

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

CAROLINE DE ALMEIDA CAMPOS

**ANÁLISE DA PRESENÇA DE MICROPLÁSTICOS NA ATMOSFERA DE REGIÃO
PERIFÉRICA DA CIDADE DE LONDRINA**

LONDRINA

2024

CAROLINE DE ALMEIDA CAMPOS

**ANÁLISE DA PRESENÇA DE MICROPLÁSTICOS NA ATMOSFERA DE REGIÃO
PERIFÉRICA DA CIDADE DE LONDRINA**

**Analysis of Microplastic Presence in the Atmosphere of the Peripheral Region
of the City of Londrina**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso Superior de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina, como requisito para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientadora: Prof. Dra. Leila Droprinchinski Martins

LONDRINA

2024



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

CAROLINE DE ALMEIDA CAMPOS

**ANÁLISE DA PRESENÇA DE MICROPLÁSTICOS NA ATMOSFERA DE REGIÃO PERIFÉRICA DA
CIDADE DE LONDRINA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso Superior de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina, como requisito para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Data de aprovação: 19 de junho de 2024

Leila Droprinchinski Martins
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Joseane Débora Peruço Theodoro
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Jorge Alberto Martins
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

LONDRINA

2024

AGRADECIMENTOS

Este trabalho marca o fim de uma longa jornada e a realização de um sonho. Gostaria de dedicar e agradecer a todas as pessoas que estiveram comigo durante esse período de graduação.

Em primeiro lugar, agradeço a Deus, por me conceder forças e coragem para enfrentar todos os desafios que surgiram no meu caminho. Ele foi meu guia e meu refúgio nos momentos em que me senti mais incapaz, proporcionando-me conforto e direção. Agradeço por me fortalecer e iluminar em cada passo desse percurso.

À minha mãe e ao meu padrasto, Rejane e Daniel, expresso minha profunda gratidão por permitirem que eu me dedicasse integralmente aos meus estudos. Seu amor, paciência e incentivo foram fundamentais para que eu enfrentasse os desafios acadêmicos com tranquilidade, sendo essenciais para a realização deste sonho. Nunca esquecerei dos dias mais difíceis, das noites viradas estudando e de como sempre encontrava um suco de maracujá preparado com carinho ao voltar para casa.

Aos meus orientadores Leila e Jorge, por terem sido pais acadêmicos durante toda esta jornada. Agradeço por terem acreditado em mim mais do que eu mesma e por me incentivarem a superar meus próprios limites, buscando sempre sair da zona de conforto. Obrigada por sua orientação sábia e apoio incondicional em todas as etapas, desde a iniciação científica até as questões pessoais e agora no TCC, fazendo com que minha experiência acadêmica se tornasse mais rica e transformadora.

A todos os meus amigos, que se tornaram verdadeiros irmãos e que compartilhamos momentos inesquecíveis. Obrigada pela amizade, apoio, companheirismo e por tornar essa jornada mais leve e cheia de alegria. Sem vocês, esta caminhada não teria sido tão marcante. Obrigada por dividirem as risadas, os desafios e, principalmente, pela presença que fez toda a diferença.

E, por fim, gostaria de agradecer a todos os professores que tiveram um papel fundamental na minha formação, fornecendo conhecimento, orientação e apoio durante toda essa jornada. Sinto-me abençoada por ter tido acesso a um corpo docente tão qualificado e comprometido, que proporcionou um ensino gratuito e de alta qualidade. Sua dedicação e incentivo foram essenciais para meu crescimento acadêmico e pessoal.

RESUMO

O uso excessivo de plásticos, combinado com o aumento anual de sua produção tem resultado em uma grande geração de resíduos que tem sido frequentemente descartado de maneira inadequada, levando à poluição plástica no ambiente, incluindo poluição por microplástico na atmosfera. Microplásticos são pequenas partículas de plástico, geralmente menores que 5 milímetros, que resultam da fragmentação de produtos plásticos maiores ou são manufaturados diretamente em pequenos tamanhos. Assim, o presente Trabalho de Conclusão de Curso tem como objetivo principal realizar um ensaio piloto de coleta e análise dos microplásticos nas frações fina (material particulado com até 2,5 μm de diâmetro – $\text{MP}_{2,5}$) e grossa (material particulado entre 2,5 e 10 μm de diâmetro - $\text{MP}_{2,5-10}$) do material particulado atmosférico inalável (MP_{10}) na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina. O foco é a identificação da presença de microplásticos nas partículas atmosféricas coletadas e na compilação de conhecimentos existentes sobre o tema dos microplásticos na atmosfera. Para esta pesquisa, utilizamos o Amostrador Dicotômico Partisol 2000i-D em conjunto com os filtros de QM-A *Whatman* para recolher e filtrar os componentes atmosféricos. Como o objetivo é só catalogar os microplásticos na atmosfera, usamos como base a metodologia da *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) (Marine Debris Program, 2015). Como resultado, este estudo com as técnicas analíticas que foram possíveis ser utilizadas não foi possível afirmar sobre a existência de microplásticos na atmosfera. No entanto, foram encontrados indícios, mas que necessitam de análises adicionais. Este estudo possibilitou aprofundar a compreensão e ampliar o conhecimento sobre a presença de microplásticos na atmosfera. Além disso, a revisão e resultados obtidos pode ser útil para futuras pesquisas que investiguem essa mesma temática.

Palavras-chaves: Microplásticos; Região Urbana; Poluentes; Atmosfera.

ABSTRACT

The excessive use of plastics, combined with the annual increase in their production, has resulted in a significant generation of waste, which has often been improperly disposed of, leading to plastic pollution in the environment, including microplastic pollution in the atmosphere. Microplastics are small plastic particles, typically less than 5 millimeters in size, that result from the fragmentation of larger plastic products or are manufactured directly in small sizes. Thus, the present Final Course Work aims to evaluate the presence of microplastics in both the fine (particulate matter with an aerodynamic diameter of up to $2.5\ \mu\text{m}$ - $\text{PM}_{2.5}$) and coarse (particulate matter between 2.5 and $10\ \mu\text{m}$ of aerodynamic diameter - $\text{PM}_{2.5-10}$) fractions of inhalable atmospheric particulate matter (PM_{10}) at the Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina Campus. The focus will be on identifying the presence of microplastics in the collected atmospheric particles, quantifying them, and compiling existing knowledge on the topic of microplastics in the atmosphere. For this research, we utilized the Partisol 2000i-D Dichotomous Sampler in conjunction with Whatman QM-A filters to collect and filter atmospheric components. As the goal is solely to catalog microplastics in the atmosphere, we employed the methodology of the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (Marine Debris Program, 2015). As a result, this study, with the analytical techniques that were possible to be used, was not able to state the existence of microplastics in the atmosphere. However, it was found evidence that requires further analysis. This study made it possible to deepen the understanding and expand knowledge about the presence of microplastics in the atmosphere. In addition, the review and results obtained may be useful for future research investigating this same topic.

Keywords: Microplastics; Urban Region; Pollutants; Atmosphere

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Metodologia possível para amostragem, tratamento e análise de microplásticos na atmosfera.....	19
Figura 2 - Alguns instrumentos utilizados para amostragem de microplásticos na atmosfera externa	21
Figura 3 - Forma de fibras de microplásticos encontrada na atmosfera	24
Figura 4 - Trajetórias de transporte de microplásticos na atmosfera: (a) trajetórias durante a chuva e a neve; (b) trajetórias durante o vento.....	27
Figura 5 - Mecanismos de deposição e remoção de partículas no pulmão humano	29
Figura 6 - Ilustração gráfica do possível ciclo de contaminação por microplásticos no ambiente.....	33
Figura 7 – Localização da coleta de material particulado para análise de microplásticos.....	35
Figura 8 - Amostrador Dicotômico Partisol 2000i-D da UTFPR.....	37
Figura 9 - Espectrômetro RAMAN.....	38
Figura 10 - MEV modelo Tescan Vega.....	39
Figura 11 - Clima do Paraná	42
Figura 12 - Mapa de Londrina separando a área rural da área urbana	45
Figura 13 - Imagens das amostras no EDS.....	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dados disponíveis sobre características, taxa de deposição e concentrações de microplásticos no compartimento atmosférico	18
Tabela 2 - Período de amostragem do Material Particulado.....	40

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Variação de temperatura.....	43
Gráfico 2 - Velocidade do vento.....	44
Gráfico 3 - Direção do vento.....	45
Gráfico 4 - Precipitação de chuva.....	46

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AED	Diâmetro Aerodinâmico Equivalente (Aerodynamic Equivalent Diameter)
ALK	Resina Alquídica
Cf	Fator de contaminação (Contamination Factor)
Ci	Concentrações observadas/registradas (Observed/recorded concentrations)
Covid-19	Doença causada por coronavírus 2019 (Coronavirus disease 2019)
EAE	Laboratório de Eventos Atmosféricos Extremos
EP	Resina Epóxi
EDS	Espectroscopia por Energia Dispersiva (Energy Dispersive Spectroscopy)
EVA	Acetato de Etileno Vinil
FTIR / μ FTIR	Espectroscopia Infravermelha por Transformada de Fourier
GF/A	Filtro de fibra de quartzo Whatman
H ₂ O ₂	Peróxido de Hidrogênio
HClO ₄	Ácido Perclórico
HNO ₃	Ácido Nítrico
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IQ	Instituto de Química
IAG	Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas
KOH	Hidróxido de Potássio
LDPE	Polietileno de Baixa Densidade (Low-Density Polyethylene)
LACAPC	Laboratório de Análises em Controle de Poluição do Ar
LAPAR	Laboratório de Análises em Poluição do Ar
MEV	Microscópio Eletrônico de Varredura
MP / PM	Material Particulado
MP _{2,5}	Material Particulado com até 2,5 micrômetros de diâmetro
MP _{2,5-10}	Material Particulado com 2,5 até 10 micrômetros de diâmetro
MP ₁₀	Material Particulado com até 10 micrômetros de diâmetro
OMS	Organização Mundial da Saúde (World Health Organization)

PAN	Poliacrilonitrila
PAA	Poli N-metil Acrilamida
Partisol	Amostrador Dicotômico PARTISOL 2000I-D
PET	Tereftalato de Polietileno
PE	Polietileno
PES	Poliéster
PTFE	Politetrafluoretileno
PVC	Cloreto de Polivinila
QM-A	Filtro de Fibra de Quartzo da marca Whatman
RAMAN	Espectroscopia Raman
Ri	Potencial de risco ecológico (Ecological Risk Potential)
ROS	Espécies Reativas de Oxigênio (Reactive Oxygen Species)
SEM	Microscópio Eletrônico de Varredura (Scanning Electron Microscope)
SEM-EDS/X	Microscopia Eletrônica de Varredura com Espectroscopia de Energia Dispersiva de Raios-X
SOP	Protocolos Operacionais Padrão (Standard Operation Protocols)
SPPs	Polímeros de partículas suspensas (Suspended Particle Polymers)
TAF	Deposição Total de Partículas (Total Atmospheric Fallout)
Tr	Resposta tóxica (Toxic Response)
USP	Universidade de São Paulo
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Ri	Potencial de risco ecológico

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo Geral	15
2.2	Objetivos Específicos	15
3	REFERENCIAL TEÓRICO.....	16
3.1	Microplásticos	16
3.2	Análise das metodologias utilizadas para a detecção de microplásticos no ar	18
3.3	Ocorrência de microplásticos na atmosfera	22
3.4	Os riscos dos microplásticos na atmosfera	27
4	MATERIAIS E MÉTODOS	34
4.1	MATERIAIS.....	35
4.1.1	Filtros de QM-A	35
4.1.2	Amostrador Dicotômico Partisol 2000i-D.....	36
4.1.3	Espectrômetro RAMAN	37
4.1.4	Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV)	38
4.2	MÉTODOS DE COLETA DE DADOS.....	39
4.3	Métodos de análise	41
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	42
5.1	Condições Meteorológicas.....	42
5.2	Análise das amostras.....	47
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	56
	REFERÊNCIAS.....	58

1 INTRODUÇÃO

O plástico é um material amplamente utilizado e que desempenha um papel fundamental em diversas atividades de nossa vida cotidiana. Até meados do século XX, o uso do plástico era limitado e tinha menos relevância no mercado (Olivatto et al., 2018). No entanto, com estudos e avanços tecnológicos, os plásticos ganharam destaque, substituindo gradualmente materiais como metais e vidros. Eles se tornaram praticamente um símbolo do capitalismo e da sociedade contemporânea (Olivatto et al., 2020).

A produção mundial de plástico teve um aumento expressivo, superando 9,2 bilhões de toneladas entre 1950 e 2017 (Carvalho; Salum; Valadares, 2022). Esse crescimento foi particularmente notável a partir do ano 2000 em que 56% do plástico foi fabricado a partir deste ano. Estima-se que anualmente sejam produzidas mais de 400 milhões de toneladas de plástico em todo o mundo. O Brasil ocupa a quarta posição como um dos principais produtores. No entanto, essa produção excessiva também gera uma preocupação crescente em relação aos resíduos plásticos. No Brasil, os plásticos correspondem a 13,5% dos 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos gerados anualmente, colocando o país como o quarto maior gerador de resíduos plásticos no mundo (Carvalho; Salum; Valadares, 2022).

O uso excessivo e a gestão inadequada de plásticos têm causado um impacto ambiental significativo (Pontes, 2019). Em 2021, após a pandemia do Covid-19, a produção global de plásticos aumentou em 4%, totalizando 390,7 milhões de toneladas (Europe Plastics, 2021). Apesar da durabilidade e vasta utilidade do plástico, o descarte inadequado tem ocasionado danos prolongados e, em alguns casos, irreversíveis ao meio ambiente (Ryan et al., 2009), como, por exemplo, a formação de microplásticos que poluem as águas e o solo.

Microplásticos são partículas de plástico com dimensões inferiores a 5 mm, uma definição amplamente aceita desde um workshop internacional realizado em 2015 pelo National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Essas partículas se classificam em dois tipos com base em sua origem: microplásticos primários e secundários. Os microplásticos primários são fabricados intencionalmente em tamanhos microscópicos para uso em diversos produtos, frequentemente chamados de "pellets" pela indústria. Já os microplásticos secundários surgem da degradação e

fragmentação de objetos plásticos maiores, descartados no ambiente, podendo ocorrer tanto em ambientes aquáticos quanto terrestres (COLE et al., 2011).

No entanto, poucos são os estudos dos microplásticos na atmosfera e, desde 2015, este tema tem ganhado cada vez mais interesse da comunidade científica. Embora seja um tema estudado recentemente, estas partículas de plástico têm estado presentes na atmosfera desde o início da fabricação dos componentes plásticos, como aponta Dris et al. (2016). Estes microplásticos, com tamanho em média de poucas centenas de micrômetros, têm se tornado uma preocupação global devido às suas fontes geradoras de impactos tanto ao meio ambiente quanto à saúde humana. Alguns trabalhos, por exemplo, já enxergavam a necessidade de pesquisar os microplásticos na atmosfera e seu potencial poluidor por grandes áreas (Dris et al., 2016; 2017; Cai et al., 2019; Zhou et al., 2017).

Ao considerar as pesquisas iniciais sobre microplásticos na atmosfera, é evidente a escassez de informações abrangentes sobre as fontes geradoras, os efeitos dessas partículas no ambiente aéreo e os detalhes dos métodos de coleta e análise. No entanto, essa lacuna de conhecimento também oferece uma valiosa oportunidade para contribuições científicas e avanços nesse campo de estudo.

Desta maneira, o presente Trabalho de Conclusão de Curso tem como objetivo principal avaliar se existe a presença de microplásticos na atmosfera da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Londrina, nas frações fina (material particulado com até 2,5 μm de diâmetro— $\text{MP}_{2,5}$) e grossa (material particulado entre 2,5 e 10 μm de diâmetro - $\text{MP}_{2,5-10}$) do material particulado atmosférico inalável (MP_{10}) na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina. Este deste trabalho se concentrou na identificação da presença de microplásticos nas partículas atmosféricas coletadas e na revisão da literatura sobre as metodologias de coleta e análise dos microplásticos na atmosfera.

Embora a limitação de tempo e recursos característicos a um Trabalho de Conclusão de Curso não permita uma abordagem aprofundada, essa pesquisa é um ponto de partida fundamental para estudos futuros na área. As informações e descobertas servirão como base para direcionar pesquisas mais extensas e inscritas no mestrado, caso seja possível, permitindo uma investigação mais aprofundada sobre as fontes geradoras dos microplásticos, impactos causados por eles e conclusões relevantes sobre sua presença na atmosfera.

Assim, este trabalho se justifica na importância e necessidade crescente do tema dos microplásticos na atmosfera, na compreensão de suas fontes geradoras e seus impactos ambientais e na saúde humana. Ainda que limitado ao contexto de um Trabalho de Conclusão de Curso, os resultados e as reflexões obtidas têm o potencial de inspirar pesquisas futuras, orientadas para uma abordagem mais abrangente e para o desenvolvimento de soluções efetivas no combate a esse problema global.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar se existe a presença dos microplásticos nas frações fina (material particulado com até 2,5 μm de diâmetro – $\text{MP}_{2,5}$) e grossa (material particulado entre 2,5 e 10 μm de diâmetro - $\text{MP}_{2,5-10}$) do material particulado atmosférico inalável (MP_{10}).

2.2 Objetivos Específicos

Como objetivos específicos, têm-se:

Revisar a literatura existente, buscando analisar as metodologias de coleta e de análise para criar procedimentos próprios de coleta e análise de microplásticos atmosféricos.

Coletar amostras de material particulado atmosférico inalável (MP_{10}) no Campus Londrina da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, descrevendo o local de coleta e determinando a frequência e o período de coleta;

Identificar a presença de microplásticos nas frações fina ($\text{MP}_{2,5}$) e grossa ($\text{MP}_{2,5-10}$) das amostras coletadas, aplicando técnicas analíticas específicas, como o Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) e espectroscopia Raman para análise molecular e identificação de produtos químicos, comparando os resultados obtidos entre as duas frações.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Microplásticos

No ano de 2017, a produção de plásticos atingiu aproximadamente 348 milhões de toneladas e, a cada ano após isto, a fabricação mundial aumenta em uma média de 3% (Verla et al., 2019). Este crescimento acelerado na produção de plásticos tem levado a uma geração crescente de resíduos plásticos. Estima-se que 10% do plástico produzido mundialmente acabou como resíduo em oceanos e mares e somente 3% foi reciclado no período de 2000 a 2005 (Thompson, 2006; Verla et al., 2019). Seguindo essa tendência de aumento na produção e geração de resíduos de plásticos, estudos estimam que, até 2050, aproximadamente 67,8 milhões de toneladas estarão poluindo o meio ambiente, seja aterrado de forma inapropriada, seja como poluição em rios ou oceanos.

Dada a gravidade da quantidade de plástico no meio ambiente, surge outra questão na mente dos pesquisadores sobre o assunto: a poluição por microplásticos, principalmente focando no ambiente marinho, mas não só, como pode ser observado nos trabalhos de Wright e Kelly (2013), Gall e Thompson (2015), Duis e Coors (2016); Carbery; O'Connor; Palanisami (2018). Os microplásticos estão amplamente difundidos na natureza, seja no solo (Zhu et al., 2019), seja na atmosfera (Amato-Lourenço, 2020).

Entretanto, ainda faltam estudos sobre as fontes e caminhos pelos quais os microplásticos se distribuem e se depositam no ambiente, em especial, na atmosfera. Focando sobre os microplásticos presentes no ar, este capítulo aborda ambos os problemas, revisando estudos empíricos sobre métodos de análise, distribuição e movimento, bem como os potenciais riscos à saúde humana e ecológica dos microplásticos na atmosfera.

Todos os seres vivos, inclusive o ser humano, utilizam o ar para sua sobrevivência, uma vez que ela é respirada por eles. Entretanto, respirar o ar poluído é prejudicial e pode levar à morte dos seres vivos. Os poluentes presentes no ar ou transportados por ele são denominados de poluentes atmosféricos e a ameaça representada por estes poluentes é uma preocupação crescente dos pesquisadores e da sociedade, pois, na mesma proporção em que a população mundial dobra de tamanho, a degradação do ecossistema mundial (a atmosfera, a hidrosfera e a pedosfera) é quadruplicado (Verla et al., 2017; Ibe et al., 2016; 2017). Entre os muitos

poluentes na atmosfera, os microplásticos são uma preocupação relativamente recente e atual para os cientistas, organizações não-governamentais e a mídia pública.

Até o presente momento (2024), estudos gerais sobre os poluentes microplásticos na natureza têm enfatizado a presença destes no ambiente marinho (água e sedimentos), incluindo seus efeitos na microbiota e em aves marinhas (Cole et al., 2011; van Cauwenberghe et al., 2013; 2015). Os ambientes de solo também ganharam atenção nesta última década, com estudos avaliando o impacto sobre organismos do solo e plantas (Qi et al.; 2018; Costa et al., 2019; Zhu et al., 2019). No entanto, os estudos sobre microplásticos transportados pelo ar ainda são muito limitados a esse respeito. Pesquisas publicadas na revista *Marine Pollution Bulletin* e na *Environmental Pollution* por Dris et al. (2016; 2017) sugerem com amplas evidências que os microplásticos estão presentes na atmosfera, tanto em ambientes fechados, quanto externos, seja urbano, seja rural. Esta afirmação posteriormente foi confirmada por outros estudos que concluíram que os microplásticos atmosféricos estão sendo transportados em diferentes formatos, mas mantendo o tamanho máximo de 5 mm (Zhou et al., 2017; Kara et al., 2018; Liu et al., 2019; Cai et al., 2019; Allen et al., 2019). Estas descobertas comprovam que a questão da poluição dos microplásticos são amplamente distribuídos em todo ecossistema mundial.

Até o momento, os tipos de microplásticos identificados na atmosfera incluem o Polietileno Tereftalato (PET), o Polietileno (PE), Poliéster (PES), Poliacrilonitrila (PAN), Poli N-metil Acrilamida (PAA), Acetato de Etileno Vinil (EVA), Resina Epóxi (EP), Resina Alquídica (ALK), Rayon (RY) e, em menor grau, fibras naturais, como algodão e lã. As formas nas quais estão presentes incluem fragmentos, espumas, filmes, grânulos e fibras, conforme pode ser observado na Tabela 1. Estas formas são produzidas principalmente pela degradação natural de plásticos grandes pela luz ultravioleta ou por roupas, produtos de saúde pessoal e cosméticos, por exemplo. A via de dispersão dos microplásticos na atmosfera pode ocorrer em solo ou em água e ser soprada pelo vento para a atmosfera. Outras fontes relatadas são provenientes das emissões durante a reciclagem de macroplásticos (Huang et al.; 2013; Hahladakisa et al., 2018).

Tabela 1 - Dados disponíveis sobre características, taxa de deposição e concentrações de microplásticos no compartimento atmosférico

Local de estudo (continente)	Tipo de Ar	Características			Taxa de Deposição (partícula/dia/ m ²)	Quantidade de partículas	Referência
		Forma	Tamanho (µm)	Polímero *			
Paris, França (Europa)	Externo (Urbano)	Fibra	50 - 600	RY, PET, PA	2,1 - 355,4	Não Informado	Dris et al, 2016
Paris, França (Europa)	Interno	Fibra	50 - 600	RY, PE, PA, PP	1 600 - 11 000	1,0 - 60,0 partícula/m ³	Dris et al, 2017
Paris, França (Europa)	Externo (Não-Urbano)	Fibra	50 - 3 250	RY, PE, PA, PP	1 586 - 11 130	0,3 - 1,5 partícula/m ³	Dris et al, 2017
Dongguan, China (Ásia)	Externo (Urbano)	Fibra, Espuma, Filme, Fragmento	< 200 - 4 200	RY, PE, PP, PS	175 - 313	31 - 47 partícula/m ³	Cai et al, 2019
Yantai, China (Ásia)	Externo (Urbano)	Fibra, Espuma, Filme, Fragmento	50 - 1 000	PET, PE, PVC, PS	0 - 602	2,33 x 10 ¹³ partícula/100km	Zhou et al, 2017
Sakarya, Turquia (Europa)	Externo (Urbano)	Fibra, Fragmento	≤ 500	RY, PA, PE, NW, NC, AR	Não Informado	259 - 12 895 partículas/L	Kaya; Meral; Senem, 2018
Xangai, China (Ásia)	Externo (Urbano)	Fibra, Fragmento, Grão	23,07 - 9955	PET, PES, PE, PAN, PAA, EVA, EP, ALK	Não Informado	0 - 4,18 partículas/m ³	Liu et al, 2019

*Polietileno Tereftalato (PET), Polietileno (PE), Poliéster (PES), Poliacrilonitrila (PAN), Poli N-metil Acrilamida (PAA), Acetato de Etileno Vinil (EVA), Resina Epóxi (EP), Resina Alquídica (ALK), Rayon (RY), Lã Natural (LW), Algodão Natural (NC), Resina Acrílica (AR).

Fonte: autoria própria a partir das referências.

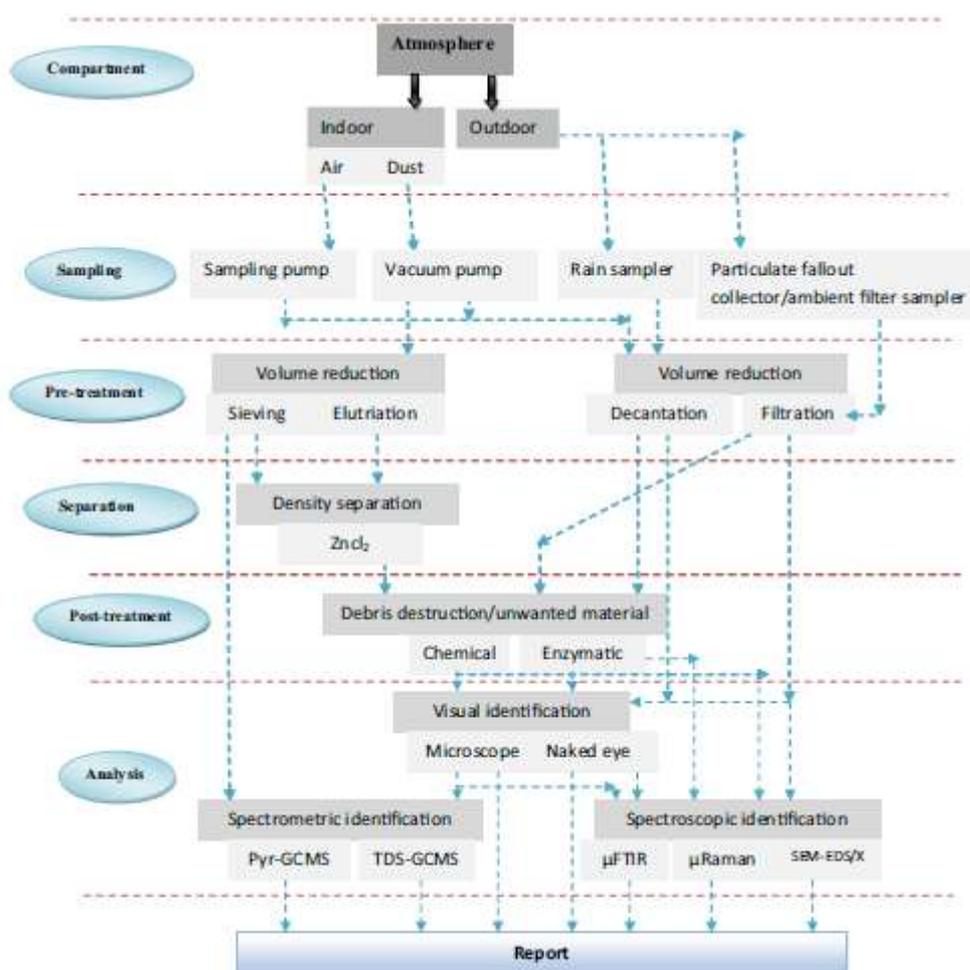
3.2 Análise das metodologias utilizadas para a detecção de microplásticos no ar

Até este momento, ainda não foram desenvolvidos protocolos operacionais padrão (SOP's, Standard Operation Protocols) para analisar a existência ou quantidades de microplásticos presentes na atmosfera. Embora muitas estratégias possíveis foram extensivamente desenvolvidas, revisadas e documentadas (Martin; Gunnar, 2015; Wagner et al., 2016; Verla et al., 2019), nenhuma pesquisa relata sobre um método geral de análise de microplásticos transportados pelo ar. Isso pode ter acontecido principalmente devido à falta de estudos extensos.

Neste subcapítulo, portanto, revisamos os principais métodos relatados na literatura para avaliar a difusão dos microplásticos na atmosfera. Os possíveis procedimentos de avaliação, desde a amostragem até os resultados, foram apresentados na Figura 1, tendo como base a descrição de procedimentos

apresentados em estudos presentes na Tabela 1. Como observação importante, estes procedimentos, inicialmente, foram criados para estudar a dispersão de microplásticos em solo, sedimentos e água, mas foram adaptados para a amostragem de ar.

Figura 1 - Metodologia possível para amostragem, tratamento e análise de microplásticos na atmosfera¹



Fonte: Eberé et al., 2019, p. 153.

¹Pyr-GCMS: Cromatografia Gasosa-Espectrometria de Massas por Pirólise; TDS-GCMS: Cromatografia Gasosa-Espectrometria de Massas com Sistema de Dessorção Térmica; μFTIR: Espectroscopia Infravermelha por Transformada de Fourier Microscópica; μRaman: Espectroscopia Raman Microscópica; SEM-EDS/X: Microscopia Eletrônica de Varredura com Espectroscopia de Energia Dispersiva de Raios-X.

Os materiais / instrumentos e métodos de coleta de amostras foram diferenciadas com base no estado do ar estudado (interno, externo urbano e externo não-urbano). Para o ar interno, pode-se separar as análises em dois métodos: a primeira que utiliza uma bomba de amostragem autônoma para coletar as amostras, como, por exemplo, no estudo de Dris et al (2016), com o objetivo de analisar o ar; a segunda, que usa uma bomba de vácuo ou aspirador de pó para analisar a poeira nas residências, como em Liu et al (2019). Para o ar externo, são utilizados coletores de chuva e coletores de precipitação de partículas em alturas específicas (solo e atmosfera) ao longo de um determinado tempo (Liu et al, 2019).

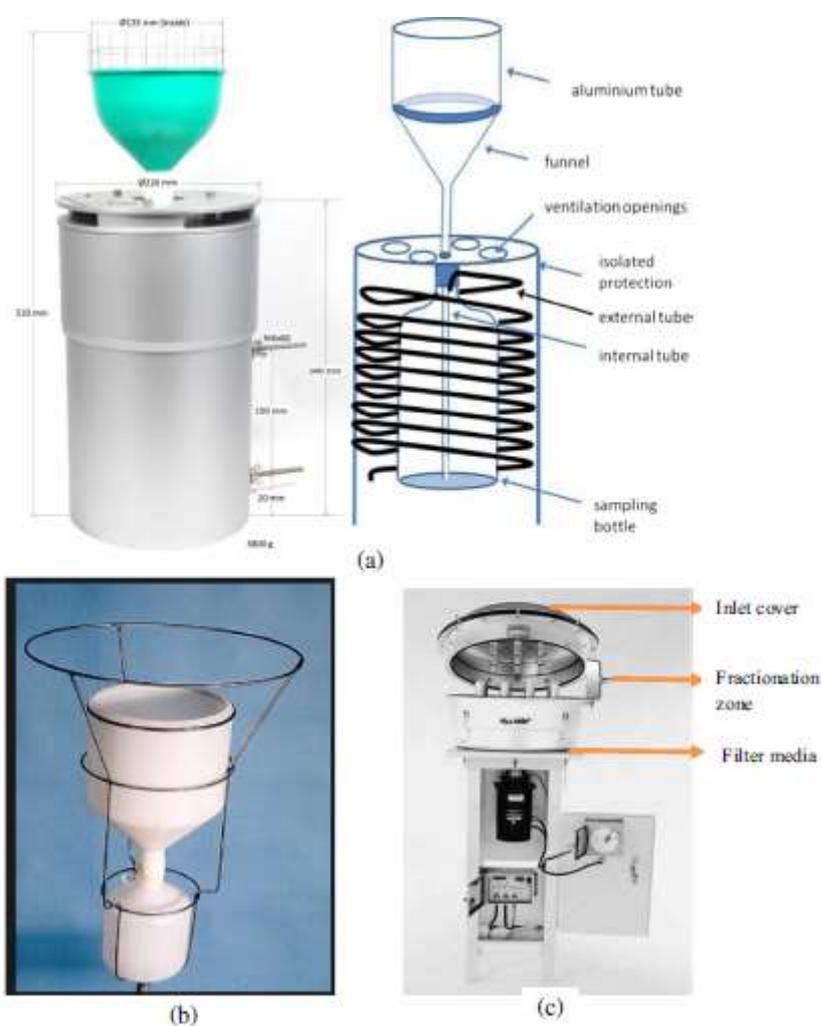
Exemplos de amostradores para microplásticos em suspensão na atmosfera são apresentados na Figura 2. Os amostradores basicamente contém um funil de aço inoxidável para direcionar as partículas para uma garrafa de amostra de vidro (geralmente). Após a coleta das amostras, o funil é lavado com água por osmose reversa, o que remove todas as partículas aderidas à superfície do funil. Após a coleta da amostra, há um pré-tratamento pela redução do volume da amostra, seja peneirando através de uma malha (2,5 mm por exemplo), seja por elutriação, decantação ou filtração, dependendo do amostrador. Filtros comuns usados nesses estudos incluem filtros de fibra de quartzo GF/A Whatman (1,6 μm) (Dris et al., 2016) ou uma membrana de politetrafluoroetileno Whatman (0,45 μm) de diâmetro de 47 mm (Allen et al., 2019).

Foram observados que sedimentos de microplásticos no ambiente têm a tendência de aderir às partículas de poeira, então foram separadas com base em sua densidade. A separação de densidade foi realizada por uso de solução de cloreto de zinco (ZnCl_2) fazendo com que a partícula de microplástico flutue ou afunde na solução, dependendo do tipo de plástico, permitindo assim a separação por grupo. Após isso, elas foram tratadas para remover detritos naturais ou material indesejado na superfície dos microplásticos, usando no processo produtos químicos relativamente agressivos, como hidróxido de potássio (KOH), peróxido de hidrogênio (H_2O_2), ácido perclórico (HClO_4) e ácido nítrico (HNO_3) (Wagner et al., 2016; Erni-Cassola et al., 2019; Verla et al., 2019).

Conforme observado por Allen et al. (2019), o material indesejado pode ser originado da matéria orgânica e inorgânica, inclusive de biofilme e da poeira e, se não removido, interfere na análise e representa um grande problema ao identificar microplásticos na atmosfera (Song et al., 2015; Verla et al., 2019). Após a obtenção e

purificação do material, algumas pesquisas utilizaram técnicas espectroscópicas e espectrométricas para analisar e descobrir os tipos, as quantidades e a identificação de polímeros encontrados no ar (Allen et al., 2019; Hidalgo-Ruz et al., 2012; Shim et al., 2017). Outras pesquisas incluem o uso de microscópio ou olho nu para identificação visual, Pyr-GCMS, TDS-GCMS, FTIR, Raman e SEM-EDS para perfil composicional (Wagner et al., 2016; Klein et al., 2018; Verla et al., 2019).

Figura 2 - Alguns instrumentos utilizados para amostragem de microplásticos na atmosfera externa



Fontes: (a) Gröninga et al, 2012, p. 195; (b) Allen et al., 2019, 13.; (c) Ebere et al, 2019, p.154.

3.3 Ocorrência de microplásticos na atmosfera

Microplásticos possuem baixas densidades e tamanhos microscópicos (sendo menores que 5000 μm), o que os torna facilmente distribuídos pelo vento (Browne; Galloway; Thompson, 2010). Poucos estudos relataram a ocorrência de microplásticos na atmosfera e foram conduzidos em apenas três países, a saber, França (Europa), Turquia (na região europeia) e China (Ásia). As características, taxa de deposição e concentrações de microplásticos nos compartimentos atmosféricos relatados na literatura foram apresentadas na Tabela 1.

O primeiro estudo, até onde se sabe, publicado sobre a ocorrência de microplásticos na atmosfera foi realizado por Dris et al. (2016), que avaliaram a Deposição Total de Partículas (TAF, Total Atmospheric Fallout) de microplástico coletada em áreas urbanas densas e subúrbios menos densos em Paris, França. Usando técnicas de amostragem de chuva, os microplásticos foram coletados, filtrados e observados visualmente com um estereomicroscópio. A contagem revelou alta abundância de fibras, enquanto a taxa de deposição foi sistematicamente menor no local subúrbio do que no urbano.

No ano seguinte, também na França, Dris et al. (2017) avaliaram fibras no ar em ambientes internos e externos. Os locais de estudo foram apartamentos e escritórios privados (para ambientes internos), enquanto o ar externo foi amostrado do lado externo dos apartamentos. Os resultados revelaram que os ambientes internos tinham uma taxa de deposição e concentrações de fibras mais altas do que os ambientes externos, provavelmente devido a fatores como partição, ventilação e fluxo de ar da sala, favorecendo a taxa de deposição interna.

Cai et al. (2019) analisaram microplásticos fibrosos e não fibrosos na TAF da cidade de Dongguan, China, e relataram concentrações variando de 175 a 313 partículas/ m^2/dia na deposição atmosférica. As fibras foram a forma dominante, enquanto as não-fibras (espuma, fragmento e filme) foram menos dominantes.

Também na China, Zhou et al. (2017) avaliaram microplásticos no ar em Yantai, uma cidade costeira na Província de Shandong, usando a Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier para Microanálise (μFTIR - Micro Fourier Transform Infrared Spectroscopy). As formas gerais identificadas foram fibras (95%), fragmentos (4%), filmes (0,5%) e espumas (0,5%), e as cores das fibras variaram incluindo branco, preto, vermelho e transparente.

Na província de Sakarya, Turquia, Kaya, Meral e Senem (2018) estudaram microfibras no ar em um terminal interurbano em frente a um campus universitário usando μ FTIR. As amostras foram coletadas usando sucção/bomba a vácuo a uma vazão de 0,3 m³/min por 30 minutos. Os autores encontraram microplásticos em duas formas (fibras e fragmentos) e, através da triagem visual sob um microscópio, determinaram uma concentração de partículas na faixa de 259 a 12.895 partículas por litro de ar.

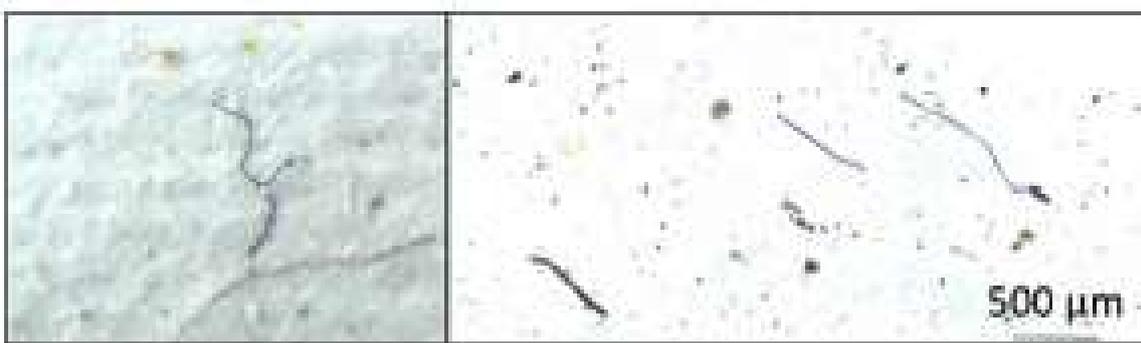
Liu et al. (2019), usando a análise de componentes principais, identificaram microplásticos na atmosfera na cidade de Xangai a partir de roupas têxteis. Através da análise espacial, os microplásticos fibrosos (67%) foram os mais abundantes, seguidos por fragmentos (30%) e grânulos (3%), respectivamente.

As faixas de tamanho dos microplásticos variaram de 4200 a 25 μ m. A cor dos plásticos revela o estágio de degradação dos plásticos. Geralmente, a investigação foi feita por inspeção visual e as cores relatadas variaram incluindo transparente, branco, laranja brilhante, azul, verde, roxo, preto, cinza, rosa, amarelo e vermelho. Além disso, os estudos disponíveis geralmente implicam uma porcentagem maior de forma de fibra de microplásticos na TAF, sugerindo que microplásticos fibrosos são mais comuns do que não fibrosos (fragmento, espuma, grânulo e filme) nos compartimentos atmosféricos (ver Figura 3). A análise das fibras revelou que predominantemente os microplásticos são de origem sintética e sua alta abundância pode ser devido à sua alta taxa de produção, e assim alta geração de resíduos. A produção de fibras sintéticas continua a aumentar anualmente a uma taxa aproximada de 6,6% (Gasperi et al., 2018). Só em 2016, mais de 90 milhões de toneladas métricas de fibras têxteis foram produzidas (Gasperi et al., 2018), das quais aproximadamente 10 milhões de toneladas são fibras sintéticas de plástico. Fibras naturais frequentemente estão em maior quantidade em ambientes internos do que externos. Por exemplo, 67% das fibras relatadas em ambientes internos eram feitas de material natural, enquanto as sintéticas eram menos comuns (33%) (Dris et al., 2017). No entanto, este é um único estudo deste tipo e pode não ser suficiente para tirar qualquer conclusão. Mais estudos são, portanto, necessários para entender melhor esse fenômeno.

A taxa de deposição variou com o local, o que também influenciou as concentrações, provavelmente dependendo das condições climáticas e sazonalidade, mas também da metodologia de amostragem, bem como da população. Por exemplo,

Dris et al. (2017), ao avaliar microplásticos no ar internos, observaram que a presença e o número de ocupantes influenciam os volumes de amostra e a taxa de deposição. A maior taxa de deposição foi observada em áreas condensadas com vento mínimo, como o ambiente interno. É difícil comparar as concentrações relatadas devido a diferenças nas unidades relatadas. No entanto, comparando áreas com as mesmas unidades, Paris (França) mostrou uma concentração mais baixa em comparação com Xangai (China), talvez devido à população, densidade de edifícios e atividades antropogênicas. Estes são estudos únicos e, portanto, não são suficientes para tirar conclusões significativas. Há necessidade de mais estudos avaliando TAF para microplásticos em mais áreas do mundo. No entanto, de fato, as atividades antropogênicas em uma área específica influenciam a quantidade de MPs na TAF da área (Allen et al., 2019).

Figura 3 - Forma de fibras de microplásticos encontrada na atmosfera



Fonte: Gasperi et al., 2018, p. 78.

De acordo com o estudo de Perry (1988), os poluentes em geral são transportados, dispersos e depositados através do fluxo de ar e esses fatores também são responsáveis pelo movimento de microplásticos no ar. O transporte é o movimento causado pelo fluxo e direção do vento ambiente. A dispersão resulta da turbulência / distúrbio local, enquanto a deposição é o movimento descendente do microplástico na atmosfera para a superfície terrestre, que depende da precipitação, lavagem (através da chuva) e sedimentação. Todo o processo de movimento (transporte, dispersão e deposição) é diferente, depende principalmente, mas não exclusivamente, do tamanho, forma e comprimento da partícula. Esse fenômeno foi demonstrado em estudos recentes (como Zhou et al., 2017; Kara et al., 2018; Allen et al., 2019). Por exemplo, fragmentos menores de tamanho 25 μm foram encontrados

em maior porcentagem (> 50%), enquanto a distribuição diminuiu com o aumento do tamanho, a saber: 25 a 50 μm > 50 a 75 μm > 75 a 100 μm ... > 300 μm . Da mesma forma, uma distribuição maior foi relatada para fibras de comprimento entre 100 a 900 μm do que de comprimento maior que 2500 μm (< 2%). Outro exemplo vem do estudo de Zhou et al. (2017), que observaram que, com o aumento do tamanho da partícula, a quantidade de microplásticos na atmosfera de Yantai, China, diminuiu drasticamente ao longo do ano. Quanto menor o tamanho dos microplásticos, juntamente com sua pequena densidade relativa, mais fácil para elas persistirem na atmosfera, com ameaças potenciais de longo prazo para os ecossistemas (Dris et al., 2016; Lui et al., 2019).

As análises de fonte e transporte de microplásticos na atmosfera são mais recentes que outros modos de contaminação. A poluição de microplásticos no ar não é determinada apenas pelo tipo e intensidade das emissões. Condições meteorológicas (precipitação e chuva ou neve) e o clima, bem como a topografia do local, têm influência significativa na dispersão e deposição de MPs. Allen et al. (2019) observaram que a distribuição de diferentes tipos de microplásticos (Polietileno (PE), Poliestireno (PS), Polipropileno (PP), Cloreto de Polivinila (PVC) e Tereftalato de Polietileno (PET)) varia de acordo com o clima. Por exemplo, nos períodos de novembro e dezembro (menor precipitação relativa e menos tempestades, ou seja, chuva ou neve), foi observada uma porcentagem maior de PS na atmosfera, mas nos períodos de fevereiro e março (aumento da precipitação e neve), a distribuição foi baixa, enquanto o PE foi maior em março e baixo em novembro. Da mesma forma, Zhou et al. (2017) observaram uma porcentagem maior de microplásticos na atmosfera na primavera, verão e inverno e mais baixa nos períodos de outono.

Em termos de topografia do local, Liu et al. (2019) relataram que a distribuição espacial e deposição foram influenciadas pela paisagem complexa e densidades de construção da área de estudo de Xangai. No entanto, essas observações não são suficientes para tirar conclusões, mas é factual que essas condições (climáticas e topográficas) desempenham um papel importante na distribuição de microplásticos.

A concentração nas camadas baixas da atmosfera depende da pressão atmosférica, vento, temperatura, chuva e neve (Allen et al., 2019). Depressões atmosféricas (baixas pressões atmosféricas) estão associadas à forte turbulência do ar e, portanto, a boas condições para dispersão, enquanto anticiclones (altas pressões) correspondem à estabilidade do ar e, portanto, geram episódios de

poluição. A dispersão aumenta com a velocidade e turbulência do vento, e sua direção, seja vertical ou horizontalmente. O gradiente de temperatura vertical ajuda no movimento ascendente de microplásticos no ar. No entanto, em caso de inversão térmica, os microplásticos podem ser bloqueados nas camadas baixas da atmosfera, o que cria episódios de poluição. Eles também podem ser transformados em ar em partículas menores (por exemplo, nanopartículas ou femtopartículas) por influência da temperatura, umidade e raios solares. Essa situação pode ser perigosa para os seres humanos, pois, nesse tamanho, podem ser facilmente inalados em comparação com os tamanhos médios de microplásticos.

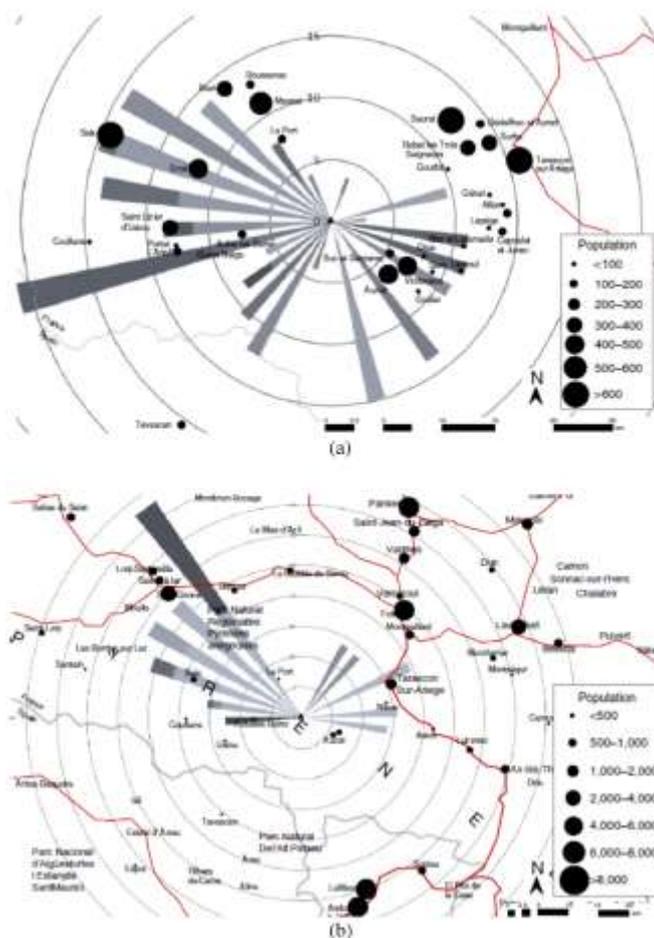
Embora muitos fatores controlem o movimento na atmosfera, modelos podem ser usados para estudar / monitorar sua dispersão e deposição. Usando um cálculo simples de assentamento, o movimento na atmosfera pode ser estudado.

Allen et al. (2019) foram capazes de estudar o transporte local para regional de microplásticos na atmosfera dos Pirineus franceses usando os cálculos simples de assentamento de microplásticos. Eles foram calculados como a razão entre a duração do retrotraçado e a velocidade do vento. Usando a velocidade de assentamento de microplásticos na região, velocidade e direção do vento e profundidade da camada limite planetária, forneceram rotas básicas e lineares para os microplásticos serem depositados no local do campo devido ao arrasto inicial ou elevação e transporte horizontal (vento) (sem mais elevação mecânica ou convectiva). As trajetórias de transporte obtidas no estudo são apresentadas na Figura 4. A área de origem dos microplásticos ou zona de influência definida por este método se estende por 28 km a noroeste e a sudoeste, ao longo dos vales Aulus-les-Bains, Ercé e Massat, pouco povoados, sobre as pistas de esqui de Guzet-Neige e sudeste ao longo do vale Vicdessos. Eventos de vento superior a 2 m/s (7,2 km/h), como ilustrado no estudo, mostraram que a partir de uma área de origem, os microplásticos podem viajar até 42 km a noroeste através de Aulus-les-Bains e os vales de Saint-Girons, 20 km a nordeste sobre Tarascon-sur-Ariège (populações da vila < 6.000) e até 95 km ao norte.

Estas observações feitas no estudo sugerem que os microplásticos são facilmente transportados no ar por uma distância menor que 100 km e influenciados pela população, ou seja, atividades antropogênicas, que também influenciam sua taxa de deposição, embora possam ser potencialmente transportados com partículas de poeira, pois os microplásticos no ar foram relatados em partículas de poeira (Dris et al., 2016).

O transporte de longa distância de poeira (partículas ultra gigantes de tamanho $< 400 \mu\text{m}$) por até 3.500 km através dos oceanos foi relatado por van der Does et al. (2018). Evidências estabelecidas revelaram a possibilidade de viagem de curto prazo de microplásticos na atmosfera, enquanto atualmente é desconhecida a possibilidade de viagem de longo prazo. Portanto, estudos devem ser conduzidos sobre o transporte de longa distância ($> 100 \text{ km}$), para determinar se o ar considera todos os fatores para o transporte, dispersão e deposição de microplásticos ao longo de longas distâncias.

Figura 4 - Trajetórias de transporte de microplásticos na atmosfera: (a) trajetórias durante a chuva e a neve; (b) trajetórias durante o vento.



Fonte: (a) Allen et al., 2019, p. 340; (b) Allen et al., 2019, p. 342.

3.4 Os riscos dos microplásticos na atmosfera

Os microplásticos agora estão presentes em nossa atmosfera; os seres humanos precisam desse ar para sobreviver e para o funcionamento adequado dos órgãos do corpo. Portanto, os seres humanos podem estar respirando plásticos, já

que eles são onipresentes na atmosfera (tanto no ar interno quanto externo) (Enyoh; Verla, 2019). Outras vias de exposição aos microplásticos na atmosfera podem ocorrer através da pele (dermal) pela deposição de precipitações atmosféricas. No entanto, além dos potenciais riscos para a saúde humana, também existem potenciais riscos para o meio ambiente.

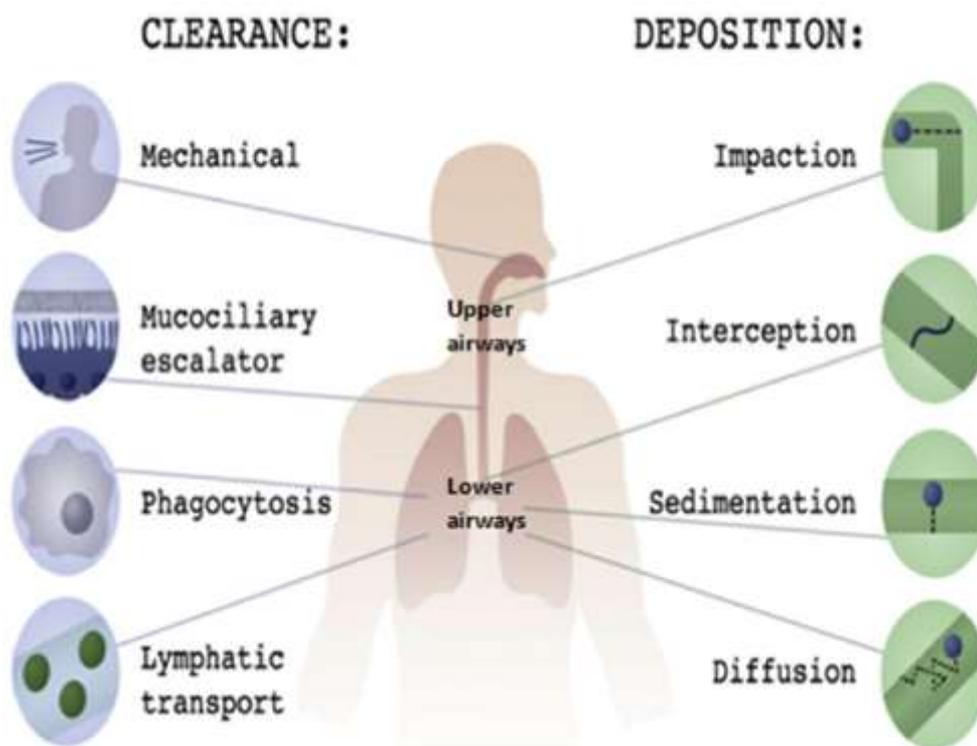
Não há evidências sobre a ingestão de microplásticos pelo ar via contato ou inalação, embora alguns estudos sugiram a ideia (Enyoh; Verla, 2019; Gasperi et al., 2018; Bakand et al., 2012). A possibilidade de inalar microplásticos depende do tamanho, que também determina se ele alcançará o sistema respiratório. Assim, as partículas podem ser inaláveis (ou seja, capazes de serem depositadas nas vias aéreas superiores após entrar pelas narinas ou boca) e respiráveis (capazes de alcançar e serem depositadas nos pulmões profundos) (Gasperi et al., 2018).

Microplásticos fibrosos que podem ser inaláveis são aqueles que não atendem aos critérios fornecidos pela Organização Mundial da Saúde, ou seja, devem ter um comprimento maior que 5 μm , com um diâmetro inferior a 3 μm e uma relação comprimento-diâmetro de mais de 3:1 (OMS, 1997). A exposição por contato pode ser através da penetração nos poros da pele. A exposição por esse meio é baseada na susceptibilidade individual, pois os poros da pele humana variam de indivíduo para indivíduo. Frederic et al., (2015) relataram tamanhos de poros da pele variando de 10 a 80 μm , o que se adequa bem para a penetração de microplásticos atmosféricos (fibras sintéticas apresentam tamanho médio de 25 μm , por exemplo, conforme percebidos por Dris et al., 2016 e Allen et al., 2019).

A deposição dos microplásticos inalados nas vias aéreas superiores (cavidade nasal, faringe, laringe) até a zona respiratória (vias aéreas inferiores: traqueia, brônquios primários e pulmões) pode ser calculado através do Diâmetro Aerodinâmico Equivalente (AED, Aerodynamic Equivalent Diameter), dependente da densidade da partícula (P_p), em g/cm^3 , e seu diâmetro físico (d_m) (calculado como $AED = d_m \sqrt{P_p}$ (Swift, 1980). Com base nisso, alguns polímeros com menor densidade (por exemplo, Polietileno de Baixa Densidade (LDPE)) e pequeno diâmetro têm maior potencial para serem respiráveis, alcançando as vias aéreas inferiores (Prata et al., 2019). O mecanismo de deposição de partículas depende do valor de AED, que pode ocorrer por impacto (AED de 5-30 μm), interceptação, sedimentação (AED de 1-5 μm) ou difusão (AED de < 1 μm) (Prata et al., 2019). Na deposição nas vias aéreas superiores, ocorre por (1) impacto, quando as partículas colidem com as paredes devido ao seu

movimento (2) Intercepção, quando as bordas das partículas tocam a superfície do tecido (Lippmann; Yeates; Albert, 1980) com maior potencial de penetração (Donaldson; Tran, 2002) (3) sedimentação, depende do tempo e da gravidade (Carvalho; Peters; O'Williams, 2011), onde a partícula se deposita nas vias aéreas inferiores e (4) difusão depende do movimento browniano e das partículas (Bakand; Hayes; Dechsakulthorn, 2012; Carvalho; Peters, O'Williams, 2011) (veja Figura 5).

Figura 5 - Mecanismos de deposição e remoção de partículas no pulmão humano



Fonte: Prata et al, 2019, p. 115.

O risco potencial dos microplásticos ingeridos pelo ar para os órgãos humanos depende da taxa de deposição e de depuração. Se a taxa de deposição for maior que a taxa de depuração, os seres humanos podem estar em risco de acumulação de partículas e toxicidade química, bem como toxinas microbianas, mesmo quando as partículas estão em baixa concentração. Estudos de Churg e Brauer (2000), Heyder (2004) e Morrow (1988; 1992) mostraram que partículas com baixa toxicidade podem levar a doenças em indivíduos suscetíveis.

O mecanismo de depuração apresentado na Figura 5 serve como um mecanismo de defesa protegendo as vias aéreas, capturando partículas estranhas que entram por elas através do nariz, durante a respiração normal (Lillehoj; Kim,

2002). A depuração depende de (1) métodos mecânicos (que envolvem espirros) (2) o escalador mucociliar, que impede que as partículas inaladas desçam para os pulmões, produzindo uma mucosa pegajosa que acaba sendo excretada pela boca, (3) fagocitose, onde partículas ($\geq 0.5 \mu\text{m}$) são engolidas pela célula usando sua membrana plasmática e são digeridas no fagossomo e (4) transporte linfático, que opera coletando partículas dos tecidos (para uma explicação detalhada desses mecanismos, consulte Prata, 2019). No entanto, alguns microplásticos fibrosos possuem alta área de superfície (Donaldson; Tran, 2002) e, portanto, exibem propriedades de biopersistência e permanecem nos pulmões. Alguns estudos relataram que os humanos podem excretar mais de 90% dos microplásticos ingeridos através das fezes (Wright; Kelly, 2017; Smith et al., 2018), no entanto, até o momento, nenhum estudo analisou se os microplásticos presentes nas fezes tiveram sua origem na inalação.

Os efeitos potenciais dos microplásticos inalados pelos humanos dependem das diferenças individuais no metabolismo e na susceptibilidade, incluindo o mecanismo de depuração. Indivíduos com mecanismos comprometidos podem estar em maior risco de toxicidade de partículas em comparação com indivíduos com mecanismos adequados. Quando as partículas são inaladas, as reações bronquiais imediatas (semelhantes à asma) são expressas como primeira resposta (Beckett, 2000; Pimentel; Ávila; Lourenço, 1975; Prata et al., 2019), e os efeitos adversos da toxicidade das partículas são principalmente atribuídos à inflamação, devido à localização das partículas e das células imunes, que produzem citocinas, proteases e espécies reativas de oxigênio (ROS, Reactive Oxygen Species) para combater o material estranho (Schwarze et al., 2006). Além disso, a inflamação crônica pode levar ao câncer, como resultado de danos ao DNA (adultos e mutações) causados pelo estresse oxidativo e ação direta das partículas, evasão da detecção pelo sistema imunológico e mediadores pró-inflamatórios que promovem a angiogênese e mitogênese, favorecendo a formação e progressão de células malignas (Chang, 2010; Churg; Brauer, 2000; Donaldson; Tran, 2002; Schwarze et al., 2006; Prata, 2019).

A toxicidade química das partículas de microplástico decorre de sua capacidade de absorver produtos químicos tóxicos em sua superfície devido à sua grande área de superfície e hidrofobicidade (Teuten et al., 2007; 2009; Wang et al., 2016). Os processos completos de adsorção ainda não foram totalmente compreendidos, mas mecanismos plausíveis de adsorção são acredita-se serem

devido a cargas eletrostáticas em sua grande superfície, crescimento de biofilme e aditivos ou produtos químicos presentes em resinas (Verla et al., 2019). No ambiente marinho, muitos estudos mostraram que os microplásticos têm tendência a absorver metais pesados e contaminantes orgânicos hidrofóbicos como poluentes orgânicos persistentes (POPs, Persistent Organic Pollutants) (Rochman; Hentschel; Teh, 2014; Ogata et al., 2009).

Microplásticos suspensos na atmosfera também seguem os mesmos processos de fixação de produtos químicos tóxicos. Poluentes inorgânicos como metais pesados (Kweon; Son, 1985; Jeong; Jang; Joo, 1987; Park, 2004; Chun-Huem et al., 2010) e POPs (Van Vaeck; Van Cauwenberghe, 1978; Schnelle-Kreis et al., 2001) foram detectados em material particulado atmosférico. No entanto, a adsorção na atmosfera é controlada pelo tempo de suspensão dos microplásticos, como revelado por Matos et al. (2001), que expuseram pellets de plástico virgens na atmosfera por 6 dias e relataram nenhuma adsorção significativa de POPs. A exposição prolongada pode ter dado um resultado diferente, já que os pellets virgens podem sofrer mais degradação pela luz ultravioleta e formação de biofilme, o que aumenta os defeitos na superfície do microplástico.

No entanto, os microplásticos suspensos na atmosfera carregam produtos químicos tóxicos e expõem simultaneamente os pulmões humanos a ambos os contaminantes. Enquanto no corpo, esses produtos químicos tóxicos podem se dissolver e causar problemas relacionados à saúde, pois foram associados a efeitos mutagênicos, teratogênicos e carcinogênicos (Verla et al., 2019). Não há estudos que tenham quantificado os produtos químicos tóxicos adsorvidos nas superfícies de microplásticos na atmosfera.

O efeito microbiano segue o paradigma da formação de comunidades microbianas em biofilme na superfície dos microplásticos. No ambiente marinho, há muitos relatos que apoiam esses fenômenos (Zettler; Mincer; Amaral-Zettler, 2013), enquanto não há nenhum relacionado a microplásticos atmosféricos. Com o biofilme formado, patógenos humanos prejudiciais, como cepas de *Vibrio* spp, podem ser facilmente encontrados, como mostra os estudos de Zettler, Mincer e Amaral-Zettler (2013) e Kirstein et al. (2016) em que isolaram cepas em biofilme formado em microplásticos.

Na atmosfera, os microplásticos podem adquirir microorganismos de aerossóis, já que os aerossóis urbanos abrigam populações diversas e dinâmicas de

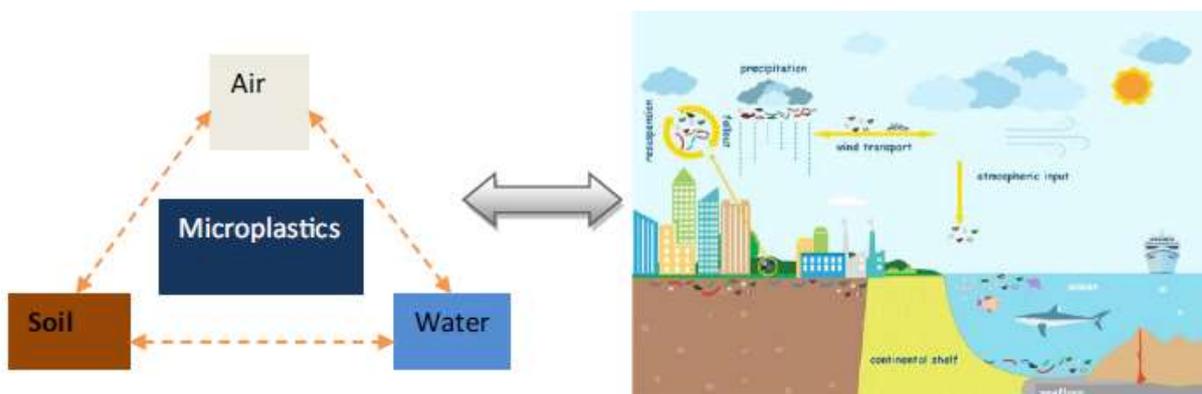
microorganismos (Prata, 2019; Verla et al., 2019). Patógenos prejudiciais ou microorganismos podem ser transportados para o pulmão humano por meio de microplásticos atmosféricos através do biofilme formado, possivelmente resultando em infecção (Prata, 2019), metais pesados também podem ser transportados com o biofilme formado, pois servem como agente quelante para metais (Verla et al., 2019).

O risco ecológico baseia-se na capacidade do ar de transportar microplásticos para novas áreas e contaminar a região ao reconcentrá-los. Portanto, os ecossistemas terrestres e aquáticos podem ser poluídos por microplásticos atmosféricos que servem como fonte de contaminação. Além disso, pode haver uma interação dinâmica entre microplásticos de diferentes meios, como solo ou água, tornando-se atmosféricos e contaminando o ar, enquanto os microplásticos atmosféricos podem depositar-se no solo, na água através do escoamento superficial (Figura 6). Por exemplo, aerossóis atmosféricos podem ser transportados para os oceanos (Paytan et al., 2009), mas os oceanos, por meio de spray marinho, também geram aerossóis de até alguns micrômetros. Esse processo poderia envolver um ciclo de contaminação por microplásticos no ecossistema. Uma ilustração gráfica do ciclo de contaminação por microplásticos no ambiente é apresentada na Figura 6. O conhecimento ou informações sobre o ciclo de contaminação por microplásticos e suas consequências no ecossistema são escassos devido à sua complexidade.

Para avaliar os riscos ecológicos apresentados pela presença dos microplásticos atmosféricos, modelos comuns originalmente usados para estudo de solo, sedimento e coluna de água podem ser utilizados. Modelos como o potencial de risco ecológico (RI), originalmente desenvolvido por Hakanson (1980), foram utilizados em estudos recentes sobre microplásticos atmosféricos suspensos em Xangai, China (com em Liu et al., 2019). A expressão do modelo é: $RI = \sum Tr \times Cf$ em que RI corresponde ao potencial de risco ecológico; Tr que anteriormente era a resposta tóxica de metais pesados, foi substituído pelo Coeficiente de Toxicidade Química para polímeros, conforme descrito por Lithner, Larsson e Dave (2011). Cf é o fator de contaminação calculado como a razão entre C_i (concentrações observadas/registradas de polímeros atmosféricos) e C_b (valores de fundo). Como apontado no estudo de Liu et al. (2019), o valor ideal de C_b seria aquele de uma amostra de ar para partículas totais suspensas antes do rápido desenvolvimento da economia de fibras sintéticas. Além disso, a classificação para o RI de microplásticos

foi dada como menor ($RI < 150$), médio ($150 < RI < 300$), alto ($300 < RI < 600$), perigoso ($600 < RI < 1200$) e extremamente perigoso ($RI > 1200$).

Figura 6 - Ilustração gráfica do possível ciclo de contaminação por microplásticos no ambiente



Fonte: (a) Liu et al, 2019, p. 68; (b) Liu et al, 2019, p. 68.

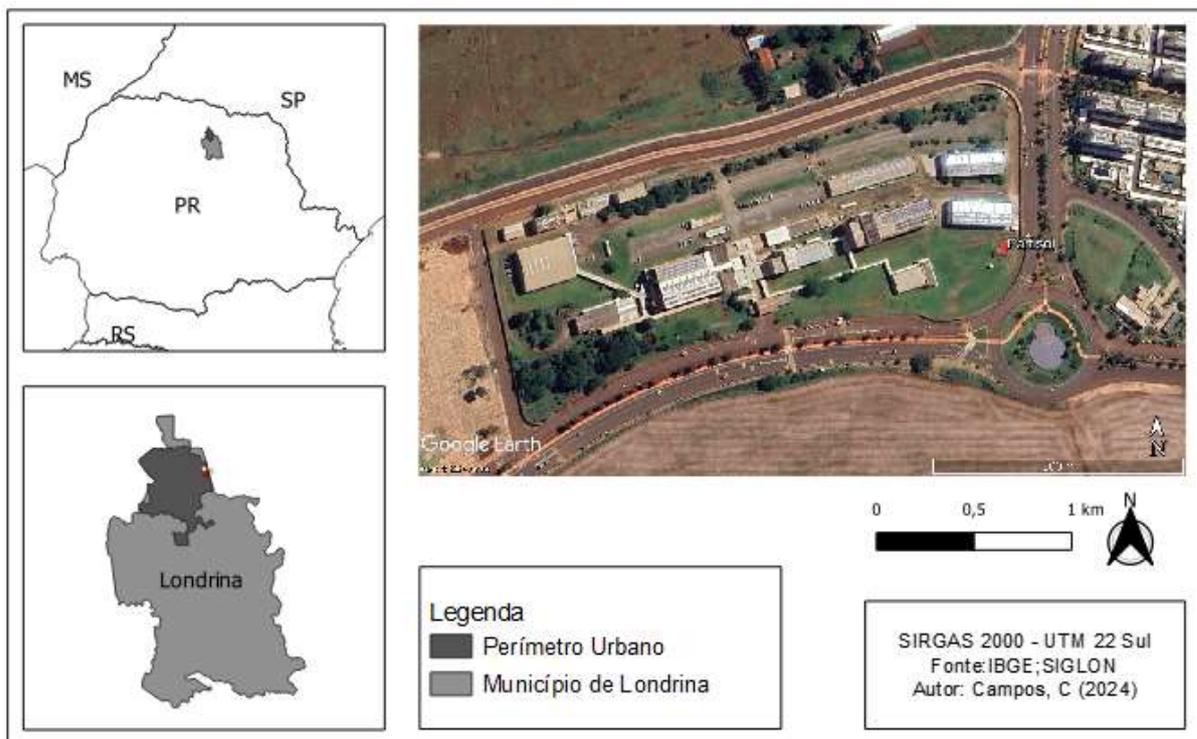
4 MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi realizado no interior da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), localizada na região periférica da cidade de Londrina, Paraná, próximo à estação meteorológica e a biblioteca, como mostrado na Figura 7, denominado de *Partisol*. A localização foi escolhida estrategicamente para capturar amostras representativas do ar atmosférico devido ao fluxo de ar urbano (vento) na direção do oeste para o leste proveniente da cidade de Londrina, Paraná.

É importante ressaltar que a seleção desse local de coleta levou em consideração algumas características específicas. Por exemplo, optou-se por uma área com menor presença de pessoas e uma circulação relativamente baixa de veículos nas vias próximas, além da disponibilidade de infraestrutura necessária e da segurança do equipamento. Essa abordagem foi adotada com o objetivo de minimizar a interferência de partículas que não convém estudar no momento (como poeira, material orgânico, entre outros) (Seinfeld; Pandis, 2016), a fim de evitar que sua presença mascare a detecção e quantificação dos microplásticos presentes no ar que podem, conforme percebido por Rahman *et al.* (2021). O objetivo é obter amostras que representem de forma mais nítida a presença de microplásticos na atmosfera, evitando interferências de outros elementos de fontes locais específicas.

Para facilitar a visualização e compreensão do local de coleta, a Figura 7 apresenta um mapa ilustrativo da área de instalação do equipamento dentro da universidade.

Figura 7 – Localização da coleta de material particulado para análise de microplásticos.



Nota: No lado esquerdo da imagem, estão os mapas que mostram a localização da imagem (cidade de Londrina, Paraná). Do lado direito está a vista superior do campo com o local de coleta exato.

Fonte: autoria própria.

4.1 MATERIAIS

Neste subcapítulo, apresentamos os materiais empregados na pesquisa.

4.1.1 Filtros de QM-A

Os filtros de Fibra de Quartzo (QM-A) da marca Whatman e de Politetrafluoretileno (PTFE) são materiais utilizados na captura de partículas suspensas no ar, incluindo microplásticos, durante o processo de coleta de estudos científicos. Esses materiais são amplamente utilizados na coleta de materiais particulados (Fang et al., 2003; Huang et al., 2013; Varrica et al., 2013).

O filtro QM-A consiste em quartzo (SiO_2) de alta eficiência de coleta de até $0,3 \mu\text{m}$, sendo principalmente empregado na amostragem de gases ácidos no ar, como aqueles provenientes de chaminés, emissões industriais e aerossóis, especialmente em ambientes de alta temperatura, chegando até $540 \text{ }^\circ\text{C}$, e na amostragem de MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$. O filtro apresenta também uma eficiência superior a 99,9% na retenção de aerossóis de DOP (ftalato de dioctila), com diâmetro superior a $0,3 \mu\text{m}$ (conforme teste

ASTM-2986), além de ter uma higroscopicidade muito baixa e uma presença insignificante de materiais aglutinantes.

Nesta monografia, os filtros de quartzo (QM-A, *Whatman*) de 47 mm foram utilizados para coleta no equipamento Partisol, visando a captura de microplásticos presentes nas amostras de ar.

4.1.2 Amostrador Dicotômico Partisol 2000i-D

Neste estudo, foi escolhido o amostrador Partisol 2000i-D da Thermo Fisher Scientific para a coleta de materiais particulados, especificamente partículas suspensas no ar. Esse equipamento possui a capacidade de separar a amostra do Material Particulado (MP) em duas frações distintas: a expressão fina, denominada MP_{2,5}, que possuem diâmetro aerodinâmico igual ou inferior a 2,5 µm, e a parte grossa, conhecida como MP_{2,5-10}, que possuem diâmetro aerodinâmico entre 2,5 µm e 10 µm. Essa separação é feita por um impactador virtual USEPA com um diâmetro de corte de 2,5 µm. Durante o processo de coleta, a amostra foi direcionada simultaneamente para dois filtros, com uma taxa de fluxo de 15 L/min para a coleta do particulado fino e 1,67 L/min para fração do particulado grosso (Beal, 2015).

Para a coleta, foram utilizados filtros de quartzo de 47 mm da marca *Whatman*, reconhecidos pela sua eficiência na captura de partículas suspensas no ar, incluindo microplásticos. O ar será aspirado pelo Partisol e passará pelos filtros QM-A, onde as partículas serão retidas, enquanto o ar livre de partículas será liberado de volta para a atmosfera. Os filtros de quartzo têm a capacidade de reter partículas microscópicas, o que possibilitará uma análise posterior para identificação e quantificação dos microplásticos.

É importante ressaltar que o equipamento Partisol que foi utilizado neste estudo pertence ao Laboratório de Análises em Poluição do Ar (LAPAR) na UTFPR de Londrina. A Figura 8 apresenta uma fotografia do equipamento utilizado para a coleta de amostra.

Figura 8 - Amostrador Dicotômico Partisol 2000i-D da UTFPR



Fonte: Beal, 2015.

4.1.3 Espectrômetro RAMAN

Neste estudo, utilizou-se o espectrômetro RAMAN disponível no Instituto de Química da Universidade de São Paulo (IQ). O espectrômetro Raman é um instrumento que utiliza a dispersão inelástica da luz para análise molecular e identificação de compostos químicos. A oportunidade de utilizar esse equipamento surge por meio de uma parceria estabelecida entre nosso grupo de pesquisa no Laboratório de Eventos Atmosféricos Extremos (EAE) da UTFPR de Londrina e o grupo de pesquisa do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (IAG) da USP. Esse equipamento é da marca Horiba, modelo LabRam HR Evolution, e foi utilizado para analisar as amostras coletadas e microplásticos.

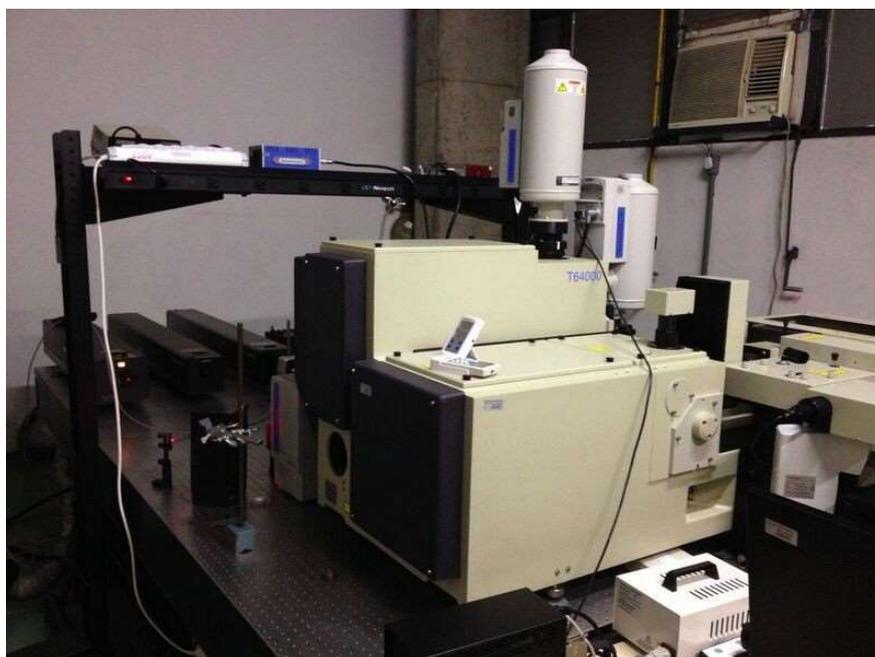
O funcionamento do espectrômetro RAMAN baseia-se no princípio do efeito Raman, no qual a luz interage com a amostra e uma pequena porção dessa luz é dispersada com uma mudança na energia, produzida em um espectro Raman característico de cada molécula (LACAPC, 2023). Esses espectros fornecem informações valiosas sobre as ligações químicas presentes nas amostras, permitindo a identificação e análise dos microplásticos.

O espectrômetro RAMAN utilizado neste estudo possui alta sensibilidade e resolução, o que permite a detecção e análise de pequenos materiais. Além disso, o

equipamento é capaz de realizar análises em modo confocal, o que garante uma maior precisão espacial na identificação dos microplásticos.

No contexto deste estudo sobre a presença de microplásticos na atmosfera, o espectrômetro RAMAN desempenha um papel fundamental na identificação e caracterização dessas partículas, auxiliando na compreensão de sua composição química. A análise dos espectros Raman permite informações valiosas sobre os possíveis tipos de plásticos presentes, sua distribuição e potenciais fontes de contaminação. Isso contribui para um melhor entendimento dos efeitos ambientais e dos impactos na saúde associados aos microplásticos presentes na atmosfera. Na Figura 9, é apresentada uma Figura ilustrativa do equipamento utilizado neste estudo.

Figura 9 - Espectrômetro RAMAN



Fonte: Central Analítica IQ-USP.

4.1.4 Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV)

O Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV ou SEM) desempenha um papel fundamental no estudo da presença de microplásticos na atmosfera. Ele bombardeia as partículas com elétrons, capturando os sinais secundários e envolvendo-os em imagens de alta resolução. Essas imagens permitem a observação detalhada das características dos microplásticos (Maliska, 2005).

O MEV usado neste estudo possui um detector de Espectroscopia por Energia Dispersiva (EDS, Energy Dispersive Spectroscopy), de modelo Tescan Vega, que realiza análises químicas para identificar e mapear os elementos químicos presentes nos microplásticos. Isso fornece informações valiosas sobre a composição química dos microplásticos e sua origem (Equipamentos UTFPR, 2023).

O MEV está localizado no laboratório de multiusuário da UTFPR de Londrina. Ele desempenha um papel essencial na visualização, caracterização e identificação dos microplásticos coletados nos filtros, como forma, tamanho e textura (Maliska, 2005). Para preparar as amostras, a técnico do laboratório utilizou um metalizador de ouro para recuperar as superfícies preparadas das amostras não condutores, melhorando a condutividade elétrica. Isso garante uma análise mais precisa no MEV. A Figura 9 ilustra esse equipamento que foi usado no estudo.

Figura 10 - MEV modelo Tescan Vega



Fonte: UTFPR

4.2 MÉTODOS DE COLETA DE DADOS

O processo de coleta das amostras foi realizado inicialmente com a instalação do Partisol no ponto estratégico, como indicado na Figura 7. O equipamento foi configurado para operar continuamente por período de 72 horas, iniciando no dia dez de agosto de 2023 e encerrando-se no dia nove de dezembro de 2023. Essa estratégia permite a coleta de uma série de amostras em intervalos de tempo definidos,

permitindo uma análise abrangente e representativa da presença de microplásticos na atmosfera (Fang et al., 2002; Martins et al., 2012; Andrade et al., 2012; Varrica et al., 2013), conforme observado na Tabela 2.

Tabela 2 - Período de amostragem do Material Particulado

Nome da Amostra	Data	Tempo	Material Particulado	Temperatura Média	Vento		Pressão do Ar	Precipitação
					Direção	Velocidade Máxima		
A01	10.08.2023	24 horas	Fino	21,2°C	SE, NE	5,2 km/h	1015,9 hPa	-
A02	10.08.2023	24 horas	Grosso	21,2°C	SE, NE	5,2 km/h	1015,9 hPa	-
A03	11.08.2023	48 horas	Fino	22,9°C	S, N, NE	5,2 km/h	1013,1 hPa	-
A04	11.08.2023	48 horas	Grosso	22,9°C	S, N, NE	5,2 km/h	1013,1 hPa	-
A05	13.08.2023	72 horas	Fino	19,4°C	SE	6,2 km/h	1019,5 hPa	-
A06	13.08.2023	72 horas	Grosso	19,4°C	SE	6,2 km/h	1019,5 hPa	-
B01 a B06	10.09.2023	-	-	22,1°C	SE, E	4,1 km/h	1018,4 hPa	-
C01	03.12.2023	72 horas	Grosso	27,5°C	NO, SO, S	6,5 km/h	1009,3 hPa	0,8 mm
C02	03.12.2023	72 horas	Fino	27,5°C	NO, SO, S	6,5 km/h	1009,3 hPa	0,8 mm
C03	06.12.2023	72 horas	Grosso	25,3°C	NO, SO, E	6,6 km/h	1013,7 hPa	10,1 mm
C04	06.12.2023	72 horas	Fino	25,3°C	NO, SO, E	6,6 km/h	1013,7 hPa	10,1 mm
C05	09.12.2023	72 horas	Grosso	24,6°C	SE	8,8 km/h	1013,7 hPa	-
C06	09.12.2023	72 horas	Fino	24,6°C	SE	8,8 km/h	1013,7 hPa	-
Norte (N); Nordeste (NE); Leste (L); Sudeste (SE); Sul (S); Sudoeste (SO); Leste (L); Noroeste (NO)								

Fonte: autoria própria.

Os filtros foram armazenados em placas de petri (esterilizadas) e identificados adequadamente com o nome da amostra, feito a partir de um série sequencial em que os dois primeiros variam de 01 a 06, que representam o número da placa de petri, os dois últimos números representam o tempo de funcionamento (24, 48 e 72 horas) e o último dígito, o tipo de material particulado.

As condições meteorológicas, como temperatura, velocidade e direção do vento, precipitação e pressão atmosférica, durante o período de amostragem foram avaliadas com base nos dados fornecidos pelo INMET.

Durante o período de amostragem, foram registradas diariamente observações em um caderno de coleta, incluindo a ocorrência de focos de queimada na cidade ou em regiões próximas, atividades próximas ao amostrador como corte de

grama e obras, bem como as condições de vento como direção, ocorrência ou presença de chuva, a cobertura de nuvens no céu e quaisquer outros fatores que pudessem influenciar nos resultados. Estas observações refletem a percepção da pessoa responsável pelo registro.

4.3 Métodos de análise

Após o período de coleta de cada dia, a amostra foi cuidadosamente removida e preparada para análise nos equipamentos do MEV e Raman, previamente preparados pelos técnicos dos laboratórios.

No MEV, as amostras foram montadas em suportes adequados e integrados no microscópio para visualização e caracterização morfológicas dos microplásticos. No Espectrômetro Raman, as amostras foram mantidas para distribuição inelástica da luz para obter espectros característicos que permitiram a identificação e análise dos microplásticos presentes.

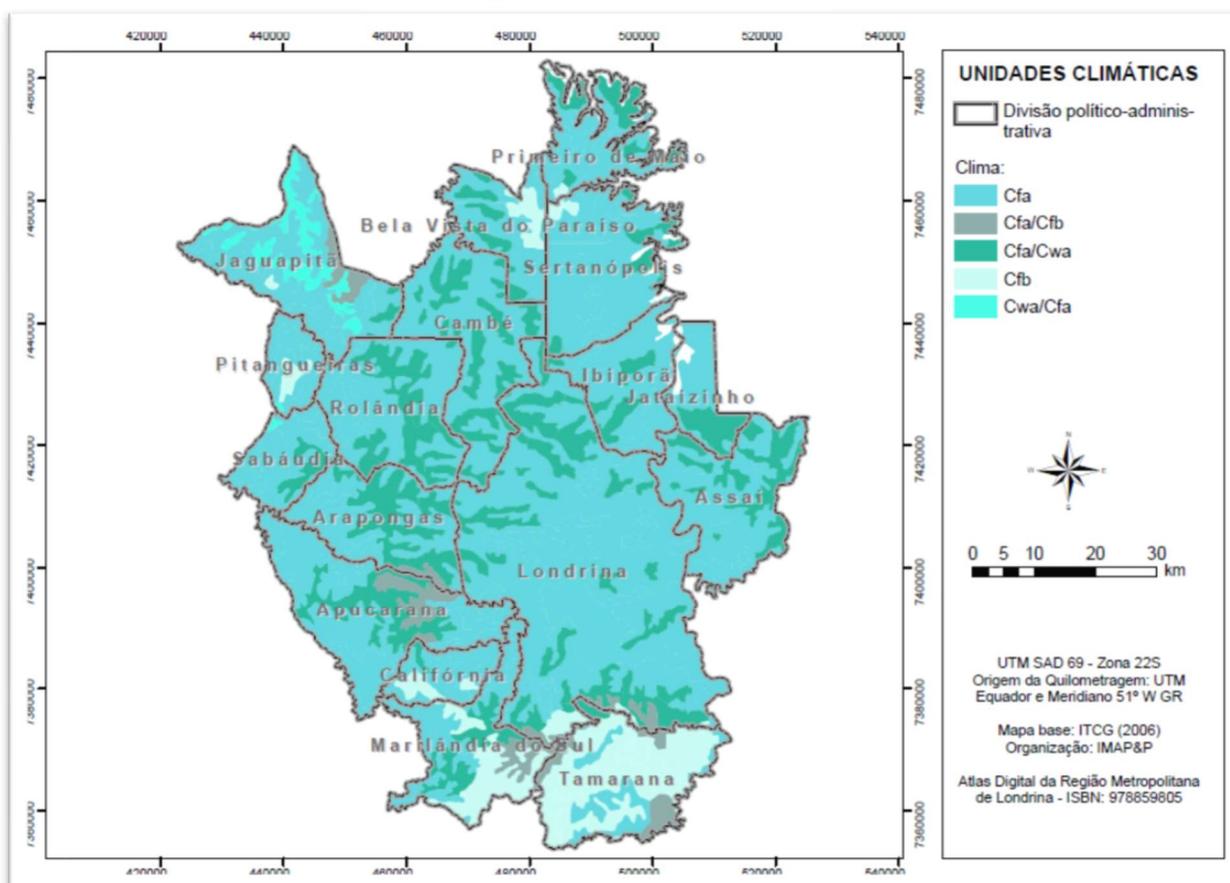
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo, apresenta-se os resultados das análises.

5.1 Condições Meteorológicas

De acordo com a classificação de Köppen (disponível em Álvares et al, 2014), Londrina é caracterizada por um clima subtropical (Cfa), com temperaturas médias no mês mais frio inferiores a 18°C (mesotérmico) e temperaturas médias no mês mais quente acima de 22°C (Figura 11). Essas regiões experimentam verões quentes, com poucas geadas e uma tendência de chuvas concentradas nos meses de verão, mas sem uma estação seca definida ao longo do ano.

Figura 11 - Clima do Paraná



Fonte: Atlas da Região Metropolitana de Londrina, 2024

Em consonância com a classificação Köppen, como pode ser observado no Gráfico 1, houve uma relativa variação de temperatura, tendo uma média de 22,7°C, sendo a menor temperatura 19,4°C nas amostras A05 e A06 e a maior nas amostras

C01 e C02 com 27,5°C. A média das temperaturas foi de 23,4°C. Entretanto, não foi o suficiente para haver a degradação do plástico do ambiente em microplásticos, estudos como Zhang et al. (2020) e López et al. (2023) mostram que é necessária uma temperatura ambiente superior a 32°C a 1 atm, maior que a mais elevada temperatura do estudo. Assim, pode-se descartar a possibilidade de o microplástico encontrado nas amostras ter surgido de lixos plásticos perto do ambiente de amostra.

Gráfico 1 - Variação de temperatura



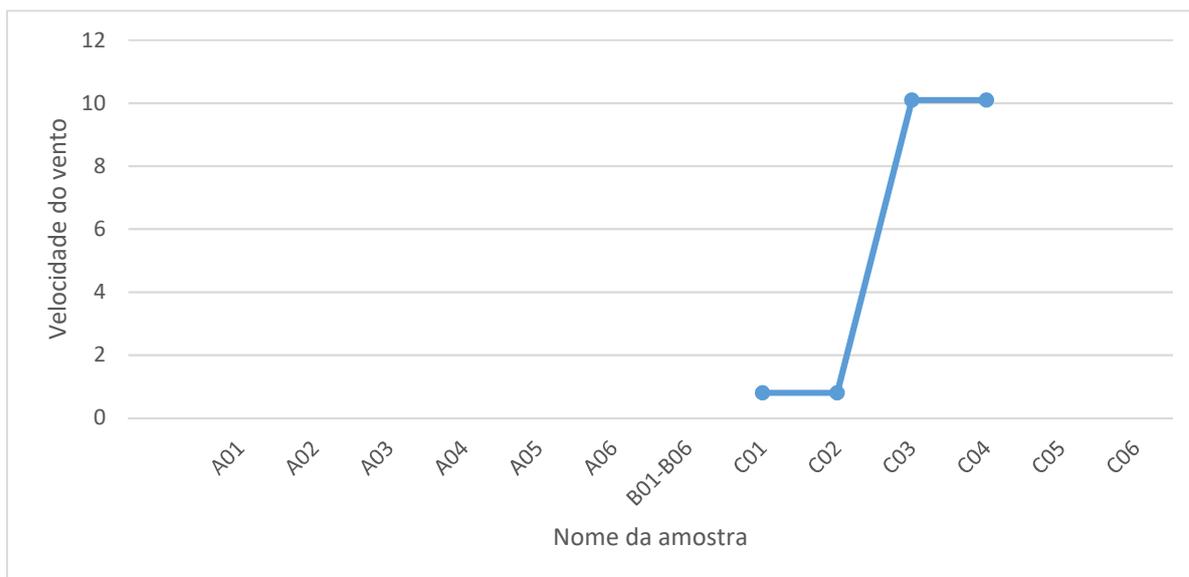
Fonte: autoria própria

Em relação à direção do vento, a Figura 11 mostra a relação entre a área urbana e a área rural de Londrina. Nota-se que embora não é possível saber com toda a certeza que os ventos provenientes da região sul ao leste não tenham percorrido nenhuma área urbana de outras cidades, com toda a certeza os ventos de outras direções passaram pela cidade de Londrina e pode, ou não, estar contaminados com os microplásticos vindos da cidade. O gráfico 3 apresenta a percentagem de direções do vento, nota-se que mais da metade das direções dos ventos são provenientes da cidade de Londrina, embora majoritariamente os ventos vêm da região sudeste da região.

De acordo com Xiao *et al* (2023), regimes de vento atmosférico podem carregar microplásticos por grandes distâncias, tornando, dessa forma, mais fácil de se dispersar por longas distâncias (acima de 100 km para microplásticos menores de 150 µm), principalmente vindo de grandes centros urbanos. O Gráfico 2 apresenta a

velocidade média dos ventos de cada dia de amostra, sendo o dia 10 de setembro de 2023, com a velocidade média de 4,1 km/h, e o dia 09 de dezembro de 2023, com a velocidade 8,8 km/h, a menor e a maior variação de velocidade do vento, respectivamente. A média da velocidade do vento foi de 6,2 km/h.

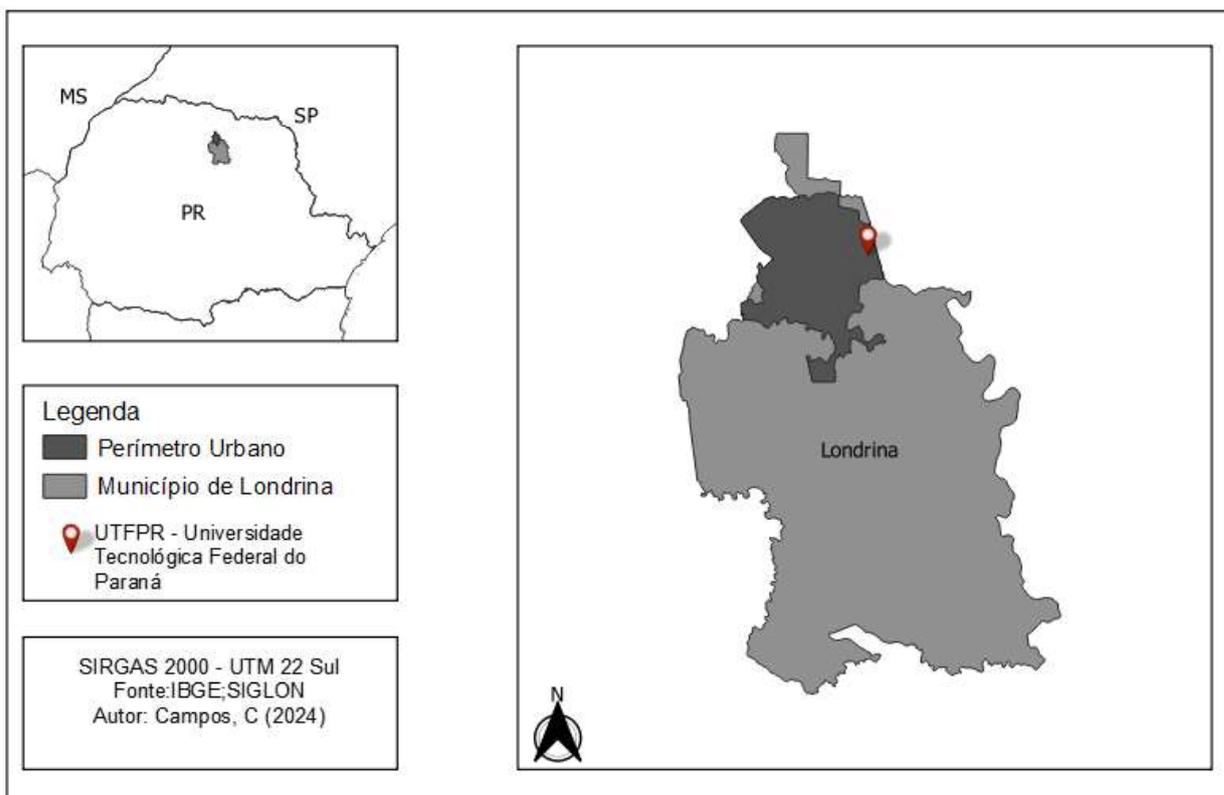
Gráfico 2 - Velocidade do vento



Fonte: autoria própria

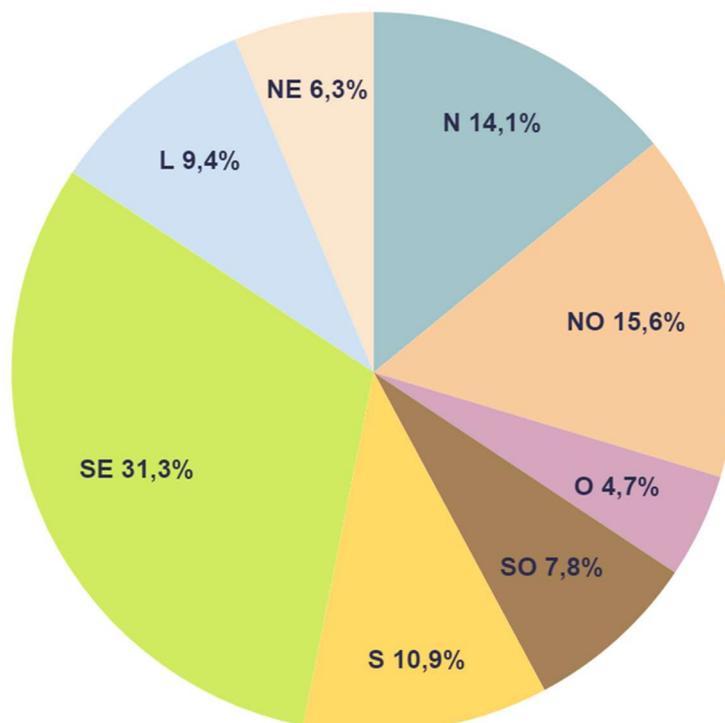
Em relação à direção do vento, a Figura 12 mostra a relação entre a área urbana e a área rural de Londrina. Nota-se que embora não é possível saber com toda a certeza que os ventos provenientes da região sul ao leste não tenha percorrido nenhuma área urbana de outras cidades, com toda a certeza os ventos de outras direções passaram pela cidade de Londrina e pode, ou não, estar contaminados com os microplásticos vindos da cidade. O gráfico 3 apresenta a percentagem de direções do vento, nota-se que mais da metade das direções dos ventos são provenientes da cidade de Londrina, embora majoritariamente os ventos vêm da região sudeste da região.

Figura 12 - Mapa de Londrina separando a área rural da área urbana



Fonte: autoria própria.

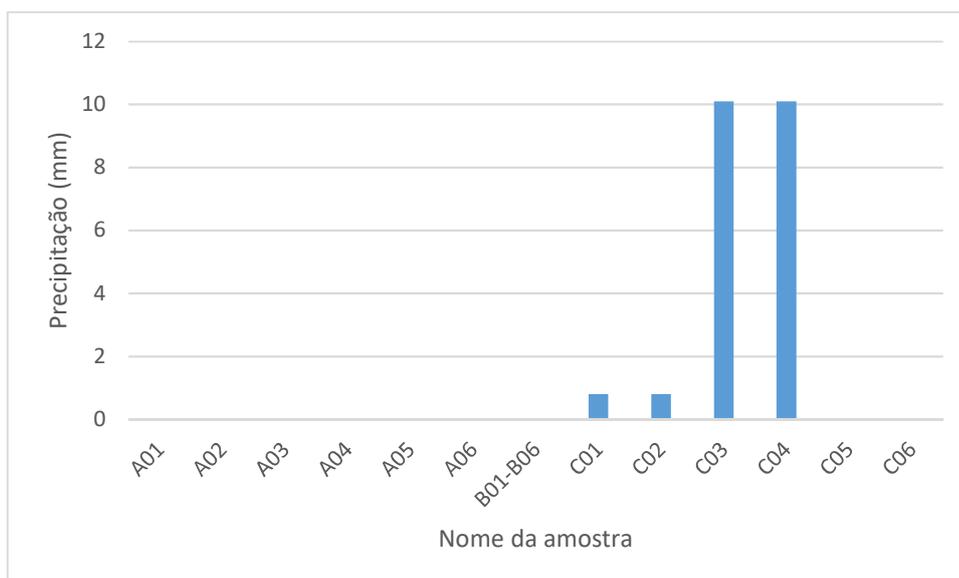
Gráfico 3 - Direção do vento



Fonte: autoria própria

Como dito anteriormente, enquanto o vento transporta os microplásticos para a atmosfera que podem ser inalados pelos seres vivos, é na chuva que os microplásticos são depositados no ambiente e ali permanecem até ser absorvido pelos seres vivos ou transportados de novo pelo vento (Allen et al., 2019). O gráfico 4 mostra a quantidade de precipitação de chuva (em mm), sendo que em seis de dezembro de 2023 teve a maior precipitação de água, com 10,1 mm. A média de chuva foi 1,7 mm durante o período de coleta.

Gráfico 4 - Precipitação de chuva



Fonte: autoria própria

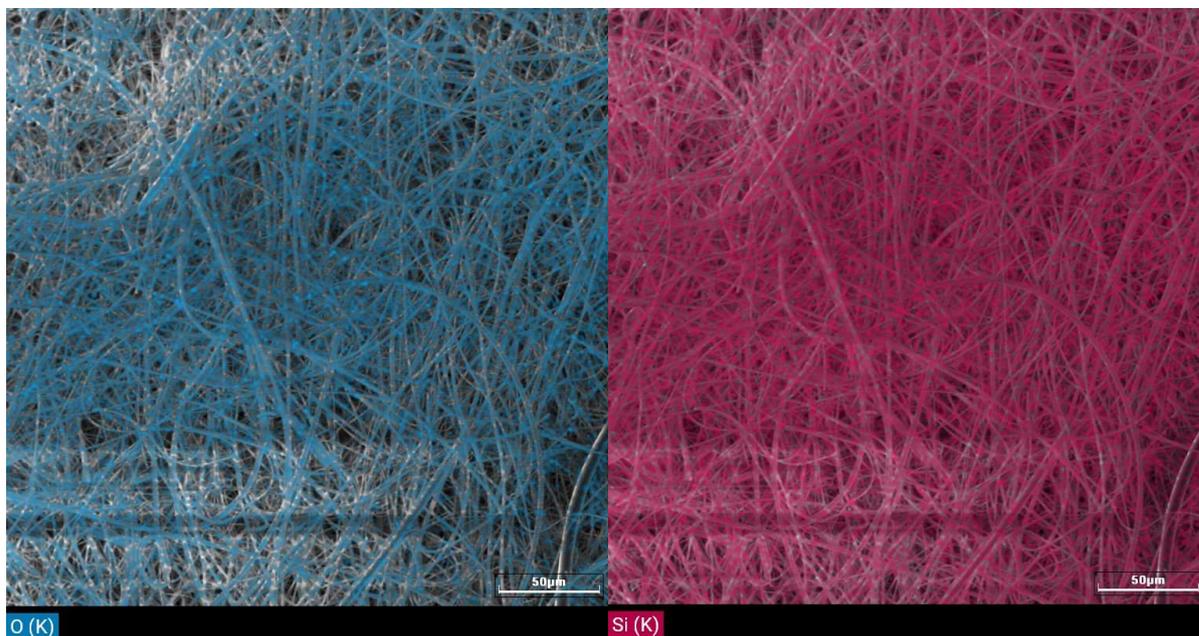
5.2 Análise das amostras

Devido ao limite de tempo e disponibilidade dos técnicos em manusear os equipamentos necessários, foi necessário escolher quais as amostras seriam analisadas no MEV. Para isso, recorreu à literatura (Dris *et al.*, 2016; 2017; Cai *et al.*; 2019; Zhou *et al.*, 2017; Kaya; Meral; Senem, 2018; Liu *et al.*, 2019) para analisar os filtros que provavelmente têm a maior probabilidade de ter a presença de microplásticos na atmosfera. Escolheu-se as amostras C01, C02, C03, C04, C05 e C06 por causa do tempo de coleta das amostras, que eram de 72h, com a intenção de obter imagens de alta resolução que permitissem fornecer informações sobre a possibilidade de ter algum microplástico nas amostras.

Algumas das fotografias obtidas por meio da análise no EDS, um detector acoplado ao MEV, estão apresentadas na Figura 13. Nessas amostras, sugere-se a presença de microplásticos, como pode ser observado. No entanto, não é possível confirmar essa presença apenas com a análise do MEV.

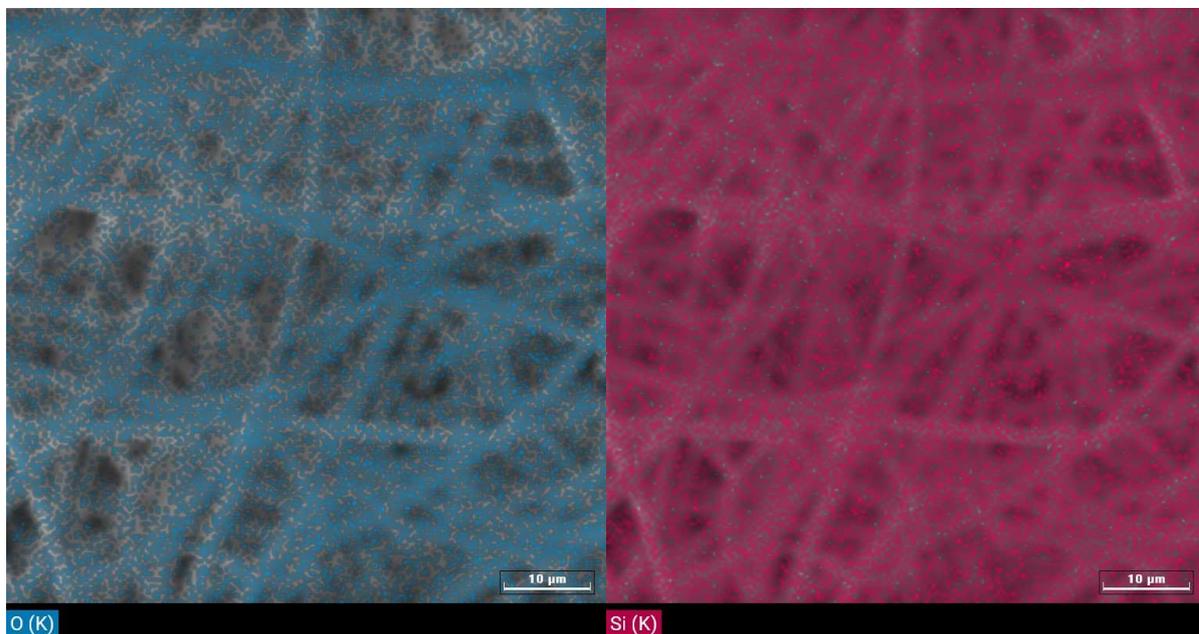
Figura 13 - Imagens das amostras no EDS

(A) Amostra B01



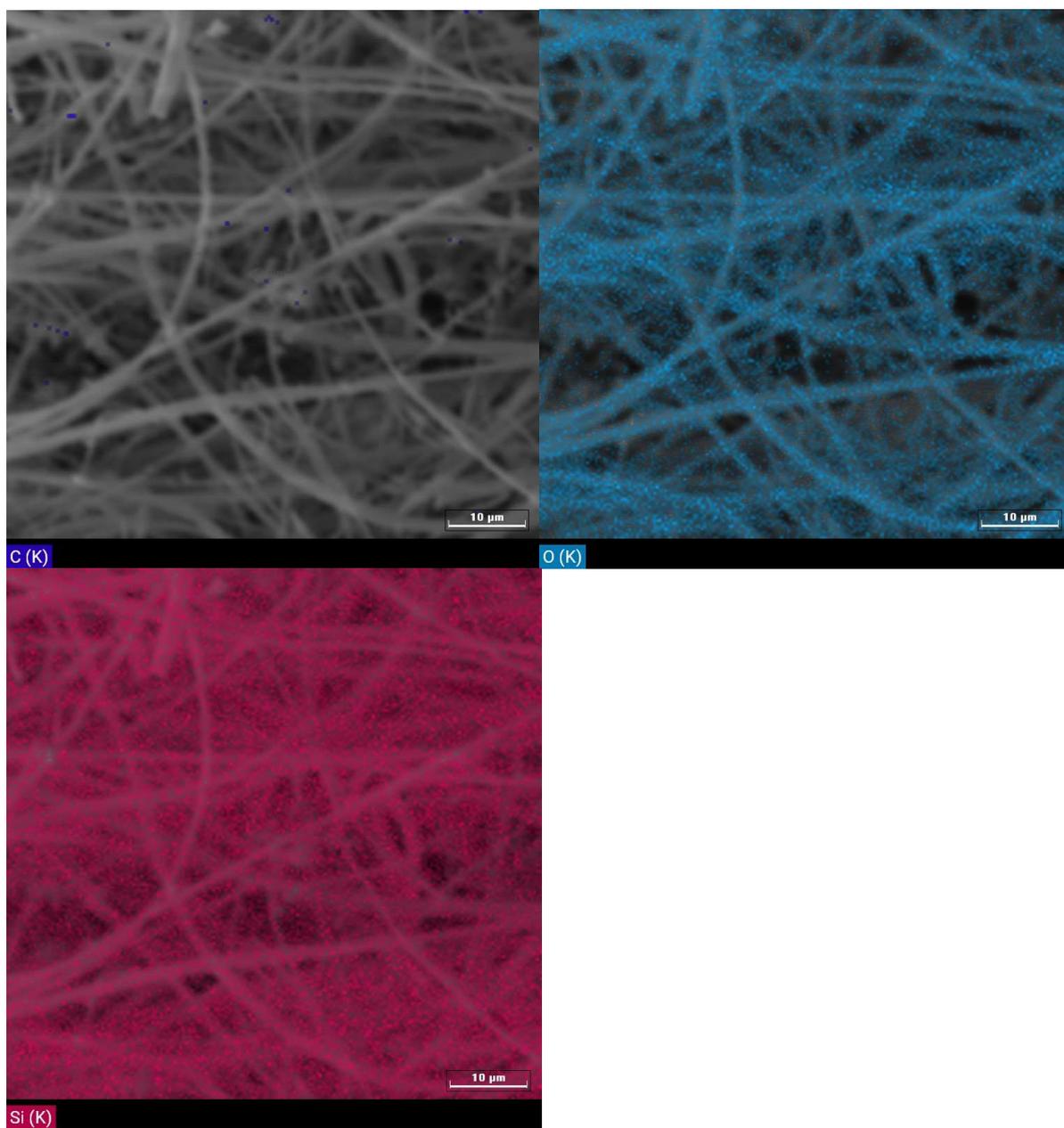
Fonte: autoria própria.

(B) Amostra B01 (3kx)



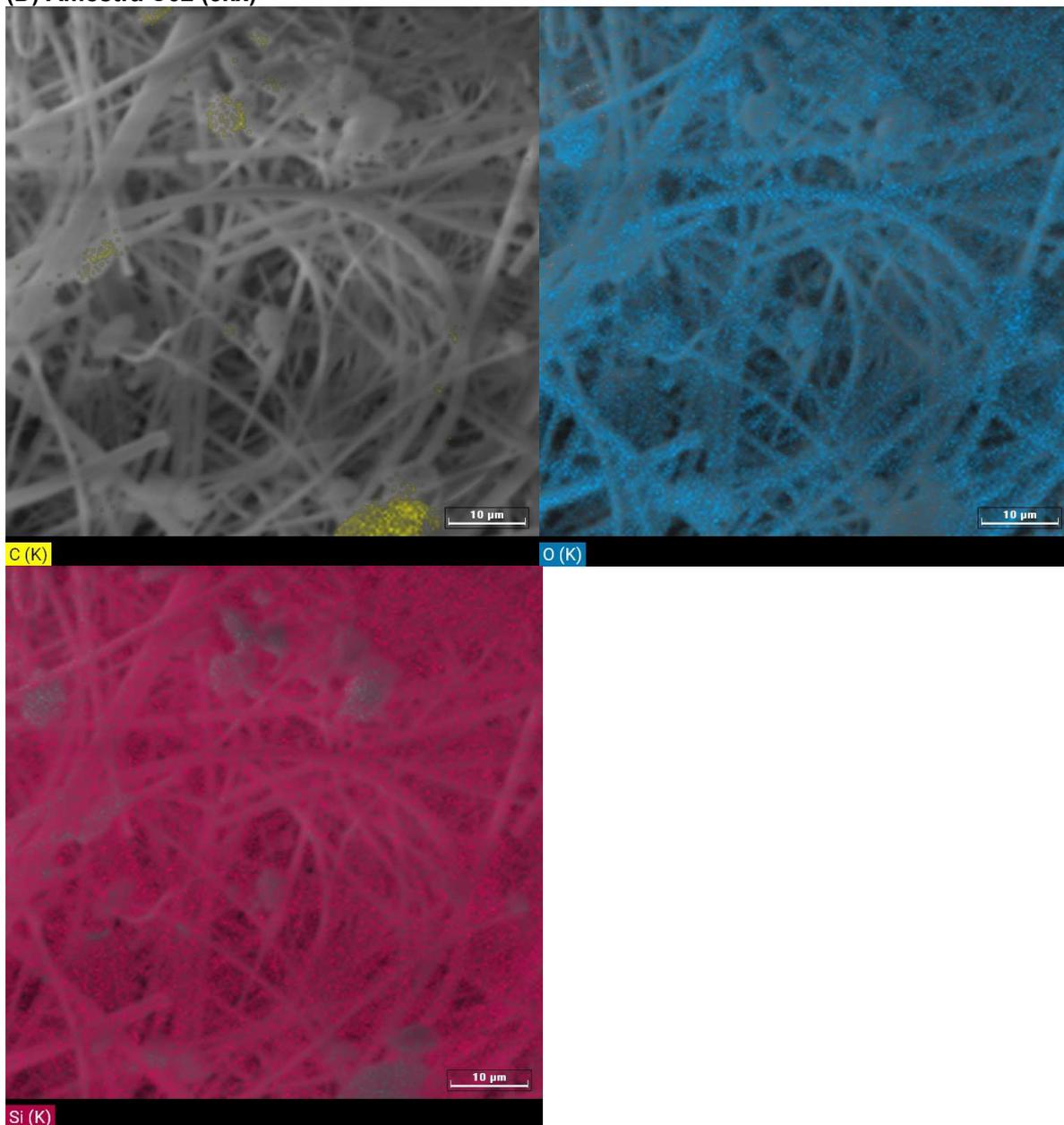
Fonte: autoria própria.

(C) Amostra C01 (3kx)



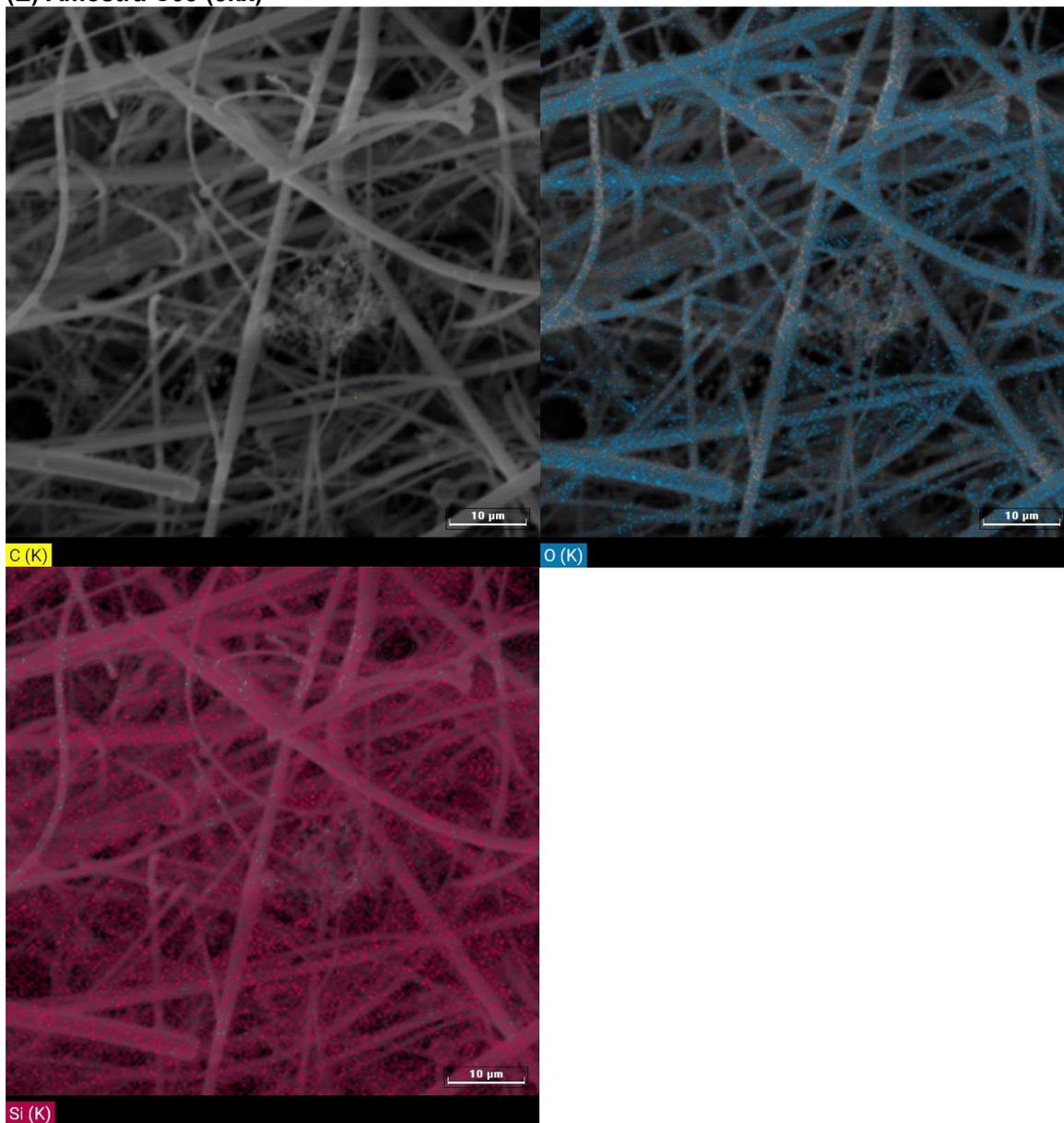
Fonte: autoria própria.

(D) Amostra C02 (3kx)



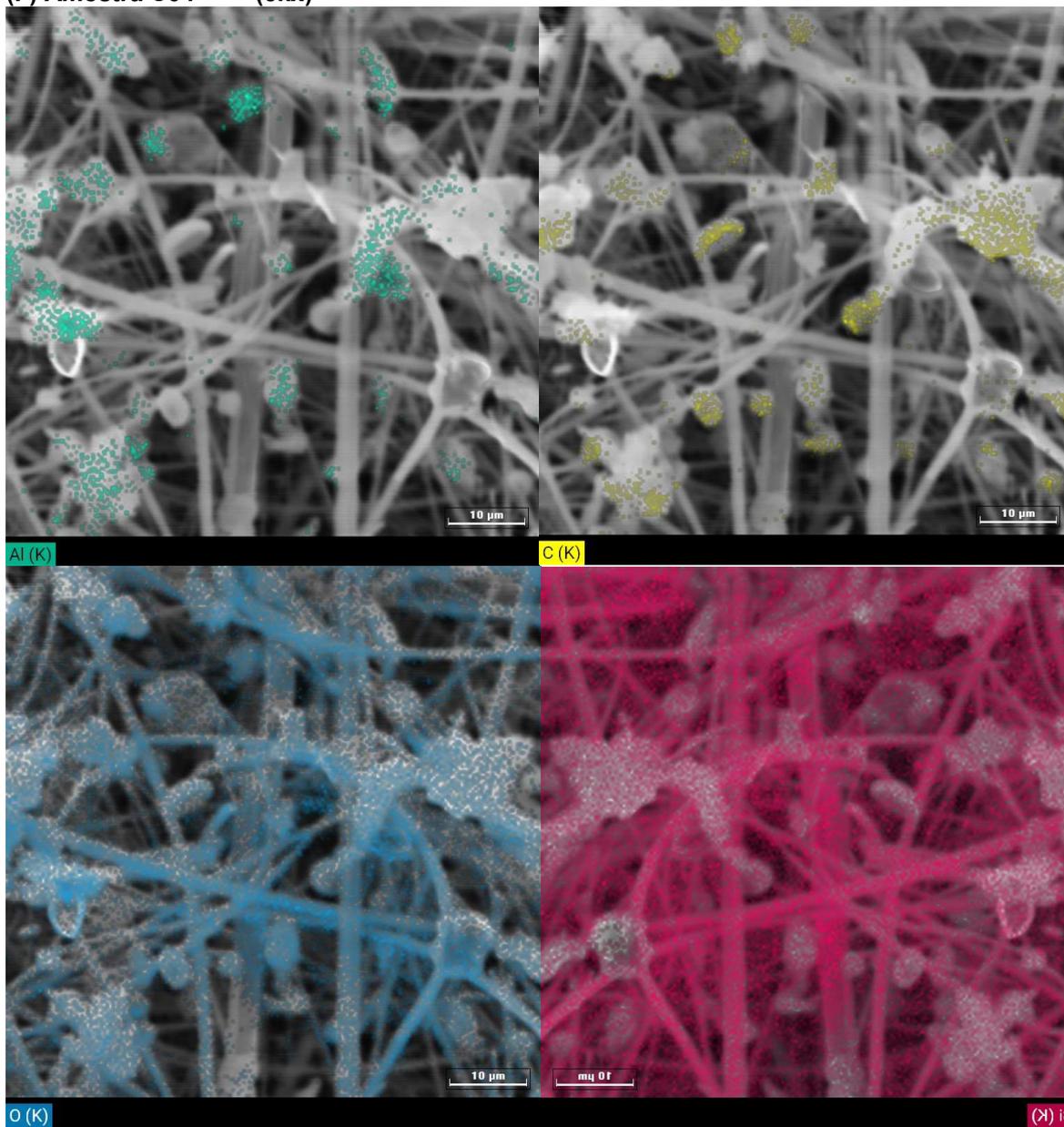
Fonte: autoria própria.

(E) Amostra C03 (3kx)



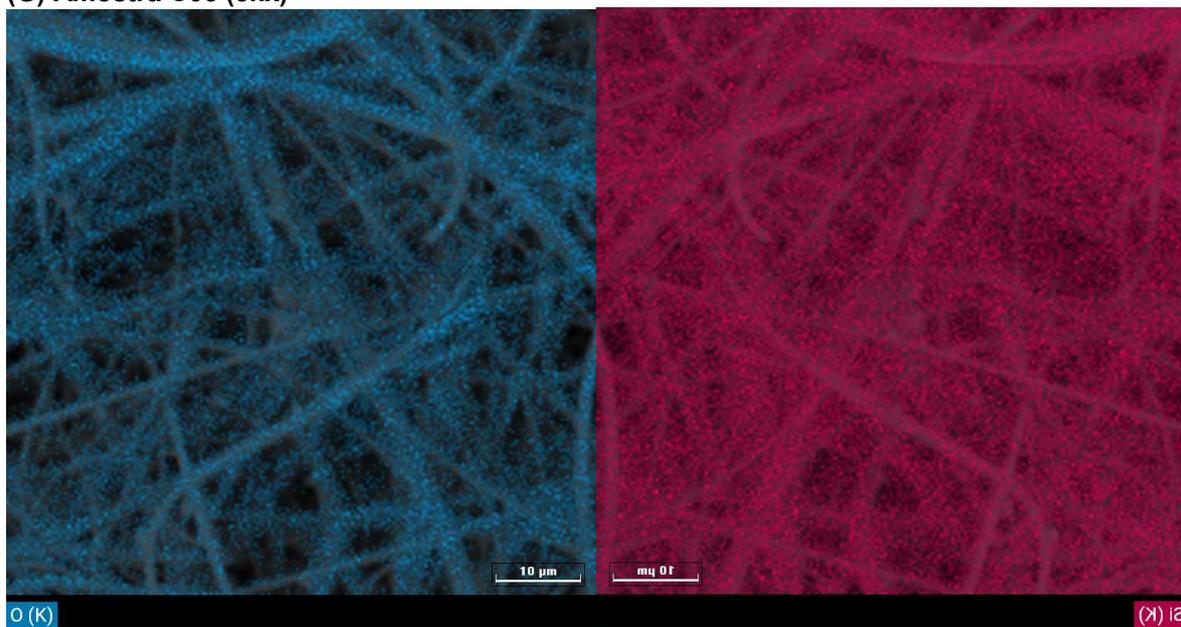
Fonte: autoria própria.

(F) Amostra C04 (3kx)

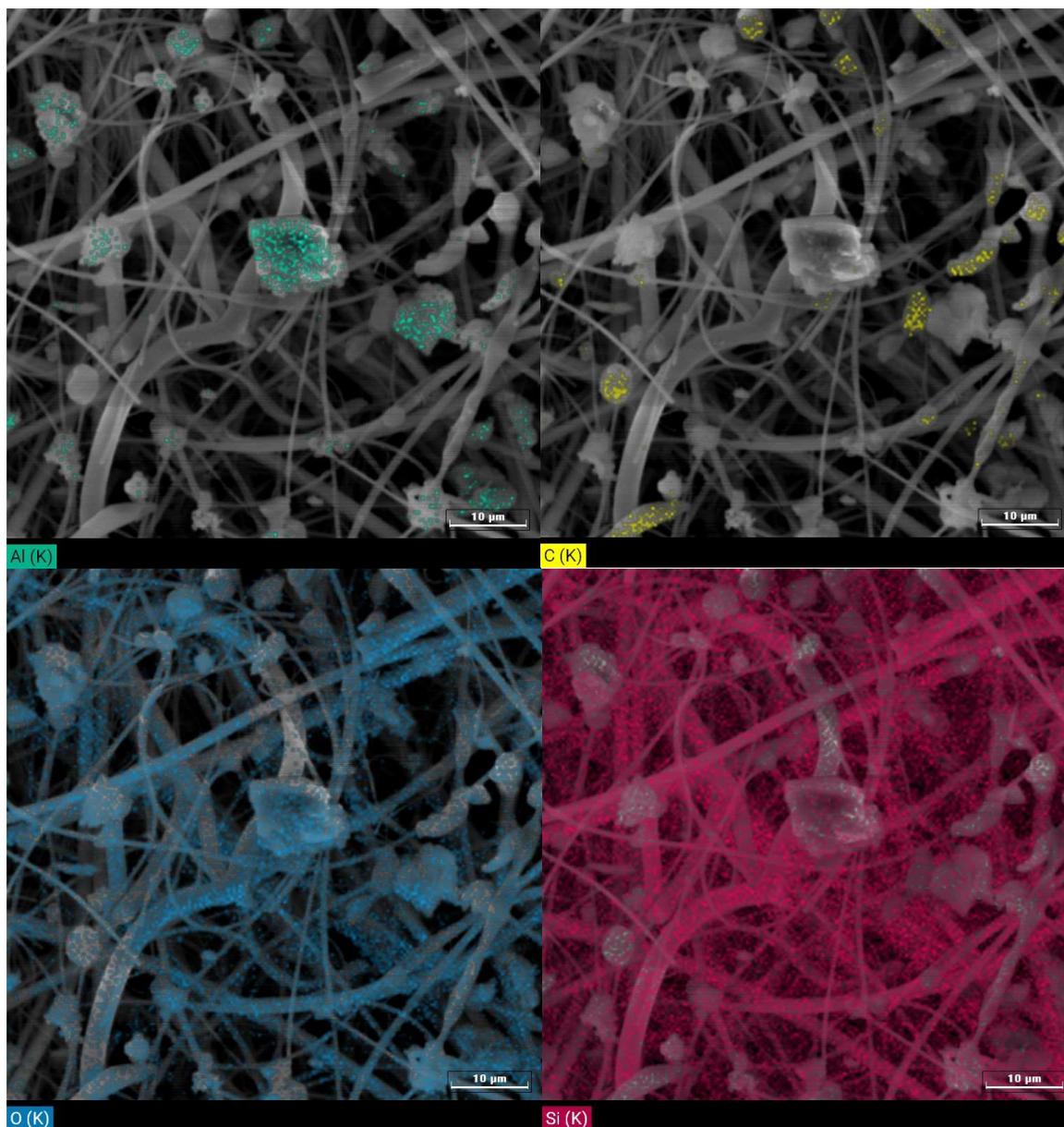


Fonte: autoria própria.

(G) Amostra C05 (3kx)



Fonte: autoria própria.

(H) Amostra C06 (3kx)

Fonte: autoria própria.

Note que as amostras B01 e C01 não apresentaram partículas visíveis ao Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV). Entretanto, nas amostras C01, C02, C03, C04 e C06, é perceptível a presença de uma fibra distinta das outras fibras provenientes do filtro utilizado. Esta fibra, possivelmente sintética, possui uma superfície lisa, sem rugosidades, e um formato regular em "tubo fino" ao redor de tubos maiores. Ao desconsiderar esses outros formatos irregulares, que podem ser sal, sugere-se a possível presença de microplásticos.

A ausência de microplásticos nas amostras B01 e C01 provavelmente se deve ao fato de serem menores que 10 μm . Estudos, como o de Xie et al. (2022), perceberam que microplásticos atmosféricos menores que 10 μm são muito difíceis de serem detectados pelos métodos de análise de microplásticos em outros ambientes, como o marinho. Nas amostras C03 e C04, observa-se a presença de microplásticos maiores, provavelmente provenientes de áreas urbanas, devido às chuvas e aos ventos que poderiam ter transportado esses microplásticos.

Em relação à coloração e ao tipo de microplásticos, não foi possível determinar devido ao tempo limitado, ao custo elevado das análises, à indisponibilidade do equipamento e às estratégias empregadas para detectar os microplásticos atmosféricos.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos sobre microplásticos atmosféricos são uma área recente, com a primeira publicação em 2015. Portanto, ainda existem muitas lacunas de conhecimento e desafios significativos. Entre eles, destacam-se: (1) a falta de padronização e validação analítica no processo de preparação de amostras, incluindo a necessidade de um método de preparo adequado para amostras atmosféricas; (2) o tamanho micrométrico das partículas, que dificulta e até inviabiliza sua caracterização com os equipamentos atualmente disponíveis; e (3) a grande variação entre as publicações em termos de amostragem, preparo e análise, o que dificulta a comparação dos resultados e a realização de estudos globais, que deriva do primeiro problema.

Este trabalho destaca a importância de otimizar e validar métodos de coleta e preparação de amostras para análise atmosférica. Além disso, foi um dos primeiros a encontrar indícios da possível presença de microplásticos atmosféricos em uma cidade do interior brasileiro, estabelecendo um ponto de partida para futuras pesquisas mais aprofundadas na área de microplásticos atmosféricos no Brasil que ainda é uma área muito nova. Espera-se que este estudo contribua não apenas para pesquisas no Brasil, mas também em nível global.

Com base na literatura discutida, recomenda-se a realização de estudos adicionais que devem ser conduzidos para entender melhor as implicações da ocorrência de microplásticos atmosféricos para a saúde humana e o meio ambiente:

1. Identificar e quantificar as formas de microplásticos em biópsias pulmonares humanas.

2. Devido ao tamanho dos poros da pele, os microplásticos podem passar por eles. Portanto, estudos investigando a rota de exposição dérmica do ser humano a microplásticos atmosféricos podem ser iniciados, a fim de entender melhor como os microplásticos penetram nos poros da pele.

3. Determinar as concentrações ambientais de microplásticos atmosféricos (também em termos de forma, tamanho, comprimento e cor) em mais áreas de estudo no Brasil, principalmente, fora das cidades Rio de Janeiro e São Paulo para compreender melhor sua distribuição no país. Como perspectiva futura, desejo realizar pesquisas na Torre Alta de Observação da Amazônia (ATTO), onde há pouca influência humana e se encontra no coração da floresta amazônica.

4. Identificar e quantificar contaminantes atmosféricos adsorvidos aos microplásticos atmosféricos.

5. Desenvolver um modelo quimiométrico adequado para avaliar e interpretar os riscos ecológicos apresentados pelos microplásticos atmosféricos.

6. Desenvolver métodos padrão ou protocolo operacional (SOP) para a análise de microplásticos atmosféricos, bem como criar uma unidade de relatório padronizada para a análise.

REFERÊNCIAS

ABBASI, S. et alia. Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran. *Environmental Pollution*, v. 244, p. 153–164, 2019.

ABBASI, S. et alia. Microplastics in the atmosphere of Ahvaz City, Iran. *Journal of Environmental Sciences*, v. 126, p. 95–102, 1 abr. 2023.

AKHBARIZADEH, R. et alia. Suspended fine particulate matter (PM_{2.5}), microplastics (MPs), and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air: Their possible relationships and health implications. *Environmental Research*, v. 192, p. 110339, 1 jan. 2021.

ALLEN, S. et alia. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*: n° 12, 2019, pp. 339-344. Disponível em <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>. Acesso em 12/03/2024.

ALLEN, S. et alia. Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. *PLoS ONE*, v. 15, n. 5, p. 1–14, 2020.

AMATO-LOURENÇO, L. et alia. An emerging class of air pollutants: Potential effects of microplastics to respiratory human health?. *Science of The Total Environment*: vol. 149, 2020. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141676>. Acesso em 27/03/2024.

BAKAND, S.; HAYES, A.; DECHSAKULTHORN, F. Nanoparticles: a review of particle toxicology following inhalation exposure. *Inhalation Toxicology*: vol. 24, n° 02, 2012, pp. 125-135. Disponível em <https://doi.org/10.3109/08958378.2010.642021>. Acesso em 20/03/2024.

BAYSAL, A.; SAYGIN, H.; USTABASI, G. Microplastic Occurrences in Sediments Collected from Marmara Sea-Istanbul, Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 105, n. 4, p. 522–529, 1 out. 2020.

BEAL, A. et alia. Composição química inorgânica de particulados finos em áreas urbanas de médio porte: um estudo de caso em cidades brasileiras. *Aerossol e Pesquisa da Qualidade do Ar*, v. 17, n. 4, pág. 920-932, 2017.

BECKETT, W. Occupational respiratory diseases. *The New England Journal of Disease*: vol. 342, n° 06, 2000, pp. 406-413.

BROWNE, M.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R. Spatial patterns of plastics debris along estuarine shorelines. *Environment Science Technology*: vol. 44, n° 09, 2010, pp. 3404-3409. Disponível em <https://doi.org/10.1021/es903784e> . Acesso em 12/03/2024.

CAI, L. et alia. Characteristics of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence. *Environment Science and Pollution Research*: vol. 24, n° 32, 2019, pp. 24 928–24 935. Disponível em <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0116-x>. Acesso em 12/03/2024.

CARBERY, M.; O'CONNOR, W.; PALANISAMI, T. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment Intelligence*: vol. 115, 2018, pp. 400-409. Disponível em <https://10.1016/j.envint.2018.03.007>. Acesso em 12/02/2024.

CARVALHO, T.; PETERS, J.; O'WILLIAMS, R. Influence of particle size on regional lung deposition: what evidence is there?. *International Journal of Pharmaceutics*: vol. 406, n° 1-2, 2011, pp. 1-10. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.ijpharm.2010.12.040>. Acesso em 30/03/2024.

CARVALHO, L.; SALUM, T.; VALADARES, L. As contribuições dos materiais biodegradáveis para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Brasília: EMBRAPA, 2022.

CHANG, C. The immune effects of naturally occurring and synthetic nanoparticles. *Journal of Immunology*: vol. 34, 2010, pp. J234-J246.

CHUN-HUEM, K. et alia. A study on characteristics of atmospheric heavy metals in subway station. *Toxicol Research*: vol. 26, n° 2, 2010, pp. 157–162.

COLE, M. et alia. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*: vol. 62, 2011, pp. 2588–2597. Disponível em <https://10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>. Acesso em 12/03/2024.

COSTA, J. et alia. Microplastics in soils: assessment, analytics and risks. *Environmental Chemistry*: vol. 16, n° 01, 2018, pp. 18-30. Disponível em <https://doi.org/10.1071/EN18150>. Acesso em 12/03/2024.

CHURG, A.; BRAUER, M. Ambient atmospheric particles in the airways of human lungs. *Ultrastructural Pathology*: vol. 24, n° 06, 2000, pp. 353 - 361. Disponível em <https://doi.org/10.1080/019131200750060014>. Acesso em 26/03/2024.

DE LUCIA, G. et alia. Sea Water Contamination in the Vicinity of the Italian Minor Islands Caused by Microplastic Pollution. *Water* 2018, Vol. 10, p. 1108.

DILSHAD, A. et alia. Microplastic pollution in the surface water and sediments from Kallar Kahar wetland, Pakistan: occurrence, distribution, and characterization by ATR-FTIR. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 194, n. 7, p. 1–16, 1 jul. 2022.

DONALDSON, K.; TRAN, C. Inflammation caused by particles and fibers. *Inhalation Toxicology*: vol. 14, 2002, pp. 5-27. Disponível em <https://doi.org/10.1080/089583701753338613>. Acesso em 20/03/2024.

DRIS, R. et alia. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environment Pollution*: n° 221, 2017, pp. 453–458.

DRIS, R. et alia. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? *Mar Pollut Bulletin*: vol. 104, 2016, pp. 290–293.

DUIS, K.; COORS, A. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environment Science Europe*: vol. 28, n° 01, 2016, p. 2.

ENYOH, C.; VERLA, A. We are breathing plastic; don't just look down, look up. III IMSU World Environment Day International Conference. Owerri, Nigeria, 2019. Disponível em <https://10.0.51.84/RG.2.2.21027.91680>. Acesso em 20/03/2024.

ERNI-CASSOLA, G. et alia. Lost, but found with Nile Red: a novel method for detecting and quantifying small microplastics (1 mm to 20 μm) in environmental samples. *Environment Science Technology*: vol. 5, 2017, pp. 13641-13648.

EUROPE PLASTICS. *Plastics—the facts 2020*. PlasticEurope, v. 1, p. 1-64, 2020.

FANG, G. et alia. Caracterização de elementos metálicos particulados de TSP, $\text{PM}_{2,5}$ e $\text{PM}_{2,5-10}$ aerossóis em um local de amostragem agrícola em Taiwan, Taichung. *Ciência do Meio Ambiente Total*, v. 308, n. 1-3, pág. 157-166, 2003.

FREDERIC, F. et alia. Facial skin pores: a multiethnic study. *Clinic Cosmetic Investigation Dermatology*: n° 08, 2015, pp. 85-93. Disponível em: <https://10.0.8.99/CCID.S74401>. Acesso em 20/03/2024.

FREITAS, A.; SOLCI, C. Caracterização do MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$ e distribuição por tamanho de cloreto, nitrato e sulfato em atmosfera urbana e rural de Londrina. *Química Nova*, Londrina, v. 32, n. 7, p. 1750-1754, ago. 2009.

GALL, S.; THOMPSON, R. (2015). The impact of debris on marine life. *Mar Pollution Bulletin*: vol. 92, n° 1-2, 2015, pp. 170-179. Disponível em <https://10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>. Acesso em 13/03/2024.

GASPERI, J. et alia. Microplastics in air: are we breathing it in? *Currency Opinion Environment Science Health*: vol. 1, 2018, pp. 1–5. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>. Acesso em 13/03/2024.

GRÖNINGA, M. et alia. A simple rain collector preventing water re-evaporation dedicated for $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^2\text{H}$ analysis of cumulative precipitation samples. *Journal of Hydrology*: vol. 448–449, n° 2, 2012, pp. 195-200. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.041>. Acesso em 12/03/2024.

HAHLADAKISA, J. et alia. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*: vol. 344, 2018, pp. 179– 199.

HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. *Water Research*: vol. 14, n° 8, 1980, pp. 975–1001. Disponível em [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8). Acesso em 20/04/2024.

HEYDER, J. Deposition of inhaled particles in the human respiratory tract and consequences for regional targeting in respiratory drug delivery. *Proceedings of the American Thoracic Society*: vol. 01, n° 04, 2004, pp. 315-320. Disponível em <https://doi.org/10.1513/pats.200409-046TA>. Acesso em 10/04/2024.

HIDALGO-RUZ, V. et alia. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environment Science Technology*: vol. 46, 2012, pp. 3060–3075.

HUANG, B. et alia. Chemical composition, diurnal variation and sources of PM_{2.5} at two industrial sites of South China. *Atmospheric Pollution Research, Shanghai*, v. 4, p. 298–305, mai. 2013.

HUANG, D. et alia. (2013). Pollution characteristics of volatile organic compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons and phthalate esters emitted from plastic wastes recycling granulation plants in Xingtian Town South China. *Atmosphere Environment*: vol. 71, 2013, pp. 327–334.

HUANG, Y. et alia. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a subtropical urban environment. *Journal of Hazardous Materials*, v. 416, p. 126168, 15 ago. 2021.

HUANG, X. et alia. Are we ignoring the role of urban forests in intercepting atmospheric microplastics?. *Journal of Hazardous Materials*, v. 436, p. 129096, 2022.

IBE, F. et alia. Evaluation of Ambient Air quality in parts of Imo State, Nigeria. *Research Journal of Chemical Sciences*: vol. 06, n° 01, 2016, pp. 41-52.

IBE, F. et alia. Ambient Air Quality Assessment of Orlu, Southeastern, Nigeria. *Journal of Applied Sciences*: vol. 17, 2017, pp. 441-457.

INNOVATION NILU. Particulate fallout and precipitation collectors. 2019 Disponível em <http://products.nilu.no/language/enGB/ProductsDivision/ParticulateFalloutandPrecipitationCollectors.aspx>. Acesso em 13/03/2024.

JEONG, Y.; JANG, J.; JOO, E. Mercury concentration in urban ambient air-based on the data acquired from Shinchon and Seoul. *Korean Society of Atmospheric Environment*: vol. 25, 1987, pp. 18–26.

KAYA, A.; MERAL, Y.; SENEM, C. Ubiquitous exposure to microfiber pollution in the air. *European Physics Journal Plus*: vol. 133, n° 488, 2018, pp. 1-10. Disponível em <https://10.1140/epjp/i2018-12372-7>. Acesso em 12/03/2024.

KAYA, A.; YURTSEVER, M.; BAYRAKTAR, S. Ubiquitous exposure to microfiber pollution in the air. *European Physical Journal Plus*, v. 133, n. 11, 2018.

KERNCHEN, S. et alia. Airborne microplastic concentrations and deposition across the Weser River catchment. *Science of The Total Environment*, v. 818, p. 151812, 20 abr. 2022

KIRSTEIN, I. et alia. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environment Research*: vol. 120, 2016, pp. 1–8.

KLEIN, S. et alia. Analysis, occurrence, and degradation of microplastics in the aqueous environment. In: WAGNER, M.; LAMBERT, S. (org.). *Freshwater Microplastics*. New York: HDB, 2018, pp. 51-62.

KUKKOLA, A. et alia. Nano and microplastic interactions with freshwater biota – Current knowledge, challenges and future solutions. *Environment International*, v. 152, p. 106504, jul. 2021.

KUKKOLA, A. et alia. A large-scale study of microplastic abundance in sediment cores from the UK continental shelf and slope. *Marine Pollution Bulletin*, v. 178, p. 113554, 2022.

KWEON, S.; SON, D. Studies on the content of the heavy metals of total suspended particles in air. *Chung-Ang Journal Pharmacol Science*: vol. 1, 1985, pp. 15–29.

LIAO, Z. et alia. Airborne microplastics in indoor and outdoor environments of a coastal city in Eastern China. *Journal of Hazardous Materials*, v. 417, p. 126007, 5 set. 2021.

LIONG, R. et alia. Microplastic Occurrence in the Water and Sediment of Miri River Estuary, Borneo Island. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 232, n. 8, p. 1– 12, 1 ago. 2021.

LIPPMANN, M.; YEATES, D.; ALBERT, R. Deposition, retention, and clearance of inhaled particles. *British Journal of Industrial Medicine*: n° 37, vol. 04, 1980, pp. 337-362. Disponível em <https://doi.org/10.1136/oem.37.4.337>. Acesso em 20/03/2024.

LITHNER, D.; LARSSON, Å.; DAVE, G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science Total Environment*: vol. 409, n° 18, 2011, pp. 3309–3324. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>. Acesso em 26/04/2024.

LIU, K. et alia. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Science of the Total Environment*: vol. 675, 2019, pp 462–471.

LÓPEZ, A. et al. Atmospheric microplastics: exposure, toxicity, and detrimental health effects. *RSC Advances*: n° 11, 2023. Disponível em <https://doi.org/10.1039/D2RA07098G>. Acesso em 28/03/2024.

MALISKA, A. 2005. *Microscopia Eletrônica de Varredura*.

MARINE DEBRIS PROGRAM, N. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. n. July, 2015.

MARTIN, G.; GUNNAR, G. Methodology used for the detection and identification of microplastics: a critical appraisal. BERGMANN, M. et alia. (org.). *Marine Anthropogenic Litter*, 2015, pp. 300-310.

MARTINS, L. et alia. Particle emission from heavy duty engine fuelled with blended diesel and biodiesel. *Environ Monit. Assess.*, Londrina, v. 184, p. 2663–2676, jun. 2012

MATOS, Y. et alia. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science Technology*: vol. 35, 2001, pp. 318–324.

MOREIRA, C. Exposição pessoal de curto prazo ao material particulado fino e a sua composição química elementar. 2017. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

MOREIRA, C. et alia. Natural variability in exposure to fine particles and their trace elements during typical workdays in an urban area. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, v. 63, p. 333-346, 201

MORROW, P. Dust overloading of the lungs: Update and appraisal. *Toxicology and Applied Pharmacology*: vol. 113, nº 01, 1992, pp. 1-12. Disponível em [https://doi.org/10.1016/0041-008X\(92\)90002-A](https://doi.org/10.1016/0041-008X(92)90002-A). Acesso em 04/03/2024.

MORROW, P. Possible mechanisms to explain dust overloading of the lungs. *Fundamental and Applied Toxicology*: vol. 10, nº 03, 1988, pp. 369-384. Disponível em [https://doi.org/10.1016/0272-0590\(88\)90284-9](https://doi.org/10.1016/0272-0590(88)90284-9). Acesso em 26/03/2024.

OLIVATTO, G. et alia. Microplásticos: Contaminantes de preocupação global no Antropoceno. *Revista Virtual de Química*, v. 10, n. 6, p. 1968-1989, 2018.

OGATA, Y. et alia. International Pellet Watch: global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Maritime Pollution Bulletin*: vol. 58, 2009, pp. 1437–1446.

PARK, H. A study of PM-10 and heavy metal characteristics in the air at each site of a subway station. Gumi (Coreia): Kumoh National Institute of Technology; Gumi, 2004.

PAYTAN, A. et alia. Toxicity of atmospheric aerosols on marine phytoplankton. PNAS: vol. 106, n° 12, 2009, pp. 4601-4605. Disponível em <https://doi.org/10.1073/pnas.0811486106>. Acesso em 26/03/2024.

PERRY, J. Atmospheric transport and dispersion of air pollutants associated with vehicular emissions. WATSON, A. et alia. (org.). Air pollution, the automobile and public health. Washington, DC (USA): National Academies Press, 1988).

PIMENTEL, J.; ÁVILA, R.; LOURENÇO, A. Respiratory disease caused by synthetic fibers: a new occupational disease. Thorax: vol. 30, 1975, pp. 204-219.

PONTES, N. et alia. Efeito dos microplásticos no desenvolvimento do caranguejo de água doce *Dilocarcinus pagei* capturados em Itacoatiara (AM), Brasil. 2019.

PRATA, J. et alia. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. Trends in Analytical Chemistry: vol. 110, janeiro de 2019, pp. 150-159. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>. Acesso em 20/03/2024.

QI, Y. et alia. Macro and microplastics in soil-plant system: effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. Science Total Environment: vol. 645, 2018, pp. 1048–1056.

QUEIROZ, P. et alia. Composição elementar do material particulado presente no aerossol atmosférico do município de sete lagoas, Minas Gerais. Química Nova, Belo Horizonte, v. 30, n. 5, p. 1233-1239, jul. 2007.

RAHMAN, L. et alia. Microplastics and nanoplastics science: collecting and characterizing airborne microplastics in fine particulate matter. Nanotoxicology, v. 15, n. 9, p. 1253-1278, 2021.

REYES, J. et alia. Análise morfológica e química de crostas de deterioração de edifícios históricos por MEV/EDX. São Paulo: EDUFSCar, 2009.

ROCHMAN, C.; HENTSCHEL, B.; TEH, S. Long-term sorption of metals is similar among plastic types: implications for plastic debris in aquatic environments. *PLoS One*: vol. 09, n° 01, 2014.

RYAN, P. et alia. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 364, n. 1526, p. 1999-2012, 2009.

SHIM, W. et alia. Identification methods in microplastic analysis: a review. *Analytic Methods*: vol. 9, 2017, pp. 1384–1391.

SOLTANI, N.; TAYLOR, M.; WILSON, S. Quantification and exposure assessment of microplastics in Australian indoor house dust. *Environ Pollut* 2021;283:117064.

SONG, Y. et alia. A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Maritime Pollution Bulletin*: vol. 93, 2015, pp. 202-209.

SCHNELLE-KREIS, J. et alia. Occurrence of particle-associated polycyclic aromatic compounds in ambient air of the city of Munich. *Atmospheric Environment*: vol 35, n° 1, 2001, pp S71-S81. Disponível em [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00557-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00557-4). Acesso em 26/03/2024.

SCHWARZE, P. et alia. Particulate matter properties and health effects: consistency of epidemiological and toxicological studies. *Human Experimental Toxicology*: vol. 25, 2006, pp. 559-579.

SHRUTI, V. et alia. Occurrence and characteristics of atmospheric microplastics in Mexico City. *Science of The Total Environment*, v. 847, p. 157601, 15 nov. 2022.

SMITH, M. et alia. Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. *Current Environmental Health Reports*: vol. 5, 2018, pp. 375–386.

SWIFT, D. Aerosols and humidity therapy: generation and respiratory deposition of therapeutic aerosols. *The American Review of Respiratory Disease*: n° 122, vol. 5-2, pp. 71-77. Disponível em <https://doi.org/10.1164/arrd.1980.122.5.71>. Acesso em 26/03/2024.

TESARIKOVA, A. et al. Ethylene-Octene Copolymers / Organoclay Nanocomposites: Preparation and Properties. *Journal of Nanomaterials*, v. 2016, 2016.

TEUTEN, E. et alia. Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science Technology*: vol. 41, 2007, pp. 7759-7764.

TEUTEN, E. et alia. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Science*: vol. 364, 2009, pp. 2027-2045. Disponível em <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>. Acesso em 20/03/2024.

THOMPSON, R. Plastic debris in the marine environment: consequences and solution. In: KRAUSE, J.; NORDHEIM, H.; BRAGER, S. (org). *Marine nature conservation in Europe*. Federal Agency for Nature Conservation, Stralsund, 2006, pp. 107–115.

TURNER, A.; HOLMES, L. Adsorption of trace metals by microplastic pellets in fresh water. *Environmental chemistry*, v. 12, n. 5, p. 600-610, 2015.

UNEP. *Marine debris: understanding, preventing and mitigating the significant adverse impacts on marine and coastal*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Biodiversity. Technical Series, 2016, n° 83.

VAN CAUWENBERGHE, L. et alia. Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*: vol. 182, 2013, pp. 495–499.

VAN CAUWENBERGHE, L. et alia. Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*: vol. 111, 2015, pp. 5-17. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>. Acesso em 12/03/2024.

VAN DER DOES, M. (2018). The mysterious long-range transport of giant mineral dust particles. *Science Adventure*: vol. 4, 2018, p. 2768.

VAN VAECK, L.; VAN CAUWENBERGHE, K. Cascade Impactor Measurements of the size distribution of the major classes of organic pollutants in atmospheric particulate matter. *Atmospheric Environment*: vol. 12, 1978, pp. 2229-2239.

VARRICA, D. et alia. Speciation of Sb in airborne particulate matter, vehicle brake linings, and brake pad wear residues. *Atmospheric Environment*, v. 64, p. 18-24, 2013.

VERLA, A. et alia. Microplastics, an emerging concern: a review of analytical techniques for detecting and quantifying microplastic. *Analytical Methods in Environmental Chemistry Journal*: 2019. Disponível em <http://amecj.com/archived-papers/articles-in-press/117-microplastics-an-emergingconcern-a-review-of-analytical-techniques-for-detecting-and-quantifying-microplastics>. Acesso em 12/04/2024.

VERLA, A. et alia. Pollution assessment models of soils in Port Harcourt City, Rivers State, Nigeria. *World News of Natural Sciences*: vol. 12, 2017, pp. 1-23.

WAGNER, J. Novel Method for the Extraction and Identification of Microplastics in Ocean Trawl and Fish Gut Matrices. *Analytical Methods*: vol. 13, 2016, pp. 17-27.

WANG, J. et alia. The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research*: vol. 113, 2016, pp. 7-17. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.10.014>. Acesso em 20/03/2024.

WANG, X. et alia. Atmospheric microplastic over the South China Sea and East Indian Ocean: abundance, distribution and source. *Journal of Hazardous Materials*, v. 389, n. December 2019, p. 121846, 2020.

WRIGHT, S. et alia. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*: vol. 178, 2013, pp. 483–492.

WRIGHT, S.; KELLY, F. Plastic and human health: a micro issue?. *Environmental Science & Technology*: vol. 51, n° 12, 2017, pp. 6634-6647.

ZETTLER, E.; MINCER, T.; AMARAL-ZETTLER, L. Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science Technology*: vol. 47, n° 13, 2013, pp. 7137- 7146.

ZHANG, Y. et al. Atmospheric microplastics: a review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*: vol. 203, 2020, pp. 103-118. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>. Acesso em 28/03/2024.

ZHOU, Q. et alia. Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere. *Chinese Science Bulletin*: vol. 62, n. 33, 2017, pp. 3902–3910. Disponível em <https://doi.org/10.1360/N972017-00956>. Acesso em 10/03/2024.

ZHU, F. et alia. (2019). Occurrence and ecological impacts of microplastics in soil systems: a review. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*: 2019. Disponível em <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02623-z>. Acesso em 12/03/2024.