atuais de produção são de crescimento que supera a capacidade global de gerenciamento de resíduos.

Figura 1 – Produção, utilização e destino globais de resinas poliméricas, fibras sintéticas e aditivos (1950 a 2015; em milhões de toneladas métricas).



Fonte: Adaptado de Geyer, Jambeck and Law, 2017.

Segundo projeções, caso as tendências atuais se mantenham, o volume de lixo plástico descartado anualmente poderá atingir 53 milhões de toneladas métricas até 2030 e 380 Mt anualmente até 2050 (Lebreton; Andrady, 2019; Walker; Fequet, 2023).

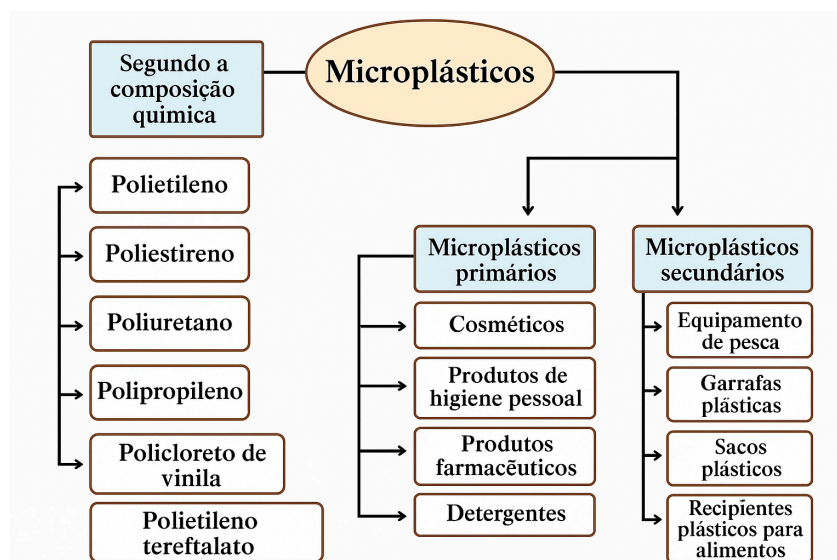
Diante deste cenário, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (*United Nations Environment Programme - UNEP*) reforça a necessidade de transição para uma economia circular como estratégia de mitigação da poluição plástica (UNEP, 2023). Enquanto essa transição representa uma solução de longo prazo, o gerenciamento desse acúmulo ambiental existente constitui um desafio imediato. Isto porque os polímeros sintéticos dispersos no ambiente não permanecem completamente inertes, estando sujeitos a processos contínuos de degradação e fragmentação por meio de múltiplos mecanismos que alteram sua integridade estrutural (OSMAN et al., 2023). A partir dessa fragmentação, origina-se uma nova classe de contaminantes, os microplásticos.

Os MPs são definidos como partículas poliméricas sintéticas com dimensão entre 1 μm e 5 mm (Zhang et al., 2020). Estes podem ser primários, correspondendo a produtos intencionalmente produzidos, que entram no meio ambiente em seu tamanho original, como os *pellets* de matéria-prima industrial, e microesferas utilizadas em produtos de higiene e cosméticos. Contudo, a principal via de

contaminação ambiental são os MPs secundários, que se originam de mecanismos de degradação e fragmentação, como fotodegradação, hidrólise, abrasão física, a ação das ondas e degradação biológica (Andrady, 2017). Dentre as fontes, destacam-se garrafas e embalagens, partículas de desgaste de pneus e as fibras liberadas pela lavagem de tecidos sintéticos (OSMAN et al., 2023).

Como resultado, os polímeros mais comumente determinados no ambiente são um reflexo direto dos mais produzidos e descartados em escala global (Figura 2), como o PE, PP, o PVC, o PET e o poliestireno (PS) (Geyer; Jambeck; Law, 2017).

Figura 2 – Diferentes classificações de microplásticos.



Fonte: Adaptado de Osman et al., 2023

Uma vez gerados e no ambiente, esses MPs podem ser dispersos por todo o planeta. Os ecossistemas de água doce, como rios e lagos, atuam como vias de transporte, transportando anualmente milhões de toneladas de plásticos das bacias hidrográficas para os oceanos (Nyberg et al., 2023). Nos ambientes marinhos, por sua vez, as partículas se acumulam em correntes oceânicas, na coluna d'água e, de forma abundante, nos sedimentos do fundo do mar, os quais tornaram-se um grande reservatório (Ita-Nagy; Vázquez-Rowe; Kahhat, 2022). A contaminação, no entanto, não está restrita aos sistemas aquáticos. A atmosfera permite o transporte de longa distância. Partículas leves, especialmente fibras, são transportadas por correntes de

ar e viajam por milhares de quilômetros, sendo depositadas em locais diversos e até mesmo nos mais remotos, como o Ártico e os Alpes (Brahney et al., 2020). Este fenômeno hoje é conhecido como "chuva plástica" (Brahney et al., 2020).

A onipresença dos MPs ocasiona implicações para a biota e para o equilíbrio dos ecossistemas. Nos oceanos, estes podem ser ingeridos por seres vivos e acumular dentro dos organismos, resultando em danos físicos (Rocha-Santos; Duarte, 2015). Além disso, os MPs estão propensos a concentrar poluentes orgânicos persistentes hidrofóbicos (POPs), por conta de sua superfície hidrofóbica, facilitando o transporte e a biodisponibilidade desses contaminantes (Rochman, 2018; Sridharan et al., 2021). A problemática dos MPs se expande para além do ecossistema ambiental, sendo uma preocupação para a saúde humana. Dado que os seres humanos residem a maior parte do seu tempo em ambientes internos, e que nestes as partículas possuem fontes e comportamentos distintos, além de estudos relatarem concentrações maiores, esses locais devem ser melhor estudados (Dris et al., 2017; Ferraz et al., 2024; Kacprzak; Tijning, 2022; Torres-Agullo et al., 2022).

3. O MICROAMBIENTE INTERNO E A EXPOSIÇÃO HUMANA

3.1. AS LACUNAS DE CONHECIMENTO SOBRE MICROPLÁSTICOS EM AMBIENTES INTERNOS

Estudos indicam que as pessoas permanecem, em média, até 90% de seu tempo em ambientes fechados (indoor), como residências, escritórios e escolas (Ageel; Harrad; Abdallah, 2022). Portanto, esses ambientes devem ser considerados em estudos de exposição humana à potenciais contaminantes, como MPs. Contudo, segundo análises bibliométricas, o número de estudos dedicados aos ambientes internos ainda é baixo em comparação com publicações focadas em ambientes externos, principalmente marinhos para os MPs, evidenciando uma lacuna de conhecimento (Mehta; Kozielska, 2024).

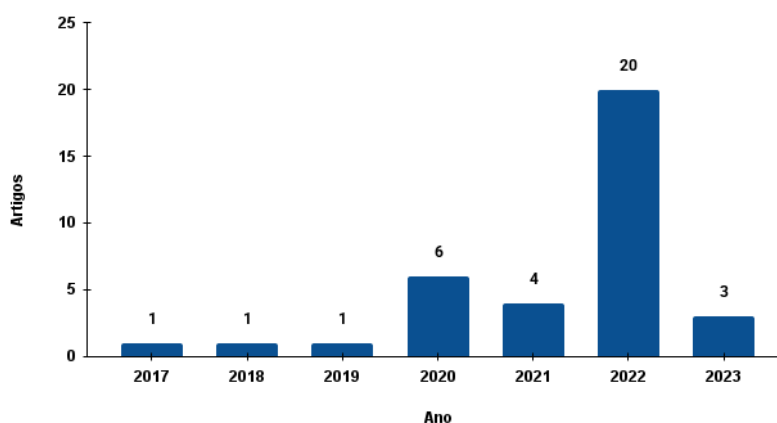
Essa diferença no número de estudos objetivando determinar as concentrações e até mesmo avaliar os potenciais riscos da exposição humana em ambientes internos e externos, resultou em uma lacuna de conhecimento que

recentemente começou a ser considerada. Isto porque foram realizadas pesquisas que demonstraram que, em ambientes internos, as concentrações de MPs podem ser maiores que nos externos (Ageel; Harrad; Abdallah, 2022; Amato-Lourenço et al., 2022; Dewika et al., 2023; Kek et al., 2024). Na cidade de São Paulo, por exemplo, a concentração de MPs nos ambientes internos foi cerca de 2,5 vezes maior que nos externos (Amato-Lourenço et al., 2022).

A acumulação relatada é uma consequência da existência de múltiplas e contínuas fontes internas de emissão, além dos MPs aerotransportados. Diferentemente do que ocorre em ambiente externo, nos internos há a predominância de partículas plásticas emitidas por meio de abrasão de têxteis sintéticos, mobiliário, tintas, embalagens e eletrônicos, que se tornam o principal contribuinte para a contaminação local (Amato-Lourenço et al., 2022; Ferraz et al., 2024; Zhai et al., 2023).

Ademais, como ilustra a figura 3, a pandemia da COVID-19 foi um catalisador para o aumento do número de pesquisas relacionadas ao tema (Mehta; Kozielska, 2024). A crise sanitária de 2020 reforçou a necessidade de estudos sobre a dinâmica e a interferência dos MPs na qualidade do ar em ambientes fechados, além de conceitos como transmissão aérea, ventilação e tempo de residência das partículas (Agarwal et al., 2021; Ageel; Harrad; Abdallah, 2022; Braggion et al., 2024).

Figura 3 – Número de artigos publicados com foco em microplásticos no ar interior por ano de publicação (dentre os selecionados no estudo).



Fonte: Adaptado de Mehta; Kozielska, 2024.

3.2. FONTES DE MICROPLÁSTICOS EM AMBIENTES INTERNOS

Os ambientes internos usualmente podem ser classificados em duas categorias distintas: industriais e não-industriais (Kacprzak; Tijing, 2022; Ouyang et al., 2022). Dentre os espaços industriais, estão edifícios como fábricas, laboratórios e instalações de armazenamento. Já os ambientes não-industriais incluem residências, escritórios, escolas, veículos de transporte público, dentre outros (Kacprzak; Tijing, 2022; Ouyang et al., 2022). Cada um destes ambientes sob estudo apresenta fontes, composição e abundância de MPs diferentes, e traduzem a presença de polímeros sintéticos no cotidiano moderno (Kacprzak; Tijing, 2022; Ouyang et al., 2022).

Entre as diversas fontes, os têxteis sintéticos são os mais significativos, principalmente no âmbito domiciliar (Dris et al., 2017). Itens comumente utilizados como roupas, tapetes, cortinas e estofados (Figura 4), majoritariamente compostos por polímeros como náilon, acrílico, poliamida, poliéster, poliolefina, elastano ou Rayon emitem continuamente microfibras no ar (Ageel; Harrad; Abdallah, 2022; Kacprzak; Tijing, 2022; Osman et al., 2023; Zhang et al., 2020a). A emissão a partir destes itens ocorre por meio da degradação passiva do material ao longo do tempo de vida, e de forma predominante, pela abrasão mecânica resultante do uso cotidiano (Dewika et al., 2023; Zhang et al., 2020a). O estudo de Zhang et al., 2020a, por exemplo, demonstrou uma correlação direta entre a quantidade de itens têxteis em um espaço e a abundância de MPs, com um dormitório apresentando taxas de deposição ($9,9 \times 10^3$ MPs m^{-2} dia^{-1}) quase cinco vezes maiores que um escritório ($1,8 \times 10^3$ MPs m^{-2} dia^{-1}). Esta diferença foi atribuída à maior presença de roupas, roupas de cama e cortinas nos espaços residenciais. Além disso, casas que possuem carpete como revestimento de piso apresentaram quase o dobro do número de fibras de MPs que casas que não têm pisos com carpetes (Soltani; Taylor; Wilson, 2021).

Figura 4 – Fonte de microplásticos em ambientes internos.



Fonte: Adaptado de Mehta; Kozielska, 2024.

Embora estudos indiquem que as fibras podem constituir mais de 90% dos MPs em amostras de ar e poeira internos, inúmeras outras fontes contribuem para a poluição interna em residências (Dris et al., 2017). A degradação lenta de mobiliário e revestimentos são fontes contínuas de fragmentos e fibras. Espumas de poliuretano (PU) em estofados sofrem oxidação e se desintegram, enquanto tintas e vernizes poliméricos em paredes e móveis se tornam quebradiços e liberam partículas (Kacprzak; Tijning, 2022; Zhu et al., 2022). Do mesmo modo, a abrasão de revestimentos de pisos, como os de PVC, contribui para a carga total de MPs na poeira interna (Kacprzak; Tijning, 2022; Zhu et al., 2022).

O poliéster é o principal polímero constituinte dos MPs identificados em ambientes residenciais. Já em escritórios e salas de aula, além do poliéster, outros polímeros, como o PE e o PP, além do PET e o acetato de etileno-vinila (EVA) podem representar importantes constituintes (Ferraz et al., 2024; Zhai et al., 2023; Zhang et al., 2020a; Zhu et al., 2022). Esta contribuição sugere a presença de fontes não têxteis, como a fragmentação de embalagens, materiais de escritório, cadeiras e outros mobiliários plásticos (Kacprzak; Tijning, 2022; Zhang et al., 2020a; Zhu et al., 2022).

No âmbito científico, os laboratórios de pesquisa representam um microambiente com preocupação dupla: além de ser um local de exposição para os pesquisadores, o próprio laboratório é uma fonte massiva de contaminação MPs, a qual pode comprometer a integridade dos resultados experimentais. No estudo de

Jones et al. (2024), fontes de água (Milli-Q e torneira), consumíveis (pipetas e frascos plásticos), e poeira foram identificados como potenciais vetores de contaminação por MPs.

A caracterização desses diferentes cenários internos, portanto, demonstra que não há um perfil único de contaminação (Tabela 1). Cada ambiente possui uma "impressão digital" dos MPs, definida por uma combinação de fatores.

Tabela 1 – Fontes de microplásticos em ambientes internos

Autor (ano)	Fonte/Origem dos MPs	Ambiente interno estudado
Dris, R. et al. (2017)	Fibras têxteis (roupas, estofados, cortinas)	Poeira doméstica e ar interior
Vianello, A. et al. (2019)	Têxteis, mobiliário, tapetes	Ambientes domésticos simulados
Soltani, N. S. et al. (2021)	Têxteis, desgaste de plásticos domésticos, embalagens	Poeira doméstica (casas)
Zhang, J.; Wang, L.; Kannan, K. (2020)	Vestuário, mobiliário, embalagens, equipamentos	Poeira de residências (12 países)
Zhang, Q. et al. (2020)	Material de construção, atividade humana, ventilação	Deposição atmosférica interna
Dris, R. et al. (2015)	Fontes urbanas (tráfego), têxteis	Ar e poeira em área urbana
Liao, Z. et al. (2021)	Emissões urbanas, têxteis, atividades domésticas	Ar interno e externo (costeiro)
Torres-Agulló, A. et al. (2022)	Têxteis, HVAC/ventilação, atividade humana	Microambientes urbanos internos
Kacprzak, S.; Tijing, L. D. (2022)	Têxteis, filtros, limpeza, equipamentos domésticos	Revisão (ambiente interno)
Zhu, J. et al. (2022)	Roupas, tapetes, mobiliário, uso diário	Poeira de ambientes internos
Zhai, X. et al. (2023)	Têxteis, móveis, fontes externas (janelas/portas)	Diversos ambientes internos
Sharaf Din, K. et al. (2024)	Têxteis, transporte de partículas, desgaste de superfícies	Ar interno e externo
Ferraz, G. M. et al. (2024)	Entrada externa, atividade escolar, têxteis	Escola primária
Jones, N. R. et al. (2024)	Equipamentos e consumíveis de laboratório	Laboratórios
Kek, H. Y. et al. (2024)	Têxteis, mobiliário, eletrônicos, ventilação	Revisão crítica (ar interno)
Liu, C. et al. (2019)	PET e PC de produtos domésticos, têxteis	Poeira doméstica urbana
Xu, C. et al. (2020)	Fontes terrestres (solo, transporte), têxteis	Ambiente doméstico/urbano

Fonte: Elaborado pelo autor com base nas referências bibliográficas.

3.3. CONCENTRAÇÕES, CARACTERÍSTICAS E COMPOSIÇÕES

Os ambientes internos, portanto, se apresentam como potenciais zonas de acumulação de MPs, frequentemente apresentando níveis mais elevados em

relação aos ambientes externos. Estudos identificaram concentrações de MPs suspensos no ar em compartimentos internos superiores aos externos. Sharaf Din et al., (2024) conduziram um estudo em Islamabad, no Paquistão, onde a concentração média de MPs nas amostras do ar interno foi de 4,34 itens m^{-3} , um valor superior aos 0,93 itens m^{-3} registrados nas amostras externas. Em Paris, Dris et al., (2017) reportam concentrações internas variando de 0,4 a 59,4 fibras m^{-3} , superando em mais de uma ordem de magnitude os níveis externos (0,3-1,5 fibras m^{-3}).

Essa disparidade também é observada nas taxas de deposição nesses ambientes, em São Paulo, foi registrado uma taxa de deposição média de 309 MPs $\text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$ em ambientes internos, contrastando com os 123 MPs $\text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$ medidos ao ar livre (Amato-Lourenço et al., 2022). Na mesma direção, Yao et al., (2022) identificaram que as taxas de deposição de microplásticos internos foram 12,9 a 56,6 vezes maiores em comparação com amostras amostradas externamente em Nova Jersey, EUA. A maior atividade humana, associada à abrasão de produtos plásticos e a ventilação limitada nos espaços internos contribuem para essa disparidade em relação aos ambientes externos (Kek et al., 2024; Sharaf Din et al., 2024).

Além da maior concentração, a contaminação interna possui características específicas que se diferenciam da externa. Do ponto de vista morfológico, observa-se uma tendência de predominância das fibras em ambientes internos, o que reforça influência dos têxteis como importante fonte de emissão nesses locais (Amato-Lourenço et al., 2022; Dris et al., 2015, 2017; Soltani; Taylor; Wilson, 2021; Yao et al., 2022). Em São Paulo, por exemplo, a taxa de deposição de fibras de MPs em ambientes internos variou de 52 a 678 MPs $\text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$, enquanto partículas variaram de 0 a 5 MPs $\text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$ (Amato-Lourenço et al., 2022). Já nos estudos realizados em Paris, 90% dos microplásticos domésticos observados eram fibras (Dris et al., 2015, 2017). A morfologia dos ambientes urbanos externos, embora ainda predominantemente composta por fibras, apresenta uma maior proporção de fragmentos e partículas em relação aos ambientes fechados, especialmente na fração menor que 50 μm (Amato-Lourenço et al., 2022; Sharaf Din et al., 2024).

Em relação ao tamanho, as partículas internas tendem a ser maiores em média do que externas, com variações dependendo da morfologia analisada. Sharaf

Din et al., (2024) identificaram que, em amostras de ar interno, a faixa de tamanho prevalente foi de 50–100 μm , já no ar externo, a faixa dominante foi de <50 μm . Além disso, o mesmo estudo relatou uma predominância do tipo de formato de fragmento em partículas, internas e externas, com tamanho <50 μm . Sobre as fibras, quando determinadas em ambientes externos tendem a ser menores, com comprimentos que não excedem 1.650 μm , enquanto no ar interno podem ser encontradas fibras de até 3.250 μm (Dris et al., 2017).

Por fim, a composição dos MPs diverge não apenas entre os compartimentos externo e interno, como também nos diferentes espaços fechados. Polímeros associados, principalmente, à têxteis e embalagens como o PET, PE, PP, Poliamida (PA) e PS são frequentemente encontrados nas amostras internas, com o PET apresentando maior predominância (Amato-Lourenço et al., 2022; Liu et al., 2019; Sharaf Din et al., 2024; Soltani; Taylor; Wilson, 2021; Vianello et al., 2019).

Complementarmente, em Zhu et al., (2022) foi demonstrado a variação da composição polimérica dos MPs encontrados na poeira em diferentes localidades. O estudo realizado em Hangzhou, China, identificou que apartamentos, hotéis e dormitórios eram dominados por poliéster enquanto escritórios e salas de aula apresentavam predominância de PE e PP. Na província chinesa de Fujian, Zhai et al. (2023) identificaram perfis semelhantes ao coletarem amostras em diferentes espaços na Universidade de Tecnologia de Xiamen. Os resultados apontaram o PE como principal polímero em um escritório, polivinil butiral (PVB) no laboratório atmosférico e resina fenólica no dormitório. Essa heterogeneidade demonstra um perfil de contaminação único, influenciado por fatores como materiais e natureza das atividades humanas no local.

3.4. VIAS DE EXPOSIÇÃO

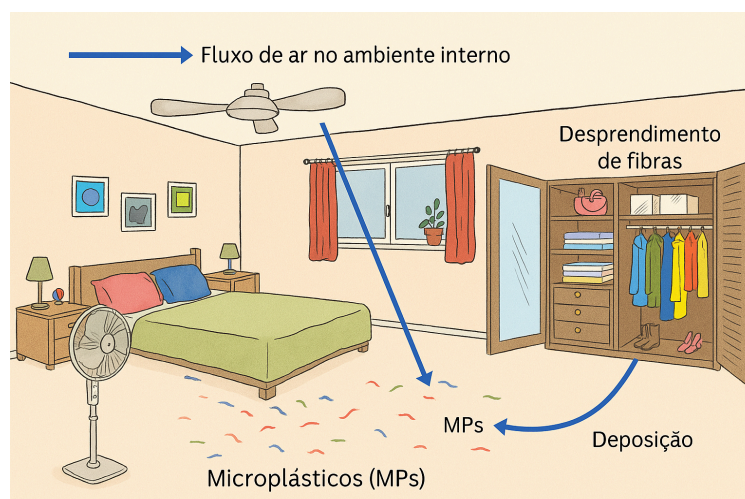
3.4.1. INALAÇÃO

A combinação de altas concentrações com a presença de partículas menores e fibrosas define um cenário onde a dinâmica de suspensão e deposição direciona as principais vias de exposição à estas partículas: a inalação da fração que permanece suspensa no ar e a ingestão secundária da poeira (Ageel; Harrad; Abdallah, 2022; Dewika et al., 2023; Osman et al., 2023; Vianello et al., 2019).

A inalação surge como uma via de exposição primária e, possivelmente, dominante para MPs, especialmente no contexto interno (Ageel; Harrad; Abdallah, 2022; Dewika et al., 2023). Estudos apontaram para uma dosagem de inalação variando de 26–130 MPs dia⁻¹ (Prata, 2018) até 272 MPs dia⁻¹ (Vianello et al., 2019). Cox et al., (2019) calcularam a exposição média anual de exposição à microplásticos por inalação onde, assumindo uma taxa de inalação de 15 m³ dia⁻¹, um indivíduo pode ser exposto a uma média de 53.700 MPs ano⁻¹, constituindo cerca de 50% da exposição total diária por todas as vias. Soltani; Taylor; e Wilson, (2021), relataram uma inalação média de 0,2 mg por kg-PC por ano (kg de peso corporal por ano) equivalente a 12.891 fibras microplásticas por ano.

A poeira sedimentada atua como um reservatório dinâmico, sendo facilmente ressuspensada no ar através de atividades cotidianas (Figura 5). Esta ressuspensão contribui significativamente para o aumento de matéria particulada no ar (Ageel; Harrad; Abdallah, 2022). O grau de exposição a MPs por inalação em ambientes internos é influenciado por fatores como a natureza dos materiais utilizados, presença de carpetes e dinâmicas de ventilação (Dewika et al., 2023).

Figura 5 – Possíveis fontes que contribuem para a presença de microplásticos em ambientes internos.



Fonte: Adaptado de Dewika et al., 2023.

3.4.2. INGESTÃO

A ingestão constitui uma das rotas de exposição humana à microplásticos, ocorrendo por dois mecanismos: a ingestão direta, através do consumo de alimentos e bebidas contaminados, e a ingestão indireta, pela deposição de MPs em superfícies e alimentos, processo com maior relevância no contexto dos ambientes internos (Ageel; Harrad; Abdallah, 2022; Dewika et al., 2023; Liu et al., 2019; Zhang; Zhu; Wang, 2024).

De forma direta, a presença de MPs já foi quantificada em praticamente todos os componentes da dieta humana. No estudo realizado por Domenech e Marcos, (2021), com foco em frutas e vegetais, foi identificado uma quantidade de 132.740 partículas g^{-1} . Seguindo a recomendação da Organização Mundial da Saúde (OMS) de um consumo diário de 400 g, a ingestão de MPs poderia atingir a marca de $53,1 \times 10^3$ partículas dia^{-1} . Outros itens de consumo, como sal de cozinha, apresentaram uma contaminação média de 142,8 partículas kg^{-1} (Domenech; Marcos, 2021).

Outro fator é a liberação de MPs de embalagens plásticas diretamente para os alimentos e bebidas, o que pode resultar em uma exposição elevada. Estudos demonstraram que preparar um saquinho de chá de plástico pode liberar aproximadamente 11,6 bilhões de MPs em uma única xícara (Hernandez et al. 2019). Do mesmo modo, microplásticos foram identificados na água potável, onde a concentração de MPs variou de acordo com o tipo de ingestão: amostras de água de torneira apresentaram cerca de 4 MP L^{-1} enquanto água engarrafada atingiram 94 MPs L^{-1} (Dewika et al., 2023). Outros estudos relataram abundâncias significativamente maiores, chegando a uma média de $5,4 \times 10^7 \pm 1,95 \times 10^7$ partículas L^{-1} na água contida em garrafas plásticas, sugerindo uma ingestão de cerca de $2,7 \times 10^7$ partículas dia^{-1} (Domenech; Marcos, 2021; Zuccarello et al., 2019). O volume mais alto na água engarrafada pode estar relacionado à composição dessas embalagens (Dewika et al., 2023).

A ingestão de poeira interna, representa uma via de exposição que pode ser ainda mais significativa do que a contaminação prévia dos alimentos, especialmente no contexto de ambientes internos (Catarino et al., 2018). Pesquisas relatam que, durante as refeições, MPs transportados pelo ar podem se depositar na superfície dos alimentos e ser ingeridos em seguida, as estimativas de ingestão por essa via variam de $1,9 \times 10^5$ a $1,3 \times 10^6$ partículas por ano (Sharaf Din et al., 2024). A

Ingestão Diária Estimada (EDI) de MPs através da poeira revela uma disparidade entre faixas etárias. Em um estudo conduzido por Zhu et al. (2022), a EDI média para bebês (7,4 MPs kg⁻¹ de peso corporal dia⁻¹) foi mais de 30 vezes superior à de adultos (0,23 MPs kg⁻¹ de peso corporal dia⁻¹). Outras pesquisas corroboram essa tendência, com taxas de ingestão para bebês (4.000 a 150.000 ng kg⁻¹ de peso corporal dia⁻¹) sendo maiores que para adultos (360 a 12.000 ng kg⁻¹ de peso corporal dia⁻¹) (Zhang; Wang; Kannan, 2020). Essa diferença é atribuída ao menor tamanho e maiores taxas de ingestão de poeira a partir de comportamentos exploratórios, como maior atividade de levar a mão à boca, que aumentam o contato direto com a poeira depositada (Cox et al., 2019; Dewika et al., 2023; Liu et al., 2019; Zhu et al., 2022).

3.4.3. CONTATO DÉRMICO

Embora menos estudada, a via dérmica não pode ser descartada. A pele humana intacta funciona como uma barreira eficiente contra partículas maiores que 100 nm, mas há a possibilidade de que nanoplasticos menores que 100 nm atravessem essa barreira (Revel; Châtel; Mouneyrac, 2018). A penetração também pode ocorrer através de folículos capilares, glândulas sudoríparas ou em pele lesionada (Ageel; Harrad; Abdallah, 2022; Soltani; Taylor; Wilson, 2021).

Os cosméticos e produtos de higiene pessoal assumem a posição como uma das principais fontes de exposição dérmica. Microesferas, geralmente <1 mm, são intencionalmente adicionadas a esfoliantes, sabonetes líquidos e pastas de dente, levando ao contato com a pele e mucosas (Dewika et al., 2023; Revel; Châtel; Mouneyrac, 2018). Estima-se que o uso de sabonete líquido possa levar à exposição de 2,4 mg de MPs por dia nos EUA (Gouin et al., 2011). Seguindo na mesma direção, a liberação de microfibras de roupas sintéticas resulta em um contato dérmico constante. Processos como a lavagem de roupas podem liberar milhões de fibras a cada ciclo, que podem permanecer aderidas aos tecidos (Dewika et al., 2023; Xu et al., 2020).

Tendo estabelecido as vias pelas quais ocorre exposição humana, com destaque para a inalação e a ingestão de poeira, torna-se possível avaliação das consequências decorrentes dessa interação.

4. IMPACTOS À SAÚDE

4.1. VIAS DE EXPOSIÇÃO E DESTINO NO ORGANISMO

A constatação de que os ambientes internos contribuem para uma exposição humana persistente e diversificada, direciona a investigação para as consequências toxicológicas dessa interação. Uma vez que as partículas adentram o organismo, inicia-se uma cascata de eventos biológicos que dependem das propriedades físico-químicas do material polimérico, como tamanho, forma e composição. A avaliação do risco à saúde humana se inicia pelo destino dessas partículas, como seus mecanismos de deposição, depuração e absorção (Dewika et al., 2023; Ageel; Harrad; Abdallah, 2022; Ouyang et al., 2022; Prata, 2018).

A via inalatória, particularmente, possui relevância no contexto de ambientes internos, onde partículas como as fibras podem permanecer suspensas no ar por longos períodos (Dris et al., 2017). O destino de uma partícula inalada no sistema respiratório é primariamente determinado por seu diâmetro aerodinâmico equivalente (DAE) (Liao et al., 2021). Partículas maiores (5–30 μm DAE) tendem a se depositar nas vias aéreas superiores por impactação, enquanto partículas na faixa de 1–5 μm DAE se depositam nas pequenas vias aéreas por sedimentação (Prata, 2018). As partículas respiráveis, especialmente aquelas com tamanho inferior a 2,5 μm , têm o potencial de alcançar a região alveolar, o pulmão profundo, por difusão (Liao et al., 2021; Ouyang et al., 2022; Prata, 2018). As fibras, por sua vez, apresentam um mecanismo adicional de deposição por interceptação, que aumenta seu potencial de penetração nas vias aéreas (Prata, 2018). O principal mecanismo de defesa do corpo é a depuração mucociliar, que remove eficientemente as partículas depositadas nas vias aéreas superiores (Liao et al., 2021; Sharaf Din et al., 2024). Contudo, partículas menores que 5 μm , especialmente fibras, podem evadir esse sistema, apresentando maior durabilidade em fluidos fisiológicos e, conseqüentemente, persistindo na região alveolar (Liao et al., 2021; Prata, 2018; Sharaf Din et al., 2024).

A via digestiva representa a outra grande porta de entrada, ocorrendo pela ingestão direta de alimentos e água contaminados ou pelo consumo de partículas removidas do trato respiratório (Dewika et al., 2023; Kek et al., 2024). No trato

gastrointestinal (TGI), a maioria das partículas, especialmente aquelas com diâmetro superior a 150 μm , atravessa o sistema sem ser absorvida e é excretada pelas fezes, o que corresponde a mais de 90% da massa ingerida (Dewika et al., 2023). Já a fração menor das partículas pode ter um caminho diferente. Estudos relataram que MPs com tamanho inferior a 150 μm , têm o potencial de cruzar a barreira epitelial intestinal (Campanale et al., 2020).

O processo das partículas menores de superarem as barreiras epiteliais do pulmão e do intestino é conhecido como translocação. Isso permite que MPs entrem na corrente sanguínea e no sistema linfático. Uma vez na circulação, essas partículas podem ser distribuídas por todo o corpo, acumulando-se preferencialmente em órgãos que funcionam como filtros biológicos, como o fígado, o baço e os rins (Amato-Lourenço et al., 2021; Kek et al., 2024; Prata, 2018; Sharaf Din et al., 2024)

Além disso, a translocação de MPs com tamanhos entre 0,1 e 10 μm através da barreira placentária já foi relatada, resultando na detecção de fragmentos poliméricos de 5-10 μm em amostras de placenta humana durante a gestação (Amato-Lourenço et al., 2021; Dewika et al., 2023; Kek et al., 2024; Prata, 2018). Similarmente, discute-se a possibilidade de as partículas menores atravessarem a barreira cerebral, com potencial para induzir neurotoxicidade (Campanale et al., 2020).

4.2. MECANISMOS DE TOXICIDADE

4.2.1. ESTRESSE OXIDATIVO

Uma vez nos tecidos, os microplásticos podem desencadear respostas adversas por meio de múltiplos mecanismos. Evidências atuais, originadas de modelos *in vitro* e animais, apontam como principais vias de dano o estresse oxidativo e a inflamação crônica, o dano físico direto, e a toxicidade química associada aos aditivos e contaminantes adsorvidos (Cruz; Almeida, 2023; Prata, 2018; Rahman et al., 2021).

O mecanismo de toxicidade mais documentado para MPs é a indução de estresse oxidativo e inflamação. Células do sistema imune, como macrófagos, reconhecem os MPs como corpos estranhos que não podem ser eficientemente

degradados, o que pode levar a uma resposta inflamatória (Prata, 2018; Rahman et al., 2021). Esta resposta é caracterizada pela liberação contínua de citocinas pró-inflamatórias e pela produção excessiva de Espécies Reativas de Oxigênio (ROS). O acúmulo de ROS sobrecarrega o sistema de defesa da célula, resultando em estresse oxidativo. Este desequilíbrio pode danificar lipídios de membranas, proteínas e o DNA celular, relacionando-se ao desenvolvimento de diversas doenças, incluindo fibrose e carcinogênese (Cruz; Almeida, 2023; Prata, 2018; Rahman et al., 2021).

4.2.2. CITOXICIDADE

Além da resposta bioquímica, os MPs podem exercer dano físico direto às células e tecidos. A morfologia da partícula apresenta grande importância neste processo. Partículas com bordas afiadas, como fragmentos, ou com comprimentos maiores, como as fibras, podem causar estresse mecânico e lesões nas membranas celulares durante o contato. No sistema respiratório, por exemplo, foi relatado que partículas fibrosas e de bordas afiadas podem danificar fisicamente os tecidos pulmonares, rompendo as paredes alveolares (Amato-Lourenço et al., 2021; Sharaf Din et al., 2024). A citotoxicidade pode se manifestar também, como uma redução na viabilidade celular, alterações morfológicas e, em último caso, a indução de morte celular (Cruz; Almeida, 2023; Wu et al., 2022).

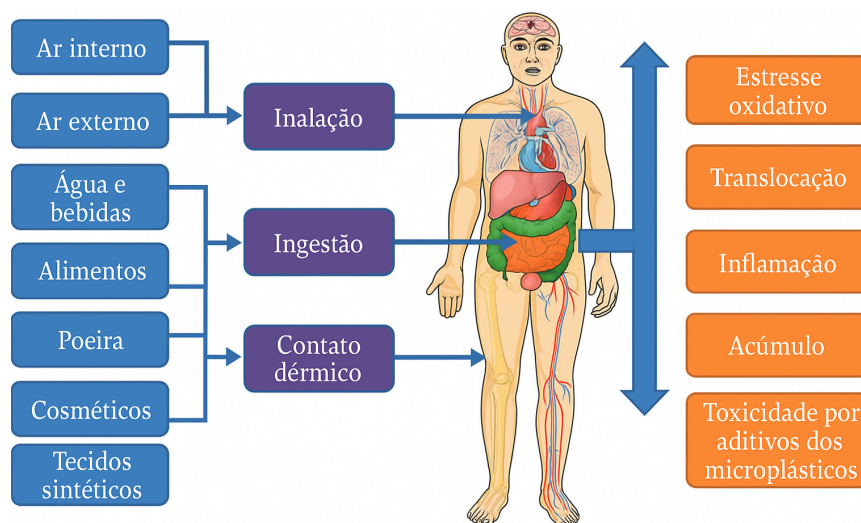
4.2.3. TOXICIDADE QUÍMICA

Os microplásticos podem atuar como vetores de compostos químicos com potencial tóxico, tanto pela adsorção de poluentes ambientais hidrofóbicos quanto pela lixiviação de aditivos endógenos presentes na matriz polimérica (Ageel; Harrad; Abdallah, 2022; Kek et al., 2024; Prata, 2018; Rahman et al., 2021).

O efeito vetor ocorre devido à sua superfície hidrofóbica e alta área superficial, os MPs adsorvem e concentram Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e bifenilos policlorados (PCBs), além de metais tóxicos (como Pb, Cd, Ni e Zn), que estão presentes em baixas concentrações no ambiente. Uma vez inalada ou ingerida, a partícula pode transportar essa carga tóxica para tecidos profundos (Prata, 2018;

Rahman et al., 2021; Wu et al., 2022; Zarus et al., 2021). Além disso, durante o processo de fabricação, produtos químicos são incorporados aos plásticos para conferir as propriedades desejadas, como plastificantes, retardantes de chama e antioxidantes. Muitos desses aditivos, como ftalatos e bisfenol A (BPA), não estão quimicamente ligados à cadeia polimérica e podem sofrer lixiviação para fora da matriz plástica ao longo do tempo. O ambiente fisiológico pode acelerar esse processo. Muitos desses aditivos são conhecidos por serem disruptores endócrinos, carcinogênicos ou neurotóxicos, mesmo em baixas concentrações (Ageel; Harrad; Abdallah, 2022; Kek et al., 2024; Prata, 2018; Wu et al., 2022). A figura 6 ilustra as vias de exposição e os mecanismos de toxicidade apresentados nas seções anteriores.

Figura 6 – Vias de exposição humana a microplásticos e riscos associados.



Fonte: Adaptado de Ageel; Harrad; Abdallah, 2022.

4.3. EVIDÊNCIAS NO ORGANISMO

O avanço das técnicas analíticas, como a espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (μ -FTIR) e a espectroscopia Raman, tem permitido a identificação de polímeros sintéticos em uma variedade de amostras biológicas humanas. Um estudo de Pauly et al., (1998) já havia detectado fibras de celulose e

plástico em 87% das amostras de tecido pulmonar analisadas. Mais recentemente, a pesquisa de Amato-Lourenço et al., (2021), utilizando espectroscopia Raman, identificou e caracterizou MPs, como PP e PE, em tecido pulmonar humano, com partículas de diâmetro inferior a 5,5 µm. Já em Leslie et al., (2022), foi detectado partículas de polímeros na corrente sanguínea, confirmando que os MPs podem ser absorvidos a partir dos pulmões ou do intestino e distribuídas por todo o corpo.

Além disso, a exposição pré-natal foi confirmada pelo estudo de Ragusa et al., (2021), que identificou fragmentos de MPs, com dimensões entre 5 e 10 µm, em amostras de placenta humana. Além disso, partículas de PE de até 50 µm foram encontradas no fígado, baço e linfonodos abdominais de pacientes com próteses de quadril ou joelho (URBAN et al., 2000). Adicionalmente, MPs como PC e PA foram identificados em amostras de cólon humano, com concentrações de até 28 MPs por grama de tecido (Ibrahim et al., 2021).

Por fim, a evidência dos riscos à saúde humana é corroborada por estudos com populações ocupacionais expostas a altas concentrações de partículas poliméricas. Trabalhadores das indústrias têxtil, de flocagem e de PVC, por exemplo, apresentam uma incidência maior de doenças respiratórias como asma, dispneia e doenças pulmonares intersticiais (Dewika et al., 2023; Prata, 2018; Zarus et al., 2021).

5. ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO

Diante dos aumentos contínuos nas emissões, da complexidade e da baixa eficiência na remoção dos microplásticos já dispersos no ambiente, para a mitigação eficaz inicialmente o foco deve ser preventivo (Osman et al., 2023). Neste aspecto, Thacharodi et al. (2024) aponta que a responsabilidade deve ser a governança sistêmica e a inovação tecnológica industrial, propondo-se uma hierarquia de ações em que a regulamentação estatal e a engenharia de materiais atuam de forma primária.

A esfera governamental detém os instrumentos mais eficazes para a contenção na fonte. Modelos de sucesso internacional, como o Microbead-Free Waters Act nos EUA, demonstram que o banimento legislativo de microplásticos primários elimina uma fonte de contaminação direta. No entanto, para combater a

poluição predominante em ambientes internos, como as fibras têxteis, a estratégia mais robusta é a aplicação da Responsabilidade Estendida do Produtor (EPR). Conforme destacado por Thacharodi et al. (2024), políticas de EPR obrigam os fabricantes a gerenciarem o ciclo de vida do produto, o que, na prática, traduz-se em legislações que exijam a instalação de filtros de retenção de microfibras em máquinas de lavar por padrão de fábrica. Essa medida tecnológica minimiza a emissão na fonte doméstica de maneira assertiva (Kek et al., 2024).

A indústria, por sua vez, deve transitar da reciclagem simples para tecnologias de conversão em valor agregado. Segundo Thacharodi et al. (2024), resíduos plásticos coletados podem ser convertidos quimicamente em produtos de alto valor, como materiais de construção mais duráveis ou nanotubos de carbono, criando um incentivo econômico para a coleta e evitando a dispersão secundária. Paralelamente, no setor têxtil, a mitigação exige o redesenho de materiais. Em vez de sugerir apenas o uso de fibras naturais, inviável economicamente em escala global, a prioridade deve ser o desenvolvimento de polímeros sintéticos com tramas de alta resistência à abrasão mecânica, reduzindo significativamente o desprendimento de fibras durante o uso (Ageel et al., 2022; Thacharodi et al., 2024).

Por fim, na escala residencial, práticas de limpeza e controle da qualidade do ar são fundamentais. Dessa forma, a otimização da ventilação interna é uma estratégia importante para reduzir a concentração de MPs suspensos no ar. No caso de sistemas mecânicos de ventilação, como o ar-condicionado, é preciso considerar um possível efeito ambíguo: ao mesmo tempo que promovem a circulação, e permitem a filtração deste ar, também podem ressuspender partículas previamente depositadas nas superfícies. Diante disso, a remoção física das partículas torna-se essencial. O uso de purificadores equipados com filtros de alta eficiência, capazes de reter 99,97% das partículas de até 0,3 μm , apresenta-se como uma tecnologia eficaz para capturar os MPs do ar, mitigando os riscos de ressuspensão e inalação (Dewika et al., 2023; Kek et al., 2024). Em resumo, a mitigação realista não reside apenas na escolha individual do consumidor, mas também na implementação de uma infraestrutura regulatória que combine o banimento de fontes primárias, a atualização do tratamento de efluentes para captura avançada e a obrigatoriedade de tecnologias de filtragem eficiente em eletrodomésticos.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente monografia partiu da constatação da crise global de resíduos plásticos para aprofundar-se na contaminação por microplásticos, especificamente em ambientes internos. Ao longo da revisão, foi demonstrado que os espaços onde as pessoas passam a maior parte do tempo atuam como zonas de acumulação, e que a contaminação interna é caracterizada normalmente por concentrações superiores às externas e pela predominância de microfibras têxteis. Portanto, a qualidade do ar interior deve ser uma questão de saúde pública.

Do ponto de vista de exposição humana e os possíveis impactos, o trabalho apresentou a confirmação da presença de polímeros sintéticos em tecidos pulmonares, na corrente sanguínea e na placenta humana. Além disso, demonstrou diversos efeitos provenientes da exposição à essas partículas, como citotoxicidade e estresse oxidativo.

Por fim, conclui-se que a mitigação se ancora, principalmente em políticas regulamentares mais específicas e rigorosas em relação ao tratamento de resíduos e à produção de plásticos, assim como para alterações nos padrões de consumo humano. Do mesmo modo, a indústria deve apresentar e implementar tecnologias para retenção na fonte. O controle da emissão de microplásticos em ambientes internos não é, portanto, uma tarefa apenas de limpeza doméstica, mas um desafio de regulação industrial e inovação de materiais.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agarwal, N., Meena, C. S., Raj, B. P., Saini, L., Kumar, A., Gopalakrishnan, N., Kumar, A., Balam, N. B., Alam, T., Kapoor, N. R., & Aggarwal, V. (2021). Indoor air quality improvement in COVID-19 pandemic: Review. *Sustainable Cities and Society*, 70, 102942. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.102942>

Ageel, H. K., Harrad, S., & Abdallah, M. A.-E. (2022). Occurrence, human exposure, and risk of microplastics in the indoor environment. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 24(1), 17–31. <https://doi.org/10.1039/D1EM00301A>

Amato-Lourenço, L. F., Carvalho-Oliveira, R., Júnior, G. R., dos Santos Galvão, L., Ando, R. A., & Mauad, T. (2021). Presence of airborne microplastics in

human lung tissue. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 126124. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126124>

Amato-Lourenço, L. F., dos Santos Galvão, L., Wiebeck, H., Carvalho-Oliveira, R., & Mauad, T. (2022). Atmospheric microplastic fallout in outdoor and indoor environments in São Paulo megacity. *Science of The Total Environment*, 821, 153450. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153450>

Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. In *Marine Pollution Bulletin* (Vol. 119, Issue 1, pp. 12–22). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>

Braggion, A., Dugerdil, A., Wilson, O., Hovagemyan, F., & Flahault, A. (2024). Indoor Air Quality and COVID-19: A Scoping Review. *Public Health Reviews*, 44. <https://doi.org/10.3389/phrs.2023.1605803>

Brahney, J., Hallerud, M., Heim, E., Hahnenberger, M., & Sukumaran, S. (2020). Plastic rain in protected areas of the United States. *Science*, 368(6496), 1257–1260. <https://doi.org/10.1126/science.aaz5819>

Burns, E. E., & Boxall, A. B. A. (2018). Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37(11), 2776–2796. <https://doi.org/10.1002/etc.4268>

Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V., & Uricchio, V. F. (2020). A Detailed Review Study on Potential Effects of Microplastics and Additives of Concern on Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4), 1212. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>

Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F., & Dudas, S. E. (2019). Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 53(12), 7068–7074. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>

Cruz, E. M. T. da, & Almeida, F. R. de. (2023). EXPOSIÇÃO A NANO E MICROPLÁSTICOS E SEUS IMPACTOS NA SAÚDE HUMANA: UMA REVISÃO DA LITERATURA. *Revista Ibero-Americana de Humanidades, Ciências e Educação*, 9(6), 2355–2375. <https://doi.org/10.51891/rease.v9i6.8663>

Dewika, M., Markandan, K., Irfan, N. A., Mohd Abdah, M. A. A., Ruwaida, J. N., Sara, Y. Y., & Khalid, M. (2023). Review of microplastics in the indoor environment: Distribution, human exposure and potential health impacts. *Chemosphere*, 324, 138270. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138270>

Domenech, J., & Marcos, R. (2021). Pathways of human exposure to microplastics, and estimation of the total burden. *Current Opinion in Food Science*, 39, 144–151. <https://doi.org/10.1016/j.cofs.2021.01.004>

Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., & Tassin, B. (2017). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, 221, 453–458. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>

Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592. <https://doi.org/10.1071/EN14167>

Ferraz, G. M., de Moraes, A. dos S., dos Santos, G. B., de Miranda, I. T., Zucolotto, V., & Urban, R. C. (2024). Atmospheric microplastics deposition assessment in a countryside municipality in Southeastern Brazil: A case study at a state elementary school. *Chemosphere*, 369, 143886. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143886>

Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017a). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>

Gouin, T., Roche, N., Lohmann, R., & Hodges, G. (2011). A Thermodynamic Approach for Assessing the Environmental Exposure of Chemicals Absorbed to Microplastic. *Environmental Science & Technology*, 45(4), 1466–1472. <https://doi.org/10.1021/es1032025>

Hernandez, L. M., Xu, E. G., Larsson, H. C. E., Tahara, R., Maisuria, V. B., & Tufenkji, N. (2019). Plastic Teabags Release Billions of Microparticles and Nanoparticles into Tea. *Environmental Science & Technology*, 53(21), 12300–12310. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02540>

Ibrahim, Y. S., Tuan Anuar, S., Azmi, A. A., Wan Mohd Khalik, W. M. A., Lehata, S., Hamzah, S. R., Ismail, D., Ma, Z. F., Dzulkarnaen, A., Zakaria, Z., Mustafa, N., Tuan Sharif, S. E., & Lee, Y. Y. (2021b). Detection of microplastics in human colectomy specimens. *JGH Open*, 5(1), 116–121. <https://doi.org/10.1002/jgh3.12457>

Ita-Nagy, D., Vázquez-Rowe, I., & Kahhat, R. (2022). Prevalence of microplastics in the ocean in Latin America and the Caribbean. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 5, 100037. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2021.100037>

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>

Jones, N. R., de Jersey, A. M., Lavers, J. L., Rodemann, T., & Rivers-Auty, J. (2024). Identifying laboratory sources of microplastic and nanoplastic contamination from the air, water, and consumables. *Journal of Hazardous Materials*, 465, 133276. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133276>

Kacprzak, S., & Tijning, L. D. (2022). Microplastics in indoor environment: Sources, mitigation and fate. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(2), 107359. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107359>

Kek, H. Y., Tan, H., Othman, M. H. D., Nyakuma, B. B., Ho, W. S., Sheng, D. D. C. V., Kang, H. S., Chan, Y. T., Lim, N. H. A. S., Leng, P. C., Wahab, N. H. A., & Wong, K. Y. (2024). Critical review on airborne microplastics: An indoor air contaminant of emerging concern. *Environmental Research*, 245, 118055. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.118055>

Lebreton, L., & Andrady, A. (2019). Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications*, 5(1), 6. <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>

Leslie, H. A., van Velzen, M. J. M., Brandsma, S. H., Vethaak, A. D., Garcia-Vallejo, J. J., & Lamoree, M. H. (2022). Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International*, 163, 107199. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>

Liao, Z., Ji, X., Ma, Y., Lv, B., Huang, W., Zhu, X., Fang, M., Wang, Q., Wang, X., Dahlgren, R., & Shang, X. (2021). Airborne microplastics in indoor and outdoor environments of a coastal city in Eastern China. *Journal of Hazardous Materials*, 417, 126007. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126007>

Liu, C., Li, J., Zhang, Y., Wang, L., Deng, J., Gao, Y., Yu, L., Zhang, J., & Sun, H. (2019). Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure. *Environment International*, 128, 116–124. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.024>

Mehta, N., & Kozielska, B. (2024). A systematic literature review and bibliometric analysis of sources and analytical approaches of indoor microplastics. *Emerging Contaminants*, 10(1), 100274. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100274>

Nyberg, B., Harris, P. T., Kane, I., & Maes, T. (2023). Leaving a plastic legacy: Current and future scenarios for mismanaged plastic waste in rivers. *Science of The Total Environment*, 869, 161821. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161821>

Olatunji, O. (2024). A History of Plastics. In *Re-envisioning Plastics Role in the Global Society* (pp. 11–26). Springer Nature Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-031-48945-7_2

Osman, A. I., Hosny, M., Eltaweil, A. S., Omar, S., Elgarahy, A. M., Farghali, M., Yap, P. S., Wu, Y. S., Nagandran, S., Batumalaie, K., Gopinath, S. C. B., John, O.

D., Sekar, M., Saikia, T., Karunanithi, P., Hatta, M. H. M., & Akinyede, K. A. (2023). Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: a review. In *Environmental Chemistry Letters* (Vol. 21, Issue 4, pp. 2129–2169). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01593-3>

Ouyang, Z., Mao, R., Hu, E., Xiao, C., Yang, C., & Guo, X. (2022). The indoor exposure of microplastics in different environments. *Gondwana Research*, 108, 193–199. <https://doi.org/10.1016/j.gr.2021.10.023>

Pauly, J. L., Stegmeier, S. J., Allaart, H. A., Cheney, R. T., Zhang, P. J., Mayer, A. G., Streck, R. J., & T C, P. R. (n.d.). *Inhaled Cellulosic and Plastic Fibers Found in Human Lung Tissue'* (Vol. 7). <http://aacrjournals.org/cebpa/article-pdf/7/5/419/2290696/419.pdf>

PNUMA. (2023). *Turning off the tap how the world can end plastic pollution and create a circular economy United Nations Environment Programme*. United Nations Environment Programme.

Prata, J. C. (2018). Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environmental Pollution*, 234, 115–126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>

Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M. C. A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M., & Giorgini, E. (2021). Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*, 146, 106274. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>

Rahman, A., Sarkar, A., Yadav, O. P., Achari, G., & Slobodnik, J. (2021). Potential human health risks due to environmental exposure to nano- and microplastics and knowledge gaps: A scoping review. In *Science of the Total Environment* (Vol. 757). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143872>

Revel, M., Châtel, A., & Mouneyrac, C. (2018). Micro(nano)plastics: A threat to human health? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 17–23. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.003>

Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47–53. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2014.10.011>

Rochman, C. M. (2018). Microplastics research—from sink to source. *Science*, 360(6384), 28–29. <https://doi.org/10.1126/science.aar7734>

Schymanski, D., Goldbeck, C., Humpf, H.-U., & Fürst, P. (2018). Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Research*, 129, 154–162. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.011>

Sharaf Din, K., Khokhar, M. F., Butt, S. I., Qadir, A., & Younas, F. (2024). Exploration of microplastic concentration in indoor and outdoor air samples: Morphological, polymeric, and elemental analysis. *Science of The Total Environment*, 908, 168398. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168398>

Soltani, N. S., Taylor, M. P., & Wilson, S. P. (2021). Quantification and exposure assessment of microplastics in Australian indoor house dust. *Environmental Pollution*, 283, 117064. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117064>

Sridharan, S., Kumar, M., Singh, L., Bolan, N. S., & Saha, M. (2021a). Microplastics as an emerging source of particulate air pollution: A critical review. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 418). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126245>

Thacharodi, A., Hassan, S., Meenatchi, R., Bhat, M. A., Hussain, N., Arockiaraj, J., Ngo, H. H., Sharma, A., Nguyen, H. T., & Pugazhendhi, A. (2024). Mitigating microplastic pollution: A critical review on the effects, remediation, and utilization strategies of microplastics. *Journal of Environmental Management*, 351, 119988. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119988>

Torres-Agullo, A., Karanasiou, A., Moreno, T., & Lacorte, S. (2022). Airborne microplastic particle concentrations and characterization in indoor urban microenvironments. *Environmental Pollution*, 308, 119707. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119707>

URBAN, R. M., JACOBS, J. J., TOMLINSON, M. J., GAVRILOVIC, J., BLACK, J., & PEOC'H, M. (2000). Dissemination of Wear Particles to the Liver, Spleen, and Abdominal Lymph Nodes of Patients with Hip or Knee Replacement*. *The Journal of Bone and Joint Surgery-American Volume*, 82(4), 457–477. <https://doi.org/10.2106/00004623-200004000-00002>

Vethaak, A. D., & Legler, J. (2021). Microplastics and human health. *Science*, 371(6530), 672–674. <https://doi.org/10.1126/science.abe5041>

Vianello, A., Jensen, R. L., Liu, L., & Vollertsen, J. (2019). Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a Breathing Thermal Manikin. *Scientific Reports*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45054-w>

Walker, T. R., & Fequet, L. (2023). Current trends of unsustainable plastic production and micro(nano)plastic pollution. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 160, 116984. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.116984>

Wu, P., Lin, S., Cao, G., Wu, J., Jin, H., Wang, C., Wong, M. H., Yang, Z., & Cai, Z. (2022). Absorption, distribution, metabolism, excretion and toxicity of microplastics in the human body and health implications. *Journal of Hazardous Materials*, 437, 129361. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129361>

Xu, C., Zhang, B., Gu, C., Shen, C., Yin, S., Aamir, M., & Li, F. (2020). Are we underestimating the sources of microplastic pollution in terrestrial environment? *Journal of Hazardous Materials*, 400, 123228. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123228>

Yao, Y., Glamoclija, M., Murphy, A., & Gao, Y. (2022). Characterization of microplastics in indoor and ambient air in northern New Jersey. *Environmental Research*, 207, 112142. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112142>

Zarus, G. M., Muianga, C., Hunter, C. M., & Pappas, R. S. (2021). A review of data for quantifying human exposures to micro and nanoplastics and potential health risks. *Science of The Total Environment*, 756, 144010. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144010>

Zhai, X., Zheng, H., Xu, Y., Zhao, R., Wang, W., & Guo, H. (2023). Characterization and quantification of microplastics in indoor environments. *Heliyon*, 9(5). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15901>

Zhang, B., Zhu, R., & Wang, Y. (2024). A Review of the Sources, Environmental Behaviours and Human Health of Atmospheric Microplastics. *Johnson Matthey Technology Review*, 68(2), 232–246. <https://doi.org/10.1595/205651324X16964141254874>

Zhang, J., Wang, L., & Kannan, K. (2020a). Microplastics in house dust from 12 countries and associated human exposure. *Environment International*, 134, 105314. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105314>

Zhang, Q., Zhao, Y., Du, F., Cai, H., Wang, G., & Shi, H. (2020b). Microplastic Fallout in Different Indoor Environments. *Environmental Science and Technology*, 54(11), 6530–6539. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00087>

Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., & Sillanpää, M. (2020c). Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, 203, 103118. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>

Zhu, J., Zhang, X., Liao, K., Wu, P., & Jin, H. (2022). Microplastics in dust from different indoor environments. *Science of The Total Environment*, 833, 155256. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155256>

Zuccarello, P., Ferrante, M., Cristaldi, A., Copat, C., Grasso, A., Sangregorio, D., Fiore, M., & Oliveri Conti, G. (2019). Exposure to microplastics ($\leq 10 \mu\text{m}$) associated to plastic bottles mineral water consumption: The first quantitative study. *Water Research*, 157, 365–371. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.091>