



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"
Programa Interunidades



Mestrado

Engenharia Civil e Ambiental

ALEXANDRE DIAS MARTINS

**ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DE MICROPLÁSTICOS EM
SEDIMENTOS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL E SUA CORRELAÇÃO
COM O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO EM ÁREA URBANA NA CIDADE DE
BAURU-SP**

Bauru
2025

ALEXANDRE DIAS MARTINS

**ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DE MICROPLÁSTICOS EM
SEDIMENTOS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL E SUA CORRELAÇÃO
COM O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO EM ÁREA URBANA NA CIDADE DE
BAURU-SP**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Área de Concentração Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Braga Moruzzi



Bauru
2025

M386a Martins, Alexandre Dias
Análise quali-quantitativa de microplástico em sedimentos de escoamento superficial e sua correlação com o uso e ocupação do solo em área urbana na cidade de Bauru-SP / Alexandre Dias Martins. -- Bauru, 2025
130 p. : il., tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Engenharia, Bauru
Orientadora: Rodrigo Braga Moruzzi

1. Engenharia Ambiental. 2. Poluentes emergentes. 3. Sedimentos. 4. Drenagem. 5. Ocupação Urbana. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Engenharia, Bauru. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE ALEXANDRE DIAS MARTINS, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DA FACULDADE DE ENGENHARIA - CÂMPUS DE BAURU.

Aos 17 dias do mês de junho do ano de 2025, às 9h, por meio de Videoconferência, realizou-se a defesa de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de ALEXANDRE DIAS MARTINS, intitulada **ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL E SUA CORRELAÇÃO COM O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO EM ÁREA URBANA NO MUNICÍPIO DE BAURU - SP**. A Comissão Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof. Dr. RODRIGO BRAGA MORUZZI (Orientador(a) - Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Ambiental / Instituto de Ciência e Tecnologia - UNESP - Câmpus de São José dos Campos, Prof. Dr. ALFREDO AKIRA OHNUMA JÚNIOR (Participação Virtual) do(a) Departamento de Eng. Sanitária e Meio Ambiente / Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ, Prof. Dr. MATEUS RICARDO NOGUEIRA VILANOVA (Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia e Ciências de GuaratinguetáUnesp. Após a exposição pelo mestrando e arguição pelos membros da Comissão Examinadora que participaram do ato, de forma presencial e/ou virtual, o discente recebeu o conceito final: APROVADO. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelo(a) Presidente(a) da Comissão Examinadora.

Prof. Dr. RODRIGO BRAGA MORUZZI



Documento assinado digitalmente

RODRIGO BRAGA MORUZZI

Data: 17/06/2025 11:07:13-0300

Verifique em <https://validar.i6.gov.br>

PROPOSTA DE ALTERAÇÃO DO TÍTULO

A COMISSÃO EXAMINADORA PROPÕE A ALTERAÇÃO DO TÍTULO DO TRABALHO DO ALUNO **ALEXANDRE DIAS MARTINS** DE: **"ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL E SUA CORRELAÇÃO COM O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO EM ÁREA URBANA NO MUNICÍPIO DE BAURU - SP"**

PARA:

_____ **ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DE MICROPLÁSTICOS EM SEDIMENTOS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL E SUA CORRELAÇÃO COM O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO EM ÁREA URBANA NA CIDADE DE BAURU** - **SP**

Bauru, 17 de junho de 2025.

Documento assinado digitalmente
 **RODRIGO BRAGA MORUZZI**
Data: 17/06/2025 11:07:13-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Rodrigo Braga Moruzzi
Orientador

*Dedico aos meus pais e minha família, com
todo amor, pelo apoio e compreensão que
sempre me proporcionaram.*

AGRADECIMENTOS

A UNESP – Universidade Estadual Paulista e seus dedicados professores – pela oportunidade de acompanhar meus estudos por toda a minha vida.

Ao meu orientador, Professor Dr. Rodrigo Braga Moruzzi, pela paciência, orientação, motivação, inspiração, confiança, oportunidades concedidas e inúmeros conhecimentos para que esse trabalho fosse concluído.

Aos professores Dr. Alfredo Akira Ohnuma Jr. e Dr. Mateus Ricardo Nogueira Vilanova, que participaram de minha qualificação, e com muita sabedoria e conhecimento apresentaram sugestões relevantes ao trabalho.

A LM Assessoria Estatística pelo auxílio na apresentação e análises estatísticas dos resultados do trabalho.

Ao técnico do Laboratório de Hidráulica e Saneamento, Glauco, que me auxiliou nos ensaios e experimentos de laboratório.

A FIB – Faculdades Integradas de Bauru que disponibilizou seus laboratórios e equipamentos para a contagem, classificação dos microplásticos e a realização dos ensaios de granulometria.

Aos amigos e mestres que encontrei durante meu curso mestrado, que me inspiram a acreditar que a universalização do saneamento é um sonho, que através da soma dos esforços se tornará realidade.

A minha esposa Fabiana, por sua paciência e amor incondicional, e aos meus filhos Guilherme e Giovane, vocês são a razão pela qual continuo a buscar meus sonhos e a superar desafios, pois sem o apoio e o carinho de vocês, nada disso seria possível,

RESUMO

As partículas de microplásticos (MPs) são um dos principais poluentes produzidos atualmente, causando uma enorme preocupação ambiental no mundo. Este trabalho investigou as características da distribuição das fontes de MPs em área urbana do município de Bauru-SP e sua disposição em diferentes tipos de ocupação do solo. Foram analisados sedimentos transportados pelo escoamento superficial direto que se depositam e entram pelas redes de microdrenagem. As áreas da pesquisa foram classificadas em regiões de habitações de interesse social, ocupação tradicional e de alto padrão econômico, comercial e industrial. Os dados foram classificados e os resultados relacionados a ocupação urbana. As análises obtidas indicam que a quantidade de MPs transportados pode estar correlacionada com o uso do solo, onde especificamente, os dados revelaram que áreas mais densamente povoadas e com maior atividade antrópica (habitação popular e comércio) geraram uma quantidade maior de MPs. No entanto, os tipos de MPs encontrados não apresentaram uma relação direta com o padrão de ocupação do solo, pois em todas as amostras analisadas, a sequência quantitativa foi: fibras > fragmentos > filmes > grânulos. Todavia, a maior concentração de MPs por unidade de área (2,15 unid./kg.m²) foi detectada na área comercial, sugerindo que o intenso tráfego de veículos, mesmo em regiões com menor área pavimentada, pode ser uma fonte significativa de partículas de desgaste de pneus (TWP). Os sedimentos apresentaram granulometria predominantemente entre 0,1mm e 2,0mm, caracterizando o solo da região como arenoso. As diferenças observadas nas concentrações e composição dos MPs entre os usos do solo enfatizam a importância de considerar os contextos urbanos específicos ao implementar estratégias de mitigação.

Palavras-chave: Poluentes emergentes, Ocupação Urbana, Sedimentos, Drenagem.

ABSTRACT

Microplastic particles (MPs) are one of the main pollutants currently produced, causing great environmental concern worldwide. This study investigated the characteristics of the distribution of MPs sources in urban areas and their disposition in different types of land use. Sediments transported by direct surface runoff that are deposited and enter through microdrainage networks were analyzed. The research areas were classified into regions of social housing, traditional occupation and high economic, commercial and industrial standard. The data were classified and the results related to urban occupation. The analyses obtained indicate that the amount of MPs transported may be correlated with land use, specifically, the data revealed that more densely populated areas with greater human activity (social housing and commerce) generated a greater amount of MPs. However, the types of MPs found did not show a direct relationship with the land use pattern, since in all samples analyzed, the quantitative sequence was as follows: fibers > fragments > films > granules. However, the highest concentration of microplastics per unit area (2.15 units/kg.m²) was detected in the commercial area, suggesting that heavy vehicle traffic, even in regions with smaller paved areas, may be a significant source of tire wear particles (TWP). The sediments presented particle sizes predominantly between 0.1 mm and 2.0 mm, characterizing the soil in the region as sandy. The differences observed in MP concentrations and composition between land uses emphasize the importance of considering specific urban contexts when implementing mitigation strategies.

Keywords: Emerging pollutants, Urban Occupation, Sediments, Drainage.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Origem e transporte de microplásticos no ambiente urbano	21
Figura 2: Influência do uso do solo como fonte de MPs no ambiente urbano	26
Figura 3: Localização da área de estudo – município de Bauru-SP	32
Figura 4: Climatologia de Bauru	33
Figura 5: Distribuição das áreas no mapa de Bauru-SP	35
Figura 6: Locais da retirada das amostras	38
Figura 7: Chuvas e temperatura diária de Bauru em novembro/2023	39
Figura 8: Chuvas e temperatura diária de Bauru em dezembro/2023	39
Figura 9: Fluxo para separação dos microplásticos em laboratório	41
Figura 10: Fluxo de separação de microplásticos em estereoscópio	42
Figura 11: Ampliação das imagens da membrana em estereoscópio	43
Figura 12: Ensaio de granulometria	44
Figura 13: Distribuição quantitativa média de MPs por tipo e área de Interesse.....	47
Figura 14: Distribuição percentual de MPs por amostra.....	48
Figura 15: Distribuição Percentual de MPs por tipo e área de interesse.....	49
Figura 16: Caracterização de MPs por meio de microscópio	52
Figura 17: Distribuição geral dos MPs por faixa de tamanho e tipo	58

Figura 18: Comparativo das quantidades de MPs nas áreas habitacionais	60
Figura 19: Comparativo das quantidades de MPs nas áreas sem habitações	61
Figura 20: Porcentagem geral de MPs de origem doméstica por tipo	62
Figura 21: Média +/- um desvio-padrão da quant. de MPs por kg -tipo e cor.....	63
Figura 22: Média +/- um desvio-padrão da quant. de MPs por kg da cor branca (Bc) ...	66
Figura 23: Média +/- um desvio-padrão da quant. de MPs por kg da cor colorido (Cl) ..	66
Figura 24: Média +/- um desvio-padrão da quant. de MPs por kg da cor preta (Pr).....	67
Figura 25: Gráfico de dispersão entre população e quantidade de MPs por kg e tipo ...	74
Figura 26: Comparativo de TWP x área de pavimento x área verde entre regiões	79
Figura 27: Comparação da quantidade de MPs - TWP por kg pela variável área.....	80
Figura 28: Curva granulométrica média das 5 áreas de interesse	86
Figura 29: Média e variação quantitativa dos tipos de MPs/Kg entre todas as áreas ..	113
Figura 30: Somatória das quant. dos tipos de MPs/Kg em todas as amostras	113
Figura 31: Distribuição da quant. de MPs por pessoa nas regiões habitacionais	114
Figura 32: Radar quantitativo da distribuição de MPs por área de interesse	114

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Características e localização das ocupações do estudo	34
Tabela 2: Quantidade de MPs e sequência quantitativa encontrada em pesquisas atuais com sedimentos em zonas urbanas	54
Tabela 3: Quant. das amostras $\pm$ desvio-padrão por tamanho, entre parêntesis	57
Tabela 4: Resultados da ANOVA com interação para os efeitos principais e combinados de tipo, tamanho, cor e área sobre a quantidade de microplásticos	70
Tabela 5: Relação da população nas áreas habitacionais por amostra	73
Tabela 6: Relação das áreas de pavimentação nas regiões amostradas	78
Tabela 7: Concentração de TWP (unid./kg) encontrados em pesquisas desenvolvidas em contextos geográficos diversos	81
Tabela 8: Porcentagem das massas passantes nas peneiras	84
Tabela 9: Massa média retida nas peneiras das áreas de interesse.....	85
Tabela 10: Quantidades absolutas de MPs para 30g de amostra, separados por área, tipo, tamanho e cor.....	112

ÍNDICE DE ABREVIATURAS E SIGLAS

MPs	Microplásticos
PVC	Policloreto de Vinila
PET	Politereftalato de Etileno
PP	Polipropileno
PE	Polietileno
PS	Poliestireno
Mt	Toneladas métricas
PAHs	Policíclicos
Pcbs	Bifenilos policlorados
DDT	Dicloro difenil tricloroetano
Cd	Cádmio
Pb	Chumbo
Cu	Cobre
Zn	Zinco
Hg	Mercúrio
Cr	Cromo
Ni	Níquel
Mn	Manganês
Fe	Ferro
NaCl	Cloreto de sódio
ZnCl ₂	Cloreto de zinco
ETAR	Estação de tratamento de águas residuais
SUDS	Sistemas Sustentáveis de Drenagem Urbana
CBIs	Bacias de captação
EMCs	Sistemas de monitoramento e controle
PCL	Primeira carga de lavagem
CFS	Coagulação-Floculação-Sedimentação
ETAPs	Estações de tratamento de água potável
Cwa	Clima subtropical úmido

TWP	Partículas de desgaste de Pneus
EUA	Estados Unidos da América
CHI	China
ANOVA	Análise de Variância
Pr	Cor preta
Br	Cor branca
Cl	Coloridos
Hab	Habitantes
°C	Graus Celsius
%	Porcentagem
pL-1	Partículas por litro
L	Litros
cm	Centímetro
cm ³	Centímetro cúbico
m	Metro
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro cúbico
Km ²	Quilômetro quadrado
mm	Milímetro
µm	Micrômetro
UV	Ultravioleta
g	Grama
Kg	Quilograma
gl	Graus de liberdade associados ao efeito
SQ	Soma dos quadrados – medida da variabilidade explicada pelo efeito
SQM	Soma dos quadrados médios (SQ/gl)
F	Estatística F – razão entre variância explicada e variância residual
p	Valor-p – probabilidade de o efeito ser devido ao acaso (significância)
PEVs	Pontos de entrega voluntária
SBN	Soluções Baseadas na Natureza

SUMÁRIO

RESUMO.....	iii
ABSTRACT	iv
ÍNCIDE DE FIGURAS.....	v
ÍNDICE DE TABELAS	vii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	viii
SUMÁRIO.....	x
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	4
2.1. Objetivo geral:	4
2.2. Objetivos específicos:.....	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1. Produção e consumo dos plásticos	5
3.2. Caracterização dos microplásticos e suas origens.....	7
3.3. Impactos e riscos dos microplásticos no meio ambiente	9
3.4. Localização dos microplásticos no meio ambiente.....	11
3.5. Transporte dos microplásticos no meio ambiente	14
3.6. Microplásticos relacionados ao ambiente urbano.....	16
3.7. Relação dos sistemas de águas pluviais na distribuição dos MPs	20
3.8. Uso e a ocupação do solo associados a geração dos MPs	24
3.9. Mitigação e tratamento da poluição por microplásticos	27
4. MATERIAIS E MÉTODO	32
4.1. Área de estudo	32
4.1.1. Características município de Bauru.....	32
4.1.2. Local das amostras	34
4.1.3. Procedimento de coleta das amostras	36
4.2. Tratamento e separação em laboratório.....	40
4.2.1. Metodologia de separação dos microplásticos utilizada.....	40
4.2.2. Contagem e caracterização dos MPs.....	41
4.2.3. Análise granulométrica dos sedimentos	44

4.3.	Análise estatística dos dados	45
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5.1.	Distribuição quantitativa e qualitativa dos MPs	47
5.2.	Análise das faixas de tamanho dos MPs	56
5.3.	Comparação entre as áreas com e sem habitações	59
5.4.	Separação dos MPs por cores	63
5.5.	Teste ANOVA com interação entre área, tipo, tamanho e cor dos MPs	69
5.6.	Relação dos MPs com a população	72
5.7.	Concentração dos MPs de pneus.....	77
5.8.	Análise granulométrica dos sedimentos	83
5.9.	Medidas para redução de microplásticos no ambiente urbano	87
6.	CONCLUSÕES.....	90
6.1.	Recomendações para trabalhos futuros.....	91
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	93
8.	APÊNDICE.....	112

1. INTRODUÇÃO

Materiais plásticos tornaram-se onipresentes na sociedade humana devido à sua versatilidade e baixo custo, e das quais aproximadamente 79% são despejadas e acumuladas no meio ambiente (BABAYEMI *et al.*, 2019). No entanto, ainda faltam informações abrangentes a nível global, especialmente com relação ao último destino desses materiais (GUSTAFSSON *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2014; VOGELSANG *et al.*, 2020).

Estimam-se que aproximadamente 4 trilhões de sacolas plásticas e 1 milhão de garrafas plásticas sejam usadas a cada minuto em todo o mundo (NIU; WANG; XIA, 2023). Microplásticos (MPs) são partículas minúsculas, variando de 1 µm a 5 mm (THOMPSON *et al.*, 2004), e podem ter diversas formas e cores. Os MPs podem ser classificados em duas categorias principais, os primários, produzidos em pequenas dimensões, como as microesferas presentes em produtos de higiene pessoal e os pellets como matéria-prima na indústria de transformação de plásticos. Os secundários compreendem os MPs que se originam da fragmentação de resíduos maiores, resultante da ação de processos de degradação ambiental (OSSMANN *et al.*, 2018).

A poluição por microplásticos tem recebido cada vez mais atenção como um desafio ambiental global, sendo a sua presença generalizada, e sua poluição extensivamente estudada em diversos ecossistemas, ainda assim, há uma compreensão limitada da variação na abundância e características do MPs, segundo os padrões de uso e ocupação da terra (ÖSTERLUND *et al.*, 2023; STANG; MOHAMED; LI, 2022). As atividades humanas relacionadas ao uso de plásticos são predominantemente urbanas (XU *et al.*, 2021), tornando as cidades uma fonte significativa de microplásticos.

A expansão das áreas urbanas, caracterizadas principalmente pela impermeabilização das bacias hidrográficas, provocam a diminuição da capacidade de infiltração, e conseqüentemente aumento do escoamento superficial de águas pluviais, o que tem sido sugerido como um importante caminho terrestre de MPs, nos quais sua abundância e características podem ser influenciadas pelos tipos de uso do solo urbano (XUE *et al.*, 2023). Investigar como eles são transportados e descartados é essencial para entender melhor a ocorrência e a variabilidade em diferentes ecossistemas (ZHOU *et al.*, 2023).

As principais vias para a entrada de MPs no ambiente aquático incluem deposição atmosférica, descargas de águas residuais e águas pluviais urbanas (WANG *et al.*, 2021), dessa maneira as cidades desempenham um papel significativo na geração de MPs, principalmente pelo consumo humano de plásticos em suas diversas formas e atividades, tornando o sistema de drenagem urbana uma fonte importante no transporte dos microplásticos para os cursos de água receptores. Prevê-se que a composição dos depósitos de MPs nos sedimentos de águas pluviais varia conforme o uso da terra, portanto, a identificação dos focos de contaminação nessas áreas é imperativa para que as intervenções direcionadas reduzam as fontes de emissão. (PARAMESWARAPPA JAYALAKSHMAMMA *et al.*, 2023).

Os MPs terrestres podem ser gerados por meio de várias atividades antrópicas e transportados por vários caminhos, como esgoto, escoamentos pluviais, canais e rios, e eventualmente encontrar seu caminho para os oceanos (MOHSEN; BALLA; KISS, 2023). O sistema de drenagem urbana é um canal importante para os microplásticos terrígenos (<5 mm de tamanho) migrarem para os corpos d'água urbanos, especialmente a carga de entrada causada pela poluição por transbordamento, devido à deficiência dos sistemas de drenagem e os efeitos decorrentes de inundações, enchentes e alagamentos.

Os caminhos de microplásticos transportados nas massas de água das aglomerações urbanas são largamente dominadas por influências antropogênicas sobrepostas. Entender essas influências e como elas estão correlacionadas é essencial para compreender melhor a ocorrência e variabilidade dos microplásticos em diferentes ecossistemas (CHEN *et al.*, 2020), desse modo é fundamental para evitar a sua entrada nos corpos receptores compreender suas fontes em vários ambientes de uso da terra, que poderiam servir de ponto inicial, até serem transportados através do escoamento de canalizações pluviais urbana.

A variação da ocupação do solo entre as bacias hidrográficas urbanas conecta fontes heterogêneas de poluição, sendo um fator antropogênico crítico que determina a variabilidade espacial dos microplásticos e sua ocorrência nos ecossistemas (SUN *et al.*, 2019). Consequentemente, as águas nas áreas urbanas são as primeiras a sofrerem com a poluição plástica, um fenômeno evidente e persistente (HABERSTROH *et al.*, 2021).

Os controles de origem continuarão a ser um componente essencial dos esforços de controle de MPs (ÖSTERLUND *et al.*, 2023). Para reduzir a contaminação e mitigar os danos causados pelos microplásticos, é crucial identificar a origem desses poluentes (JIN *et al.*, 2023).

Esse estudo apresenta a caracterização de MPs presentes em sedimentos de águas pluviais, fornecendo informações sobre as principais fontes de emissão e sua correspondente influência antrópica, assim compreender a poluição por microplásticos nos sedimentos das redes de drenagem também beneficiará o controle de MPs difusos em áreas urbanas, facilitando a melhor forma de eliminar as principais fontes de microplásticos.

Neste trabalho, as fontes de MPs detectadas de diferentes atividades antrópicas foram realizadas com base nos tipos de uso da terra, morfologia das partículas e tipos de polímeros. Além disso, as correlações entre abundância e características de MPs em vários pontos do escoamento foram exploradas para uma melhor compreensão dos potenciais fatores que afetam as distribuições de MPs em sedimentos dos escoamentos pluviais urbanos.

A pesquisa fornece uma avaliação específica e em escala das bacias hidrográficas urbanas sobre a abundância e distribuição de microplásticos de sedimentos em aglomerações urbanas. Em particular, este estudo explora o mecanismo pelo qual a poluição por microplásticos está associada ao uso do solo. Este conhecimento é fundamental para a proposição de ações mitigatórias das principais fontes de microplásticos, bem como para a implementação das melhores práticas de gestão ambiental em ambientes urbanos.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral:

Esta pesquisa teve como propósito quantificar e analisar as características dos tipos de microplásticos nos sedimentos carregados pelas águas pluviais no município de Bauru -SP, separados pelos modelos do uso e ocupação do solo.

2.2. Objetivos específicos:

- Quali-quantificar os tipos de MPs encontrados nos sedimentos do escoamento de águas pluviais.
- Analisar a relação entre as características dos MPs e as diferentes parcelas de usos do solo urbano, de acordo com os modelos de habitações locais.
- Relacionar a presença de microplásticos nos sedimentos nas redes de drenagem com base na densidade populacional das bacias hidrográficas urbanas.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Produção e consumo dos plásticos

Os plásticos são materiais poliméricos constituídos por longas cadeias de moléculas denominadas polímeros, que podem ser derivados de fontes naturais, como a celulose, ou de fontes sintéticas, como o petróleo. A composição química dos plásticos varia conforme o tipo de polímero utilizado. Os principais elementos químicos presentes nos plásticos incluem carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N) e, em menor quantidade, cloro (Cl) e enxofre (S).

Os termoplásticos representam uma classe de polímeros sintéticos que se tornam maleáveis quando aquecidos, permitindo sua modelagem e reformulação. Esses materiais, originários de polímeros artificiais, destacam-se por sua versatilidade e custo-benefício, sendo amplamente empregados nas mais diversas áreas industriais, pois são uma das opções mais econômicas e adaptáveis no mercado (HORTON *et al.*, 2017).

A produção mundial de plástico apresentou um crescimento exponencial nas últimas décadas, com um aumento de 234×10^6 toneladas em 2.000 para 460×10^6 toneladas em 2019 (acréscimo de 96,6%), resultando em uma elevação de 228% correspondente na quantidade de resíduos plásticos, que passou de 156×10^6 toneladas em 2000 para 353×10^6 toneladas em 2019 (LIU *et al.*, 2022). Como consequência, mais de dois terços dos plásticos acabam sendo descartados no meio ambiente, em vez de serem reutilizados (GEYER, 2020; JIN *et al.*, 2022). Portanto, o plástico representa entre 50 e 80% dos resíduos depositados em descartes no meio ambiente (BARNES *et al.*, 2009).

Foram estimadas que 8.300 milhões de toneladas métricas (Mt) de plásticos virgens foram produzidas até o momento. Até 2015, foram geradas aproximadamente 6.300 Mt de resíduos plásticos, dos quais cerca de 9% foram reciclados, 12% incinerados e 79% acumulados em aterros ou no ambiente natural (LIU *et al.*, 2019a). Se as atuais tendências de produção e gestão de resíduos se mantiverem, cerca de 12.000 Mt de resíduos plásticos estarão em aterros ou no ambiente natural até 2050. (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017).

Na esfera da União Europeia, cerca de 30.000 materiais poliméricos estão catalogados, mas a natureza confidencial dos negócios por parte dos fabricantes torna

complexa a tarefa de caracterizá-los precisamente e definir o seus diversos tipos e compostos (Plastics - Europe, 2017). No entanto, um relatório da Comissão Europeia, revela que uma expressiva maioria de 84% desses materiais é composta pelos termoplásticos (DE SÁ *et al.*, 2018). Na Europa, a produção é dividida em polietileno (PE) com 28%, polipropileno (PP) com 19%, policloreto de vinila (PVC) com 10% e poliestireno com 7% do total (Plastics - Europe, 2017).

A produção global de plástico por ano alcançou a marca de cerca de 370 milhões de toneladas (Plastics - Europe, 2017), pois o seu amplo uso atinge importantes áreas da cadeia produtiva de bens de consumo, como embalagens, construção e indústria automobilística. Estima-se que cerca 1 milhão de garrafas plásticas e 4 trilhões de sacos são consumidos a cada minuto ao redor do planeta (NIU *et al.*, 2024), resultando após seu descarte em uma poluição significativa de nossos ambientes naturais com as diversas formas de resíduos originados pela degradação dos plásticos (CHO *et al.*, 2023; GEYER; JAMBECK; LAW, 2017).

Com aproximadamente 102,3 milhões de toneladas de plástico produzidas em 2017, a China lidera a produção mundial de plásticos (JIN *et al.*, 2022). Ela é seguida pela União Europeia, com 64 milhões de toneladas, e pelo Acordo de Livre Comércio da América do Norte, com 61,6 milhões de toneladas (LIU *et al.*, 2019a). Os resíduos plásticos, quando expostos às condições ambientais, se degradam em MPs. Esses microplásticos estão presentes em abundância em ambientes terrestres e marinhos, incluindo ar, água, solo, sedimentos e organismos vivos (CHO *et al.*, 2023).

A poluição plástica no meio ambiente é caracterizada pela presença de quaisquer tipos de termoplásticos, independentemente de suas dimensões, formas ou categorias, o que pode representar riscos potenciais para a natureza, seres vivos e até mesmo a saúde humana (LI *et al.*, 2021). Com o passar dos anos, houve um aumento nas publicações de estudos relacionados, abordando temas como a origem, quantidade, destino, presença e acúmulo de microplásticos em ambientes naturais (KARBALAEI *et al.*, 2018), fenômeno este que passou a ser conhecido como poluição por microplásticos.

A comunidade acadêmica vem tendo grande interesse na matéria da poluição gerada pelos plásticos, resultando em uma quantidade significativa de pesquisas que abordam os mais diversos tópicos e concentrado em métodos analíticos, origem,

quantidade, transporte, destino, degradação de plásticos e os riscos que representam para o meio ambiente, a vida selvagem e a saúde humana. No entanto, as características específicas da poluição plástica, são fundamentais para entender essa questão emergente, ainda são na maioria desconhecidas (LI *et al.*, 2021).

3.2. Caracterização dos microplásticos e suas origens

Os microplásticos têm sido identificados e descritos de várias maneiras, sendo a maioria dessas definições derivadas das propostas por Thompson *et al.* (2004). Eles introduziram o termo 'microplástico' para se referir às partículas menores que 5mm. Após essa definição, a comunidade científica passou a caracterizar os MPs como partículas plásticas cuja maior dimensão é inferior a 5 mm (FRIAS; NASH, 2019; GARCÍA-HABA *et al.*, 2023; ZHOU *et al.*, 2023). A classificação dos microplásticos feita pela ISO/TR 21960:2020 microplásticos como qualquer partícula de plástico insolúvel em água com sua maior dimensão entre 1 µm e 1 mm (LI *et al.*, 2021).

Quando os resíduos plásticos entram no ambiente, eles sofrem uma variedade de transformações físico-químicas e biológicas. Esses processos incluem abrasão mecânica, fotodegradação, hidrólise, oxidação térmica, oxidação química e biodegradação. Como resultado, os microplásticos secundários envelhecem e se fragmentam ainda mais (AGHILINASROLLAHABADI; SALEHI; FUJIWARA, 2021; HANUN; HASSAN; JIANG, 2021). Além disso, durante a migração e movimentação dos microplásticos no escoamento urbano, as interações com a água de escoamento podem acelerar o envelhecimento desses materiais (WANG *et al.*, 2022).

No primeiro encontro internacional de pesquisa sobre a presença, impactos e destino de detritos marinhos microplásticos, a origem foi categorizada em fontes primárias e secundárias. Os MPs primários são partículas fabricadas especificamente para um determinado uso ou propósito, enquanto os MPs secundários são plásticos que passaram por processos de degradação no ambiente (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009; GARCÍA-HABA *et al.*, 2023). Normalmente, os MPs primários são compostos por partículas de Polietileno (PE), Polipropileno (PP) e Poliestireno (PS), associados a produtos de cuidados pessoais e cosméticos. Já os MPs secundários são geralmente

compostos por poliéster (principalmente PET), acrílico e fibras de poliamida, ligados à degradação de plásticos e à produção de tecidos (IMHOF *et al.*, 2016; SKAF *et al.*, 2020).

Os estudos de Niu *et al.* (2023) apontaram que os MPs primários são mais perigosos, pois são produzidos especificamente na escala micrométrica, como os utilizados em abrasivos industriais para jateamento de areia, contas de acrílico ou poliéster, grânulos plásticos de pré-produção ou em produtos de cuidado pessoal, como agentes esfoliantes em cremes e produtos de limpeza que contêm ‘microesferas’ de polietileno, e devido ao tamanho é provável que as partículas primárias de microplásticos sejam levadas para sistemas de drenagem industriais ou domésticos e para fluxos de tratamento de águas residuais.

A fragmentação mecânica ocorre devido à abrasão e desintegração, provocadas pela força de cisalhamento da água sobre os MPs e pela interação desses MPs com sedimentos, pedras e seixos no escoamento urbano (DUAN *et al.*, 2021). Um estudo recente simulou as interações mecânicas entre águas pluviais sintéticas e MPs, revelando que os processos de envelhecimento dos MPs estão ligados ao seu transporte do ambiente urbano para os recursos hídricos, podendo afetar sua tendência de adsorver outros poluentes (por exemplo, metais pesados e contaminantes orgânicos) no escoamento urbano (AGHILINASROLLAHABADI; SALEHI; FUJIWARA, 2021).

Dessa forma, um número cada vez maior de pesquisas tem evidenciado os impactos consideráveis que os resíduos de plástico, principalmente os de dimensões menores podem causar no meio ambiente, especialmente em ecossistemas aquáticos (BARNES *et al.*, 2009; HORTON *et al.*, 2017), assim tornando-se um contaminante ambiental de grande relevância, devido à sua inerente estabilidade química e à sua persistência no meio ambiente (BIALE *et al.*, 2022; NIU *et al.*, 2024).

Apesar de possuírem características análogas, cada MP formado por polímeros apresentam propriedades físicas distintas, especialmente no que se refere à sua plasticidade e densidade. A densidade do material, em particular, é um fator crucial para determinar o seu destino ambiental. Por exemplo, a densidade irá influenciar como as partículas se distribuem no ambiente aquático, incluindo se irão flutuar na superfície da água ou se depositar nos sedimentos, bem como a facilidade com que serão transportadas pela ação do vento e das chuvas (HORTON *et al.*, 2017; ZYLSTRA, 2013).

Segundo descrito por Cho *et al.* (2023), há uma vasta variedade de polímeros plásticos produzidos e liberados no ambiente. Os plásticos, compostos por diferentes polímeros, apresentam uma variação de densidades de 16 a 2.200 kg/m³ (DE SÁ *et al.*, 2018; NIZZETTO *et al.*, 2016), o que influencia o comportamento dos microplásticos no meio aquático. Ademais, os MPs são encontrados em uma diversidade de formas, como esferas, fibras, filmes e formatos irregulares. As diferenças na forma e densidade resultam em detritos encontrados em diversos ambientes ao redor do mundo, incluindo água, solo e até a atmosfera (KUMAR *et al.*, 2020).

Devido à sua excepcional capacidade de dispersão, os microplásticos representam uma ameaça para a maioria dos ecossistemas, sendo encontrados em oceanos, lagos, rios e até mesmo na água potável (MAKHDOUMI *et al.*, 2021; ZHOU *et al.*, 2023).

3.3. Impactos e riscos dos microplásticos no meio ambiente

Estudos têm consistentemente evidenciado a presença permanente de MPs em ecossistemas aquáticos, que englobam oceanos, rios e lagos (NIU *et al.*, 2024). Nos ambientes aquáticos, os MPs têm a capacidade de se deslocar ao longo da cadeia alimentar (KRAUSE *et al.*, 2021) e são facilmente ingeridos por organismos como mexilhões (LI *et al.*, 2019), peixes (PARK *et al.*, 2022) e zooplâncton (XU *et al.*, 2022). A ingestão de MPs por seres vivos aquáticos pode resultar em uma série de efeitos nocivos, obstruções intestinais e falsa saciedade, causando perda de energia, estresse imunológico, inibição do crescimento e até morte (GODOY *et al.*, 2019; TALLEC *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2023).

Além dos possíveis riscos à saúde causados pela inalação de MPs presentes no ar (GASPERI *et al.*, 2018), há evidências que indicam que, sob condições meteorológicas favoráveis e com os movimentos das massas de ar, os plásticos liberados na atmosfera, especialmente as pequenas fibras de MPs, podem ser transportados a longas distâncias (KYRIAKOUCES; TURNER, 2023). Além disso, o transporte atmosférico global de MPs é mais eficiente do que as rotas oceânicas ou terrestres devido ao tempo significativamente menor envolvido (EVANGELIOU *et al.*, 2022). Como resultado,

partículas foram encontradas em regiões distantes de quaisquer fontes primárias ou secundárias e grandes corpos d'água, incluindo desertos subtropicais (ABBASI, 2021).

Em estudos recentes, a visão predominante é que os plásticos podem atuar como transportadores para outros poluentes ambientais (LI *et al.*, 2021). Os microplásticos contêm diferentes tipos de aditivos tóxicos lixiviáveis que são adicionados durante o processo de fabricação (LITHNER; LARSSON; DAVE, 2011) e podem absorver metais pesados (GODOY *et al.*, 2019) e poluentes orgânicos às superfícies das partículas, aumentando assim o risco potencial de exposição a riscos ambientais (ZHANG *et al.*, 2015).

Foram observados hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), bifenilos policlorados (PCBs), dicloro difenil tricloroetano (DDT) e metais pesados (Cd, Pb, Cu, Zn etc.) aderidos na superfície de detritos plásticos, levando à formação de misturas de plástico poluentes no meio ambiente (TANG *et al.*, 2018; VELZEBOER; KWADIJK; KOELMANS, 2014).

Os resíduos plásticos podem atuar como vetores de patógenos, afetando negativamente os recifes de coral e aumentando a mortalidade desses organismos (LAMB *et al.*, 2018). Além disso, metais pesados foram detectados na superfície de plásticos coletados em praias do sudoeste da Inglaterra (TURNER *et al.*, 2019). Quando esses resíduos formam misturas complexas, ainda não está claro se elas podem se separar naturalmente no ambiente ou se suas propriedades e efeitos tóxicos se alteram (LI *et al.*, 2021).

Dessa forma foi evidenciado que os microplásticos são eficientes veículos para metais pesados e poluentes orgânicos persistentes, que podem ser carregados com os microplásticos ao longo do ciclo das cadeias alimentares (XIA *et al.*, 2023). Isso pode, como consequência, levar a fenômenos de biomagnificação, que é o acúmulo crescente de substâncias tóxicas na cadeia alimentar que ameaçam a saúde humana e a estabilidade dos ecossistemas (KRAUSE *et al.*, 2021; LI *et al.*, 2022), conduzindo essas substâncias tóxicas através da cadeia alimentar até os seres humanos (ROSS *et al.*, 2021).

Microplásticos presentes nos oceanos podem ser absorvidos e transferidos para o corpo humano através da cadeia alimentar, que inclui fitoplâncton, zooplâncton e

mamíferos. Uma vez em um organismo, esses microplásticos podem ser transportados e acumulados em diversos órgãos (WRIGHT; KELLY, 2017).

Na caracterização de partículas de MPs, a cor também é um fator relevante, pois proporciona uma maior interação com a microbiota (MATJAŠIČ *et al.*, 2023). Por exemplo, em um estudo realizado por Lopes *et al.* (2020), foi observada uma predominância de MPs de cores azul e preta nos estômagos de peixes. Em contrapartida, Berglund *et al.* (2019) encontraram, em sua maioria, fibras pretas e transparentes em mexilhões, o que sugere que os mexilhões possuem uma preferência alimentar por determinadas cores escuras, assim esses MPs podem migrar e se transferir para os humanos através da cadeia alimentar, comprometendo a segurança alimentar e a saúde humana (WANG *et al.*, 2021).

Recentemente, cientistas holandeses Leslie *et al.* (2022) publicaram um estudo inovador que revelou, pela primeira vez, a presença de microplásticos no sangue humano. Além disso, esses MPs foram encontrados em órgãos humanos, o que chamou a atenção global para a poluição por microplásticos. Devido à sua alta área superficial específica e fluidez coloidal, os microplásticos podem facilmente adsorver poluentes e transportá-los por longas distâncias, representando uma ameaça potencial aos ecossistemas e à saúde humana (LIU *et al.*, 2022).

3.4. Localização dos microplásticos no meio ambiente

Desde a descoberta dos microplásticos por Thompson em 2004 (THOMPSON *et al.*, 2004), os oceanos se tornaram um foco principal para a pesquisa de microplásticos (XIA *et al.*, 2023). Recentemente, tem-se observado uma mudança progressiva de interesse para os sistemas de água doce, especialmente os sistemas fluviais, visando identificar as origens dos microplásticos marinhos (WANG *et al.*, 2018; WOODWARD *et al.*, 2021).

Pequenas partículas de MPs podem ser localizadas em diversos ambientes, como atmosfera, solo, sedimentos, corpos de água doce e oceanos, conforme apontado por Ziajahromi *et al.* (2020). Como destacado por García-Haba *et al.* (2023) quando se trata de água doce, os MPs encontram seu caminho até esses corpos de água, principalmente através do ambiente urbano. Diversas atividades humanas, incluindo indústria, lavanderia

doméstica, construção, desgaste de pneus e utilidades domésticas, vazamentos de sistemas de coleta de lixo urbanos, entre outros, resultam em contaminações diretas dos efluentes para os corpos hídricos urbanos ou seguem para estações de tratamento de águas residuais (ETAR), e a contaminação pelo escoamento de águas pluviais (KOUTNIK *et al.*, 2021; QIU *et al.*, 2020).

Aproximadamente 80% dos MPs encontrados nos ecossistemas marinhos têm origem de fontes terrestre (YONKOS *et al.*, 2014). Entre 1,15 e 2,41 milhões de toneladas de resíduos plásticos são transportados anualmente dos rios para o oceano, e espera-se que esse número aumente nas próximas décadas (JAMBECK *et al.*, 2015; LEBRETON *et al.*, 2017).

Estudos em número cada vez maior têm relatado a abundância, distribuição e ecotoxicidade de MPs no ambiente ecológico do oceano (AUTA; EMENIKE; FAUZIAH, 2017) e em águas superficiais (WANG *et al.*, 2018). Isso provavelmente ocorre porque o oceano é considerado o último destino dos MPs (XIA *et al.*, 2020), e os sistemas de águas superficiais são a principal via transportadora pela qual os resíduos plásticos terrestres chegam ao ambiente marinho (SCHMIDT; KRAUTH; WAGNER, 2017). A maneira mais eficaz de mitigar a poluição por MPs é controlar sua fonte e identificar suas rotas de migração. Portanto, é essencial entender as rotas pelas quais os MPs terrestres entram no ambiente aquático, assim reduzir a entrada de MPs nas águas superficiais e, eventualmente, no oceano (XIA *et al.*, 2020).

Os plásticos, em geral, são notoriamente resistentes à degradação, o que os torna persistentes no ambiente, uma característica marcante da poluição plástica (LI *et al.*, 2021). No ar, as fibras plásticas são as mais comuns, originando-se principalmente do consumo de resíduos plásticos, da erosão pelo vento e da poeira urbana (DRIS *et al.*, 2017). No solo, os tipos de plásticos mais frequentemente encontrados são o polietileno (PE) e o polipropileno (PP), que provêm principalmente da aplicação de lodo de esgoto, de filmes plásticos e da irrigação com águas residuais (LV *et al.*, 2019; ZHU *et al.*, 2019).

Os resíduos plásticos, especialmente os macroplásticos (partículas > 5mm), podem se fragmentar em partículas menores devido à abrasão mecânica no ambiente (SONG *et al.*, 2017). No entanto, devido à sua composição polimérica, a degradação completa dos plásticos no ambiente é um processo extremamente lento, muito mais

demorado do que a degradação de outros materiais orgânicos. Por exemplo, a decomposição total dos plásticos pode levar décadas ou até séculos (LI; TSE; FOK, 2016), especialmente em ambientes naturais.

As pesquisas que inicialmente focavam nos microplásticos no oceano, tem se voltado progressivamente para os ecossistemas internos nos últimos anos (ROCHMAN, 2018). Os rios, como conexões entre a terra e o mar, são responsáveis pelo transporte de 70% a 80% dos resíduos plásticos provenientes da agricultura, do solo e das estações de tratamento de esgoto para o oceano. A habilidade dos rios de carregar, transportar e reter microplásticos é restrita por diversos fatores naturais e processos hidrológicos (ALIMI *et al.*, 2018). A capacidade de transporte longitudinal dos microplásticos foi descoberta para ser influenciada pela rugosidade do leito do rio (YU *et al.*, 2022).

Os microplásticos tendem a formar agregados heterogêneos com sedimentos suspensos em turbulência, sedimentam verticalmente e podem ser ressuspensos devido ao fluxo de cisalhamento turbulento (LI *et al.*, 2022b). A retenção de microplásticos nos sedimentos do leito dos rios pode ser facilitada por processos de movimento entre os sedimentos das águas superficiais e subterrâneas (troca hiporreica), com uma acumulação de longo prazo em média semelhante a 5% de insumos de microplásticos por quilômetro (DRUMMOND *et al.*, 2022). O risco ecológico dos microplásticos nos rios depende em grande parte da sua distribuição complexa e padrões de migração. Portanto, esclarecer a relação de resposta entre o destino ambiental dos microplásticos e vários fatores é fundamental para um controle efetivo do risco de poluição (LI *et al.*, 2023).

Caso os sedimentos fluviais estejam poluídos com microplásticos, a estabilidade do ecossistema aquático como um todo pode estar em grave risco (XIA *et al.*, 2023). Isso inclui a redução da capacidade de suporte ambiental, a diminuição da biodiversidade e a deterioração das funções ecológicas (AMARAL-ZETTLER *et al.*, 2021; BALESTRA; BELLOPEDE, 2022; DE SMIT *et al.*, 2021). É alarmante que uma grande quantidade de microplásticos tenha sido encontrada em sedimentos de rios ao redor do mundo, incluindo os rios Reno, Tâmesa e Yangtze (HURLEY; WOODWARD; ROTHWELL, 2018; LEBRETON *et al.*, 2017; MANI; BURKHARDT-HOLM, 2020; ZHAO *et al.*, 2019).

A urgência de entender melhor as fontes de microplásticos e os diversos impactos antropogênicos em águas doces tem sido amplificada pelas altas cargas dessas

partículas relatadas, o que pode auxiliar na melhoria das práticas de gestão da poluição (SU *et al.*, 2020). Os sistemas de água doce são vulneráveis à destruição e apresentam dificuldades de recuperação após a poluição. Por isso, muitos pesquisadores têm se dedicado ao estudo da poluição por microplásticos em águas doces ao redor do mundo, buscando compreender sua abundância, os tipos e o tamanho dos microplásticos presentes nesses sistemas mais sensíveis (QIAN *et al.*, 2023).

Diversas pesquisas realizadas vêm demonstrando a contaminação por MPs em corpos de água doce em diversas regiões do mundo (QIAN *et al.*, 2023), tais como a do rio Minjiang (CHEN *et al.*, 2022) e rio Yangtze (ZHANG *et al.*, 2022) na China, rio Mississippi (CIZDZIEL *et al.*, 2020) nos Estados Unidos, rio Danúbio (LECHNER; RAMLER, 2015) na Europa e rio Amazonas (GEROLIN *et al.*, 2020) na América do Sul.

3.5. Transporte dos microplásticos no meio ambiente

O ciclo do plástico refere-se ao movimento dos plásticos entre a água, a atmosfera e o solo por meio de várias rotas. Plásticos leves, por exemplo, são facilmente transportados por diferentes sistemas devido a diversas forças, o que resulta na disseminação desses materiais para áreas remotas do meio ambiente. Assim, a poluição plástica se tornou um problema global sem fronteiras, devido ao transporte de longa distância por diferentes sistemas (LI *et al.*, 2021). Pesquisas identificaram a presença de plásticos em locais inabitados, como bacias montanhosas intocadas, regiões polares e o fundo do mar (ALLEN *et al.*, 2019).

Os rios, vistos como vias para detritos plásticos de diversos tamanhos, incluindo MPs, transportam estimadamente entre 0,47 e 2,75 milhões de toneladas de plástico para os oceanos anualmente (LEBRETON *et al.*, 2017; SCHMIDT; KRAUTH; WAGNER, 2017). Assim, é essencial que as pesquisas se concentrem na origem para os sistemas de água doce para uma melhor compreensão da acumulação de MPs nos oceanos e dos padrões de distribuição global. As características da bacia hidrográfica e a hidrogeomorfologia dos rios, podem afetar o fluxo de poluição por MPs por meio de um cenário dentro dos corpos d'água (MATJAŠIČ *et al.*, 2023).

Fatores como o clima, topografia, hidrologia e o uso do solo têm um impacto significativo no equilíbrio de massa de MPs em uma bacia hidrográfica. Eles influenciam

a variedade e a quantidade de MPs emitido por várias fontes, a característica e o alcance dos processos de transporte, e a chance de armazenamento temporário nos ecossistemas (WINDSOR *et al.*, 2019). Além disso, chuvas intensas podem levar a um aumento no fluxo de partículas de MPs nos sistemas fluviais, isso ocorre devido à precipitação atmosférica (BERGMANN *et al.*, 2019; DRIS *et al.*, 2015), erosão do solo (BLÄSING; AMELUNG, 2018) e escoamento de águas pluviais (MORUZZI *et al.*, 2020; PIÑON-COLIN *et al.*, 2020; TREILLES *et al.*, 2021; WERBOWSKI *et al.*, 2021).

Embora os oceanos atuem como destino de grande parte dos MPs, os corpos de água doce e o solo também estão relacionados ao ciclo do plástico e retêm grande parte do MPs que recebem (DRUMMOND *et al.*, 2020; HORTON; DIXON, 2018; SCHERER *et al.*, 2020). Um estudo de Drummond *et al.* (2022) descobriram que os MPs são em grande parte retidos nas cabeceiras dos rios em condições de baixo fluxo, com tempos de residência de até 1,7 anos km⁻¹.

Os principais fatores que determinam o transporte de partículas individuais de microplásticos nos corpos d'água é a velocidade do fluxo e os eventos de inundação, bem como as propriedades das partículas, como forma, densidade, tipo de material e crescimento microbiano (HORTON; DIXON, 2018; WALDSCHLÄGER *et al.*, 2020; WINKLER *et al.*, 2022).

Dependendo da densidade, as partículas podem flutuar ou afundar quando introduzidas na água (WALDSCHLÄGER; SCHÜTTRUMPF, 2019). As partículas flutuantes tendem a ser transportadas para o oceano pela corrente do rio, a menos que sejam retidas por barreiras (SCHERER *et al.*, 2020), enquanto partículas mais densas, como PET ou náilon, afundam no leito do rio, a menos que sejam transportadas a jusante para uma área de baixo fluxo por uma corrente de alta energia (NIZZETTO *et al.*, 2016). Existem diferenças significativas no comportamento de afundamento de pellets, fibras e fragmentos, destacando a importância da forma do MPs (WALDSCHLÄGER; SCHÜTTRUMPF, 2019).

Em corpos de água com movimento lento, é possível que as partículas de MPs se depositem em conjunto com os sedimentos que afundam, com a deposição adicional de sedimentos aumentando o soterramento das partículas de MPs (HORTON; DIXON, 2018). O fundo do rio pode incorporar os sedimentos em camadas mais profundas ou

pode haver seu desprendimento e retorno durante condições de fluxo mais intenso, como inundações (HURLEY; WOODWARD; ROTHWELL, 2018), ou mesmo sob condições de fluxo de base (DRUMMOND *et al.*, 2020).

A ressuspensão é fortemente afetada pela geomorfologia do leito do rio, concentração e tamanho das partículas de MPs (NIZZETTO *et al.*, 2016; WALDSCHLÄGER; SCHÜTTRUMPF, 2019). Em contrapartida, um rio que flui mais rapidamente possui mais energia para arrastar e mover uma quantidade significativa de partículas. Por exemplo, os fluxos de inundação de alta energia resultam na ressuspensão de partículas de microplásticos densas, juntamente com outras partículas sedimentares (HOELLEIN *et al.*, 2017; KNIGHTON, 2014). Em situações excepcionais, o MPs pode até retornar à terra durante enchentes e inundações (DE SOUZA MACHADO *et al.*, 2018).

Devido à bioincrustação, ou seja, a adesão de microrganismos às partículas, os MPs tornam-se mais densos e sedimentam mais rapidamente (MIAO *et al.*, 2021). Além disso, a forma e o tamanho das partículas influenciam a retenção, pois partículas irregulares, como fragmentos e pelotas, tendem a afundar ou subir mais lentamente do que as esferas porque são retardadas por movimentos secundários (por exemplo, rotação, oscilação lateral). As fibras parecem se orientar horizontalmente na água, independentemente de sua posição inicial, e sobem com a mesma velocidade, independentemente de seu comprimento. No entanto, a velocidade das fibras pode aumentar à medida que seu diâmetro aumenta (WALDSCHLÄGER; SCHÜTTRUMPF, 2019).

3.6. Microplásticos relacionados ao ambiente urbano

A intensa urbanização ocorrida nas últimas décadas tem levado a um aumento significativo de microplásticos nos rios das cidades (ESQUINAS *et al.*, 2020). Os MPs originados no ambiente terrestres encontram seu caminho para o ambiente aquático de superfície por várias rotas. Estas incluem descargas de esgoto, atividades comerciais e recreativas, como a pesca e os esportes aquáticos (KOOI *et al.*, 2018). Além disso, o escoamento urbano é um fator significativo que facilita a migração de MPs para as águas superficiais (SU *et al.*, 2020). A precipitação é o meio mais direto e eficiente para formar

o escoamento superficial é sugerida como um fator positivo para a deposição de MP atmosférico (ALLEN *et al.*, 2019).

O escoamento da chuva transporta os resíduos de plástico no solo para os corpos d'água de superfície. A concentração de MPs nas águas interiores sofre mudanças significativas durante as chuvas (HITCHCOCK, 2020) e aumentou dezenas de vezes nos dias seguintes aos eventos de chuva (XIA *et al.*, 2020). Grandes quantidades de MPs foram encontradas nos reservatórios de águas pluviais das cidades e rodovias (LIU *et al.*, 2019a). Portanto, é provável que o escoamento da chuva seja uma via importante para a migração de partículas de plástico de áreas terrestres para corpos d'água (ZHANG *et al.*, 2023).

A poluição por microplásticos é transferida para os ambientes aquáticos principalmente por meio de três vias: deposição atmosférica, descarga de efluentes de águas residuais e escoamento urbano. Este último, que envolve o movimento superficial de água resultante de chuvas naturais, degelo, excesso de águas pluviais ou outras fontes em áreas urbanas, e apontado como o principal condutor de MPs para o ambiente aquático (FANG; NIU; YU, 2021; MÜLLER *et al.*, 2020; SHRUTI *et al.*, 2021; WANG *et al.*, 2022). A partir de 2010, a preocupação com os microplásticos em águas doces aumentou, pois se estima que 80% dos microplásticos encontrados nos oceanos provêm de sistemas de origem terrestres (ANDRADY, 2011; ZHANG *et al.*, 2018).

Em algumas áreas urbanas, existem tanto sistemas de drenagem de águas pluviais separados quanto sistemas combinados com esgotos. Estes últimos podem liberar águas pluviais e águas residuais não tratadas durante tempestades (SHRUTI *et al.*, 2021), complicando o controle de origem. Diversos estudos indicam que o escoamento urbano de sistemas combinados de transbordamento de esgoto é uma via significativa para a entrada de MPs em ambientes aquáticos (CHEN *et al.*, 2020; SCHERNEWSKI *et al.*, 2021). Deve ser dada mais atenção ao impacto dos sistemas de drenagem de águas pluviais e dos sistemas combinados de esgotos na liberação de MPs no escoamento urbano. A construção de infraestruturas resilientes ao clima é desejável para limitar o escoamento urbano e remover MPs, prevenindo sua mobilização e migração (WANG *et al.*, 2022).

As origens ou rotas dos microplásticos são distribuídas de maneira desigual entre as áreas e envolvem várias atividades humanas, causando uma heterogeneidade espacial significativa no padrão de contaminação por microplásticos nas bacias hidrográficas urbanas. Vale ressaltar que essas fontes oferecem um esquema sistemático para rastrear a presença, as rotas de fluxo e a possível redução da poluição por microplásticos. Contudo, existem poucas pesquisas sobre o perfil da origem do surgimento de microplásticos em corpos d'água em áreas urbanas (CHEN *et al.*, 2020).

O escoamento de águas pluviais é um relevante emissor de poluentes para o meio aquático e marinho, carregando uma variedade de contaminantes, como metais pesados, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, bactérias, nutrientes e microplásticos (GARCÍA-FLORES; WAKIDA; ESPINOZA-GOMEZ, 2013). Os sedimentos depositados nos locais pavimentados, ruas, avenidas e estradas são um dos principais contribuintes de contaminantes para o escoamento de águas pluviais (PIÑON-COLIN *et al.*, 2020).

As fontes terrestres são apontadas como a principal origem da contaminação por microplásticos no meio marinho. O escoamento das águas da chuva é considerado como um dos maiores poluentes dos corpos hídricos (PIÑON-COLIN *et al.*, 2020). Os plásticos constituem 10% do lixo sólido urbano global (BARNES *et al.*, 2009).

As áreas urbanas têm um papel fundamental na produção de microplásticos, devido ao aumento das atividades humanas e veiculares, o que faz do escoamento urbano uma fonte relevante de poluição por MPs nos corpos hídricos receptores. Acredita-se que a composição dos MPs varie conforme o uso do solo, logo, é essencial identificar os pontos de geração e proliferação nas áreas urbanas para que se possam realizar intervenções direcionadas para reduzir os MPs em suas origens (PARAMESWARAPPA JAYALAKSHMAMMA *et al.*, 2023).

As fontes primárias de microplásticos em conglomerados urbanos abrangem a descarga de esgoto, a deposição atmosférica e o escoamento superficial (ZHOU *et al.*, 2023). Todas essas fontes estão interligadas com a coleta e descarga dos sistemas de drenagem, que são importantes vias para a transferência de poluição entre a terra e os corpos hídricos (BROWNE *et al.*, 2011; ERIKSEN *et al.*, 2013; MAK *et al.*, 2020).

Devido à forte correlação com as atividades humanas, as áreas urbanas podem ser vistas como uma fonte essencial de emissões de microplásticos nos rios (ERIKSEN

et al., 2013; MAK *et al.*, 2020; WAGNER *et al.*, 2019), sendo que a maioria dos estudos anteriores demonstrou a influência dos tipos de uso da terra por meio da variação da abundância de microplásticos no ambiente aquático em diferentes locais (DIKAREVA; SIMON, 2019; WAGNER *et al.*, 2019).

As principais fontes de MPs em regiões urbanas foram identificadas como partículas de desgaste de pneus (BAENSCH-BALTRUSCHAT *et al.*, 2020), deposição atmosférica (PRATA *et al.*, 2021; SMYTH *et al.*, 2021), desgaste de grama artificial, tintas e plásticos usados em construções, lixo plástico, derramamentos de coleta de lixo e fibras têxteis (MAGNUSSON *et al.*, 2016). Além disso, áreas próximas às principais vias de transporte são vulneráveis à contaminação por partículas de desgaste de pneus e ao acúmulo de lixo nas estradas (PARAMESWARAPPA JAYALAKSHMAMMA *et al.*, 2023).

Os impactos das atividades humanas, em particular a urbanização, impactam diretamente na presença de microplásticos nos rios, e têm recebido grande atenção dos pesquisadores (LI *et al.*, 2023). Foi comprovado que as seções média e inferior de uma bacia hidrográfica são pontos críticos de microplásticos, devido à presença e inúmeras perturbações humanas (YUAN *et al.*, 2022). A transformação do uso do solo em áreas urbanizadas, proporcionou uma maior concentração de microplásticos, especialmente em áreas de lazer comerciais e públicas em centros urbanos (HUANG *et al.*, 2021).

As atividades de tráfego são uma fonte de liberação de microplásticos, enquanto as paisagens urbanas podem atuar como barreiras ao fluxo de microplásticos. Apesar das diversas medidas rigorosas para combater a poluição, uma grande quantidade de microplásticos ainda pode ser inadvertidamente descartada nos rios urbanos (JIN *et al.*, 2022). Chen *et al.* (2020) estimaram que o transbordamento do sistema de drenagem durante períodos chuvosos poderia liberar $8,50 \times 10^{14}$ partículas/ano de microplásticos para as águas receptoras. O papel dos fatores de urbanização na presença de microplásticos nos rios ainda está em estágio inicial de compreensão, sendo necessário um maior aprofundamento nas pesquisas para melhor compreender essas fontes.

O ambiente aquático urbano é persistentemente poluído por microplásticos de maneira significativa (JIN *et al.*, 2023; XU *et al.*, 2021). Foi demonstrado que a quantidade de microplásticos nas águas da seção alemã do Rio Reno atinge seu máximo na região metropolitana de Reno-Ruhr (MANI; PRASANNA, 2015). A presença de microplásticos

nos sedimentos aumenta consideravelmente em áreas urbanas em comparação com áreas agrícolas (KLEIN; WORCH; KNEPPER, 2015).

Ao longo do rio Tâmis, em Ontário, Canadá, a quantidade média de partículas de microplásticos foi 40% maior em áreas urbanas do que em áreas rurais (CORCORAN *et al.*, 2020). Um estudo realizado na Flórida, EUA, revelou que as bacias hidrográficas urbanizadas descarregam quantidades de plástico significativamente maiores do que as bacias hidrográficas menos povoadas a montante (HABERSTROH *et al.*, 2021).

3.7. Relação dos sistemas de águas pluviais na distribuição dos MPs

A expansão das áreas urbanas, marcada principalmente pela crescente impermeabilização das bacias hidrográficas, tem resultado na redução significativa da capacidade de infiltração do solo. Essa alteração no ciclo hidrológico urbano acarreta o aumento do escoamento superficial das águas pluviais, intensificando os fluxos de transporte de poluentes. Entre esses poluentes, os microplásticos têm se destacado como contaminantes emergentes, cuja presença nos ambientes terrestres urbanos tem sido associada a esse tipo de escoamento. (XUE *et al.*, 2023).

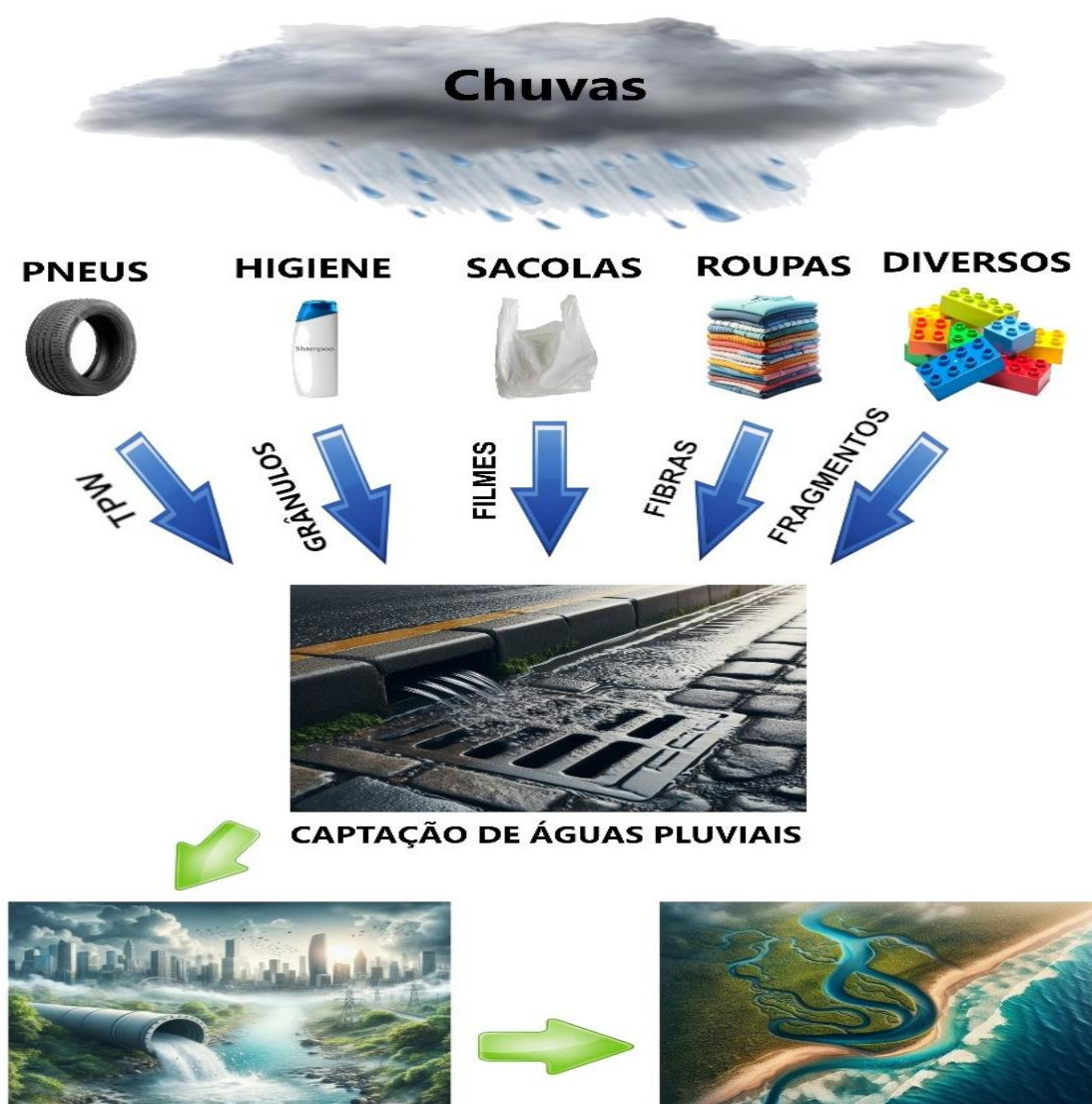
A análise da poluição por microplásticos em relação ao espaço e ao tempo, tem se tornado cada vez mais relevante (LI *et al.*, 2021; STANTON *et al.*, 2020; TALBOT; CHANG, 2022). Além disso, há evidências de que os microplásticos terrestres nos rios de água doce, transportados por fortes chuvas e escoamento superficial, aumentaram significativamente durante as estações chuvosas (HITCHCOCK, 2020; LIMA; BARLETTA; COSTA, 2015; SAMBOLINO *et al.*, 2022).

As fontes de MPs, desconhecidas e diversificadas, tornam as concentrações, composições e características dos MPs no escoamento urbano complexas e em constante mudança (HITCHCOCK, 2020; SANG *et al.*, 2021; SHRUTI *et al.*, 2021), o que dificulta a implementação de medidas, desse modo, é crucial rastrear a origem dos MPs no escoamento urbano (FAHRENFELD *et al.*, 2019; GRBIĆ *et al.*, 2020).

O escoamento das águas pluviais urbanas é considerado uma via de transporte terrestre significativa para a entrada de MPs nos oceanos - Figura 1. A quantidade e as características dos MPs podem ser afetadas pelos diferentes tipos de uso do solo urbano. No entanto, existem poucos relatos sobre isso, especialmente em regiões tropicais. Foi

observado que a presença de MPs segue a sequência quantitativa em relação ao uso do solo urbano: industrial > transporte > comercial > residencial, porém ainda com poucas informações relevantes (XUE *et al.*, 2022). Durante um evento de chuva a quantidade de microplásticos nas águas pluviais tende a variar conforme a intensidade da chuva e a vazão, sendo que a maioria dos microplásticos foi descartada no período inicial de escoamento (CHO *et al.*, 2023).

Figura 1: Origem e transporte de microplásticos no ambiente urbano



Fonte: Autor (2024)

Pesquisas recentes sobre microplásticos em águas pluviais sugerem que o escoamento da chuva pode funcionar como um meio de transporte para levar MPs

terrestres até as águas receptoras (GRBIĆ *et al.*, 2020; SCHERNEWSKI *et al.*, 2021), assim o escoamento urbano (Figura 1) desempenha um papel crucial no transporte de microplásticos em ambientes urbanos (ZHANG *et al.*, 2023), sendo frequentemente descarregado diretamente em corpos d'água próximos ou por meio de estruturas de drenagem e retenção de águas pluviais (SHRUTI *et al.*, 2021). Durante o processo de descarga, os MPs também podem ser depositados e acumulados no sistema de drenagem (DING; WEI; ZHOU, 2023; NIU; WANG; XIA, 2023).

Em condições de clima úmido, o escoamento das chuvas e os transbordamentos combinados de esgoto carregam cargas significativas de poluentes, alcançando corpos d'água sem qualquer tratamento preliminar (GARCÍA-HABA *et al.*, 2023; PIÑON-COLIN *et al.*, 2020). De fato, vários estudos identificaram uma maior presença de MPs em estações chuvosas ou após um evento de chuva, seja em rios, estuários ou águas marinhas (CHEUNG; HUNG; FOK, 2019; JIANG *et al.*, 2022). A quantidade de plástico diminuiu mais de dez vezes (de 14,0 para 1,3 unidades/m³) em duas horas após um evento de chuva no rio Lam Tsuen (CHEUNG; HUNG; FOK, 2019). Foi registrado uma quantidade significativamente maior de MPs na comunidade zooplancônica do Mar de Bohai durante a estação chuvosa em comparação com a estação seca (ZHENG *et al.*, 2020a). Essas descobertas apontam que a poluição difusa durante eventos de chuva pode ser uma via importante para a contaminação dos corpos hídricos por MPs.

A preocupação com a contaminação por microplásticos provenientes do escoamento de águas pluviais urbanas tem crescido rapidamente nos últimos anos. Embora as descargas de MPs de fontes pontuais, como o tratamento de águas residuais, sejam bem compreendidas, a poluição difusa por microplásticos ainda é pouco estudada (NIU *et al.*, 2024). Bauer-Civiello *et al.* (2019) confirmaram que os MPs podem ser consistentemente transportados para corpos d'água através do sistema de drenagem de águas pluviais durante eventos de chuva.

A presença de metais pesados aderidos aos MPs no escoamento de águas pluviais urbanas é uma preocupação significativa devido ao seu potencial tóxico para os corpos d'água receptores. Segundo Reddy *et al.* (2014), metais como chumbo (Pb), cádmio (Cd), zinco (Zn) e cobre (Cu) são os mais comuns no escoamento urbano, enquanto mercúrio (Hg), cromo (Cr) e níquel (Ni) aparecem em menores quantidades.

Metais pesados geralmente provêm de fontes relacionadas ao tráfego, como lonas de freio, pneus, desgaste do pavimento e emissões de escapamentos (GUNAWARDANA *et al.*, 2012). Além disso, a corrosão de materiais de construção e a deposição atmosférica também contribuem para a presença desses metais no escoamento (AMATO *et al.*, 2011), ainda assim, metais como manganês (Mn) e ferro (Fe) podem ter origem natural, uma vez que são encontrados na água da chuva (DA SILVA *et al.*, 2020), contribuem para a sua concentração nas águas pluviais.

As características da precipitação, como o volume do escoamento, os períodos secos anteriores e a intensidade da chuva, são fatores que influenciam a quantidade de poluentes transportados pelas águas pluviais (LEBOUTILLIERR; KELLS; PUTZ, 2000). Além disso, o fluxo de águas pluviais tem o potencial de carregar MPs para superfícies permeáveis, resultando em sua infiltração no solo e, eventualmente, alcançando fontes de água subterrânea (SAMANDRA *et al.*, 2022).

Cho *et al.* (2023) realizaram uma análise de MPs em pontos de drenagem de águas pluviais em áreas industriais e residenciais, não encontrando diferenças significativas nas concentrações. Por outro lado, Sang *et al.* (2021) notaram que os sedimentos acumulados nas tubulações de águas pluviais afetaram a concentração total de MP. Portanto, ainda é incerto se os MPs identificados por Cho *et al.* (2023) e Sang *et al.* (2021) foram removidos do solo durante a tempestade analisada ou se acumularam nas tubulações de tempestades anteriores (PARAMESWARAPPA JAYALAKSHMAMMA *et al.*, 2023).

Boni *et al.* (2022) estudaram MPs em saídas de águas pluviais de áreas urbanas e suburbanas em Nova Jersey, Estados Unidos, onde descobriram uma concentração baixa entre 0,3 e 0,33 partículas por litro, respectivamente, possivelmente devido à análise de MPs entre tamanhos de 250µm–2 mm e à exclusão das fibras da análise. Em contraste, Piñon-Colin *et al.* (2020) observaram concentrações variadas de MPs em diferentes usos da terra em Tijuana, México, mas não analisaram a influência do betume e da borracha.

Conforme descrito por Niu *et al.* (2024) as condições hidrodinâmicas mudam, os MPs nos sedimentos podem ser ressuspensos e deslocados para as águas receptoras, assim os sedimentos de águas pluviais urbanas atuam como um sumidouro e uma fonte

de MPs (ÖSTERLUND *et al.*, 2023; SANG *et al.*, 2021; WEI *et al.*, 2023). Em um estudo conduzido por Sang *et al.* (2021) sobre MPs em sedimentos de tubulações de águas pluviais no distrito de Hongshan, Wuhan, China, foi descoberto que a abundância de MPs variava de $60,0 \pm 16,3$ a $273,3 \pm 46,4$ itens·kg⁻¹, sendo a maior abundância encontrada no distrito comercial e a menor em distritos universitários.

A presença de MPs no escoamento de águas pluviais tem sido amplamente documentada nos últimos anos (STANG; MOHAMED; LI, 2022), no entanto, a ausência de métodos padronizados para amostragem, identificação e quantificação resultaram em técnicas variadas entre os estudos atuais (ÖSTERLUND *et al.*, 2023; SHRUTI *et al.*, 2021; STANG; MOHAMED; LI, 2022), criando um desafio na comparação de dados entre os estudos (ÖSTERLUND *et al.*, 2023).

Até o momento, há uma escassez de estudos sobre microplásticos no escoamento de águas pluviais, especialmente em países em desenvolvimento com clima tropical, a fim de determinar a quantidade de microplásticos presentes no escoamento de águas pluviais em uma região semiárida, além de identificar a morfologia e a composição química desses microplásticos (PIÑON-COLIN *et al.*, 2020).

Pesquisas atuais sobre MPs em sistemas de drenagem de águas pluviais são predominantemente focadas em sedimentos e águas pluviais dentro de tubos e canais de drenagem (CHEN *et al.*, 2020). Estudos em sedimentos de entradas de águas pluviais urbanas são raros (ZHANG *et al.*, 2023).

3.8. Uso e a ocupação do solo associados a geração dos MPs

As interações socioeconômicas intensas resultam na presença significativa de MPs nas áreas urbanas. Esses microplásticos entram no sistema de drenagem de águas pluviais urbanas durante os eventos de chuva. A poluição MPs nos sedimentos do sistema de drenagem é determinada pelo nível de contaminação por MPs na bacia hidrográfica. No estudo de Niu *et al.* (2023) os MPs provenientes das cidades encontrados na rede de drenagem estão nas formas de fibras, fragmentos, espumas e filmes.

As preocupações com a poluição por microplásticos (MP) em escoamentos de águas pluviais urbanas aumentaram rapidamente nos últimos anos (XUE *et al.*, 2023).

No entanto, há poucos dados disponíveis sobre origem e as características dos MPs presentes nesses escoamentos (GRBIĆ *et al.*, 2020; TREILLES *et al.*, 2021). Essas informações podem ser especialmente importantes para regiões tropicais, onde a precipitação sazonal intensa pode desempenhar um papel decisivo na distribuição de MPs carregados para os corpos hídricos e oceanos.

A liberação descontrolada de microplásticos ocorre durante a produção e utilização de produtos plásticos principalmente no ambiente das cidades, estando intrinsecamente ligadas as atividades implantadas em cada local. Esses microplásticos podem entrar no ambiente de várias formas. Para estudar a liberação descontrolada de microplásticos e identificar os principais fatores que influenciam sua presença nas bacias hidrográficas urbanas, é necessário um esforço de investigação detalhado (JIN *et al.*, 2022).

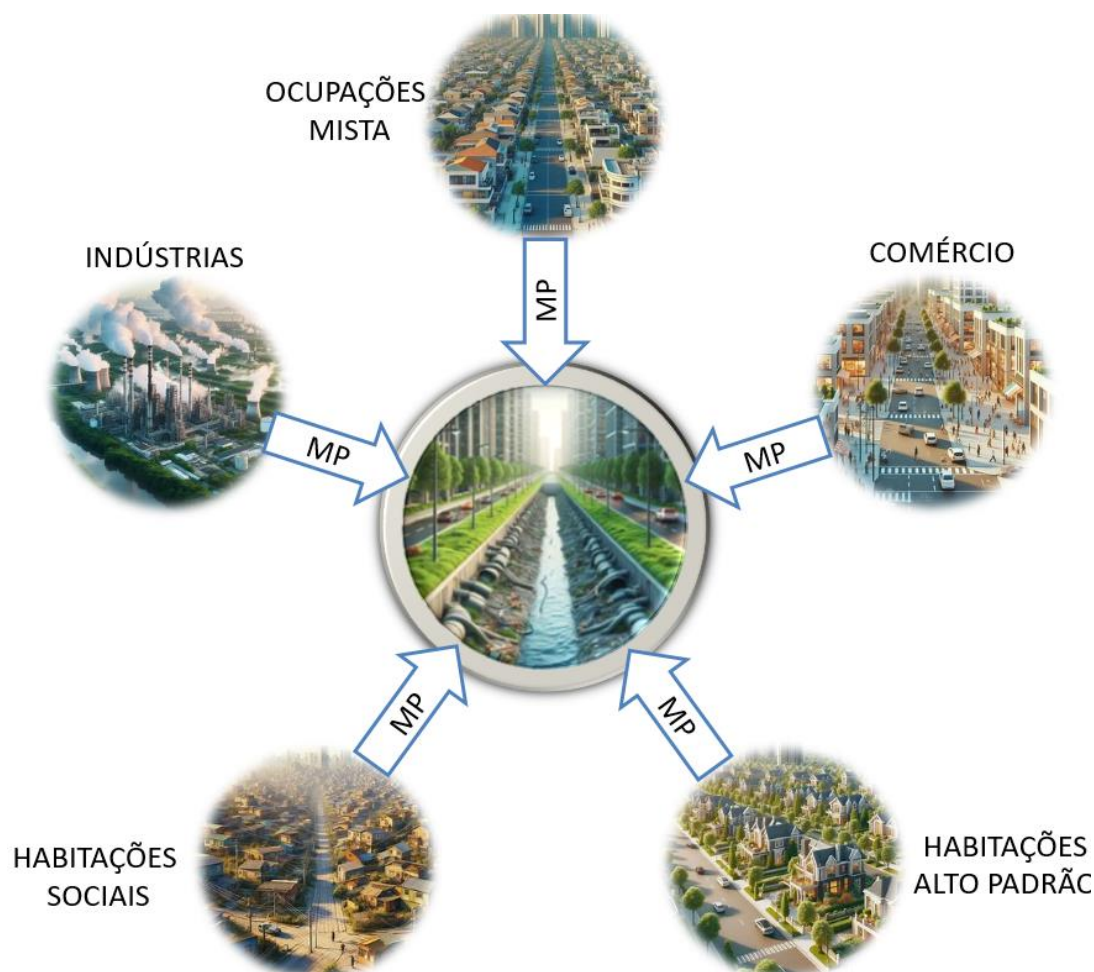
Diversos estudos demonstraram que a abundância, a distribuição e a origem dos microplásticos podem ser influenciadas pela geologia, pelas características hidrológicas, pelos tipos de uso do solo e pelo entorno (GRBIĆ *et al.*, 2020; JIAO *et al.*, 2022; LETERME *et al.*, 2023). Portanto, o estudo da distribuição espacial e temporal dos microplásticos poderia fornecer informações mais completas sobre a poluição por microplásticos, o estudo da distribuição espacial e abundância de microplásticos pode revelar as diferenças na carga em vários locais de amostragem conforme a ocupação do solo nos ambientes urbanos (QIAN *et al.*, 2023).

O uso da terra tem sido considerado um indicador significativo das fontes de poluição do ar e da água, como nutrientes e metais pesados (CAMARA; JAMIL; ABDULLAH, 2019; XUE *et al.*, 2022), e isso também pode se aplicar aos MPs (SUN *et al.*, 2019; XUE *et al.*, 2022). A quantificação e a caracterização dos MPs em escoamentos de águas pluviais podem fornecer informações valiosas sobre as fontes de emissão e a influência humana no ambiente de captação em áreas urbanas. Estudos recentes têm analisado e comparado relações quali-quantitativas de microplásticos em diferentes tipos de ocupação e uso do solo (XUE *et al.*, 2023).

A ocupação das áreas urbanas tem sido considerada um importante indicador das fontes de poluição do ar e da água (XUE *et al.*, 2023), e isso também se aplica aos microplásticos (SUN *et al.*, 2019; XUE *et al.*, 2023). A indústria e o comércio têm sido apontados como os principais responsáveis pelos microplásticos detectados em

escoamentos pluviais urbanos (SUN *et al.*, 2019; XUE *et al.*, 2023). As regiões com aglomerações urbanas, formadas por indústrias, comércio e habitações (Figura 2), que são bacias hidrográficas de determinada escala abrangendo um gradiente de uso do solo, experimenta considerável impacto antropogênico e tem sido reconhecida como um dos principais foco de poluição por microplásticos (DRIS *et al.*, 2015; FANG; YU, 2017).

Figura 2: Influência do uso do solo como fonte de MPs no ambiente urbano



Fonte: Autor (2024)

As origens e trajetórias desses microplásticos estão fortemente vinculadas ao uso do solo e à densidade populacional - Figura 2. Eles são gerados a partir de diversas fontes, como produtos de higiene pessoal, lavagem de roupas e descarte ilegal de resíduos (ZHOU *et al.*, 2023). Portanto, a infraestrutura urbana é um local provável para

o acúmulo de contaminantes transportados pelo ar até sua liberação mediada pela água da chuva (GUSTAFSSON *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2014; VOGELSANG *et al.*, 2020).

Essas partículas entram no meio ambiente de várias maneiras, com preocupações sobre seu impacto ecológico (PRAVEENA; SHAMSUL ARIFFIN; NAFISYAH, 2022), uma vez que a entrada de águas pluviais urbanas atua como um elo na migração de MPs, informações suficientes sobre MPs em sedimentos urbanos são muito importantes para a compreensão da origem da poluição urbana difusa por microplásticos.

As fontes ou caminhos dos microplásticos estão distribuídos de forma desigual entre as regiões altamente ocupadas, que envolvem inúmeras atividades humanas, resultando em considerável heterogeneidade espacial no padrão de poluição dos microplásticos nas bacias hidrográficas das aglomerações urbanas.

Compreender essas influências e como elas estão correlacionadas é essencial para entender melhor a ocorrência e variabilidade dos microplásticos em diferentes ambientes (CHEN *et al.*, 2020), desse modo relacionar as fontes de MPs em vários ambientes de uso da terra que transportados pelo escoamento de águas pluviais é um passo fundamental para evitar a sua entrada em corpos receptoras e comprometer as cadeias dos ecossistemas.

Dentro do ambiente urbano, excluir dos estudos a análise das partículas de desgaste de pneus das ruas e estradas, pode levar a uma subestimação dos microplásticos transportados pelo escoamento de águas pluviais, ainda sim a classificação e distribuição de partículas menores que as consideradas MP ainda são pouco compreendidas entre diferentes usos do solo (PARAMESWARAPPA JAYALAKSHMAMMA *et al.*, 2023).

3.9. Mitigação e tratamento da poluição por microplásticos

A urbanização tem um impacto significativo na qualidade da água dos corpos d'água que recebem escoamento urbano (MIGUNTANNA *et al.*, 2010). Esse escoamento carrega diversos poluentes, incluindo detritos, sólidos em suspensão, nutrientes, substâncias que consomem oxigênio, metais pesados e hidrocarbonetos. Níveis elevados de nutrientes podem causar o crescimento excessivo de algas e outras plantas aquáticas, obstruindo os cursos d'água (ALAM *et al.*, 2018).

As evidências indicam que a poluição difusa durante eventos de chuva pode ser uma via significativa para a contaminação por MPs. Contudo, a quantidade de pesquisas focadas na remoção de MPs de escoamentos pluviais urbanos ainda é limitada (GARCÍA-HABA *et al.*, 2023).

O primeiro passo para mitigar a contaminação e evitar os danos causados por microplásticos é identificar a origem desses poluentes (JIN *et al.*, 2022). As atividades humanas que utilizam plásticos estão predominantemente concentradas nas áreas urbanas (XU *et al.*, 2021), tornando as cidades uma fonte significativa de microplásticos. Consequentemente, as águas urbanas são as primeiras a sofrer os impactos da poluição plástica, um fenômeno que é tanto evidente quanto persistente (HABERSTROH *et al.*, 2021).

A reciclagem e a utilização de resíduos plásticos incluem o desenvolvimento de tecnologias para prevenir e coletar a poluição plástica marinha, como cestos de lavanderia, filtros de água em máquinas de lavar, e filtros para águas pluviais e residuais (SCHMALTZ *et al.*, 2020). Embora a gestão de resíduos tenha melhorado, muitos itens plásticos em áreas urbanas, como mobiliário urbano, tubos e peças de automóveis, ainda podem liberar MPs durante eventos de chuva. (PLASCTICSEUROPE, 2020 ZHONG; LI, 2020).

Para evitar a descarga de MPs no escoamento urbano, os Sistemas Sustentáveis de Drenagem Urbana (SUDS) podem ser uma solução eficaz. Os SUDS são soluções baseadas na natureza para o gerenciamento sustentável das águas pluviais urbanas, melhorando a qualidade da água e prevenindo a poluição difusa (GARCÍA-HABA *et al.*, 2023). Eles buscam remediar e restaurar processos hidrológicos naturais anteriores ao desenvolvimento urbano, como armazenamento, evapotranspiração, infiltração e filtração, integrando dispositivos de gerenciamento de escoamento na paisagem urbana (ANDRÉS-DOMÉNECH *et al.*, 2021).

Há uma ampla gama de SUDS disponíveis, incluindo pavimentos permeáveis, faixas de filtro, valas vegetadas, trincheiras de infiltração, sumidouros, jardins de chuva, bacias de retenção e retenção, lagoas de retenção, zonas úmidas construídas, entre outros (WOODS *et al.*, 2015), assim retendo os MPs próximos às fontes geradoras e

evitando o seu deslocamento e transporte até os corpos d'água e sua dispersão no meio ambiente.

O escoamento de águas pluviais carrega diversos contaminantes, como poluentes brutos, que se acumulam nas superfícies e acabam nos corpos d'água próximos. Esses poluentes podem obstruir sistemas de drenagem, bloquear poços de entrada laterais e aumentar a quantidade de poluentes dissolvidos nos corpos d'água receptores. Para mitigar esses problemas, são implementadas melhores práticas de gestão, como separadores de óleo e cascalho, valas gramadas, faixas de filtro vegetadas, lagoas de retenção e inserções de bacias de captação (CBIs).

No entanto, ainda há pouca informação na literatura sobre as características físico-químicas desses poluentes, o que é fundamental para melhorar o design e a eficácia dos SUDS (ALAM *et al.*, 2018), sendo necessário identificar as fontes e vias de entrada dos MPs como primeiro passo para a prevenção e gerenciamento eficiente de seus vazamentos, portanto estudos crescentes têm se concentrado nas vias aquáticas, especialmente em sistemas de drenagem urbana, córregos e rios.

Uma abordagem eficaz para reduzir a poluição das águas pluviais é a implementação de CBIs, que atuam como sistemas para o acúmulo de poluentes e funções de lavagem. A utilização de CBIs permite a mitigação dos impactos ambientais causados pelo escoamento superficial, promovendo a melhoria da qualidade da água e a proteção dos ecossistemas aquáticos (NYREEN; KOIVUSALO; SØRUP, 2024).

Esses dispositivos são instalados nas entradas dos sistemas de drenagem pluvial para filtrar diversos poluentes, como detritos, sólidos, óleo e metais (MORGAN *et al.*, 2005; REMLEY *et al.*, 2005). A grande vantagem dos CBIs é que eles removem os poluentes na fonte ou próximo a ela, evitando que a contaminação se espalhe para áreas mais distantes. Além disso, essas inserções podem ser integradas à infraestrutura urbana já existente, o que ajuda a reduzir os custos de instalação (LAU; KHAN; STENSTROM, 2001; REMLEY *et al.*, 2005).

Para avaliar a qualidade da água de forma eficaz utilizando um modelo, é essencial definir funções específicas para cada tipo de uso do solo presente na bacia hidrográfica analisada (BUTCHER, 2003). As concentrações de poluentes são geralmente medidas a partir da descarga que drena uma área maior, o que torna desafiador determinar funções

específicas para cada uso do solo. Contudo, a identificação das fontes de poluição é essencial para a implementação de medidas eficazes de controle da qualidade das águas pluviais, visando a mitigação dos impactos ambientais e a proteção dos recursos hídricos. (MÜLLER *et al.*, 2020).

Neste contexto, os valores de sistemas de monitoramento e controle (EMCs) encontrados na literatura, que caracterizam diferentes usos do solo, podem ser utilizados como uma estimativa para avaliar a qualidade das águas. A adoção desses valores permite a aplicação de modelos preditivos e a implementação de práticas de gestão ambiental, visando a mitigação dos impactos da poluição hídrica e a proteção dos recursos aquáticos. (BRUDLER *et al.*, 2019; JÄRVELÄINEN; SILLANPÄÄ; KOIVUSALO, 2017).

Muitas vezes, é possível encontrar diversos valores de EMCs na literatura para condições e usos de solo semelhantes, embora os parâmetros de acumulação e lavagem para diferentes usos do solo possam ser escassos (ALAM *et al.*, 2018). Tuomela *et al.* (2019) observaram que as cargas poluentes simuladas utilizando EMCs tendem a ser superiores às cargas medidas, o que adiciona uma incerteza à modelagem da qualidade das águas pluviais. Esse fenômeno pode ocorrer devido à diluição da carga poluidora, especialmente durante as maiores chuvas evidenciada pelo fenômeno da primeira carga de lavagem (PCL) (DE SOUZA *et al.*, 2022).

Outra forma de remoção de MPs das águas residuárias é o processo de coagulação-floculação-sedimentação (CFS) são essenciais para a remoção de partículas no tratamento convencional de água potável (CRITTENDEN *et al.*, 2012). Pesquisas anteriores que analisaram as concentrações de microplásticos antes e depois dos processos unitários em grandes estações de tratamento de água potável (ETAPs) indicam que o CFS pode eliminar até 71% dos microplásticos detectáveis (CHERNIAK *et al.*, 2022; DALMAU-SOLER *et al.*, 2021). Pivokonský *et al.* (2020) afirmam que a forma e o tamanho dos microplásticos não afetam sua remoção.

Por outro lado, Wang *et al.* (2020) observaram uma remoção quase total de microplásticos maiores que 10 µm, enquanto partículas menores foram removidas com menos eficiência (28,3–47,5%). As diferenças entre esses estudos sobre o impacto das características dos microplásticos na remoção podem ser atribuídas a variação nas

condições operacionais, qualidade da água, métodos de amostragem e limites de detecção. Portanto, são necessários estudos laboratoriais com microplásticos representativos em condições controladas para avaliar adequadamente a remoção durante o processo de CFS (AWAN *et al.*, 2023).

4. MATERIAIS E MÉTODO

4.1. Área de estudo

4.1.1. Características município de Bauru

Devido à diversidade socioeconômica o estudo foi desenvolvido no município de Bauru, localizado no centro oeste do estado de São Paulo - Figura 3, latitude 22°18'54" S e longitude 49°03'39" O, com área territorial de 667,684 km², população de 391.740 habitantes e densidade demográfica de 567,85 hab./km² (IBGE, 2024).

Figura 3: Localização da área de estudo – município de Bauru-SP

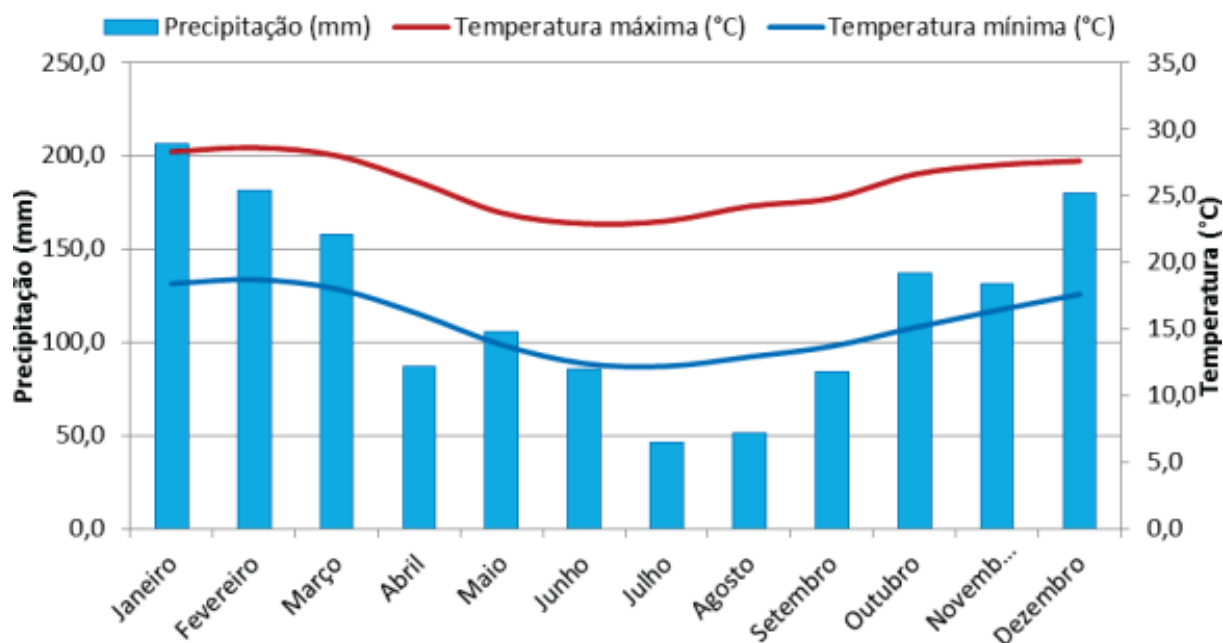


Fonte: Autor (2024)

O município de Bauru é caracterizado por possuir clima tropical de altitude (Cwa), com inverno seco e ameno e verão chuvoso com temperaturas moderadamente altas (classificação sistema Köppen) - Figura 4, com precipitações máximas em janeiro e mínimas entre julho e agosto. A temperatura média atinge 26,3°C em janeiro e 19,0°C em julho, oscilando entre 20,5°C a 32,2°C, e 12,9°C a 24,9°C nesses dois meses (Bauru, 2024).

A geologia do solo no Município é de afloramento Pré-cambriano e Arenito Bauru, e sua vegetação composta por cerrado e a mata atlântica (Bauru, 2024). A granulometria do solo nesta região é caracterizada por uma alta proporção de areia fina, com presença significativa de argila e uma menor quantidade de silte. Este tipo de solo apresenta uma estrutura macroporosa, o que contribui para sua desagregação e colapsibilidade (AGNELLI; ALBIERO, 1997), com maior formação de sedimentos durante as chuvas.

Figura 4: Climatologia de Bauru



Fonte: INMET (2015)

Atualmente, a economia do município de Bauru-SP caracteriza-se, sobretudo, por atividades do Setor Terciário (comércio e serviços). O número de unidades locais desse setor representa 90,9% do total, seguido por 8,9% de unidades do Setor Secundário, relativo às indústrias, e apenas 0,2% do Setor Primário, que se refere à agricultura, à

pecuária e à pesca. Com relação ao Setor Secundário, Bauru-SP apresenta um parque industrial bastante diversificado, com destaque para indústrias alimentícias e sucroalcooleiras, ligadas ao potencial agrícola da região. Empresas da região exportam produtos variados, como cadernos, plásticos, cintos, bolsas, máquinas, sucos e carne bovina processada (IBGE, 2024).

A área urbana é 27,08% de seu território, com densidade de 21 pessoas/ha, sendo que 100% de suas vias urbanas são pavimentadas, com taxa de cobertura de vias públicas com redes ou canais de drenagem, na área urbana é de 19,4% (SNIS, 2024).

4.1.2. Local das amostras

No estudo de caso específico, foram analisadas amostras de sedimentos, abrangendo cinco modelos diferentes de ocupação urbana, as regiões foram divididas conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1: Características e localização das ocupações do estudo

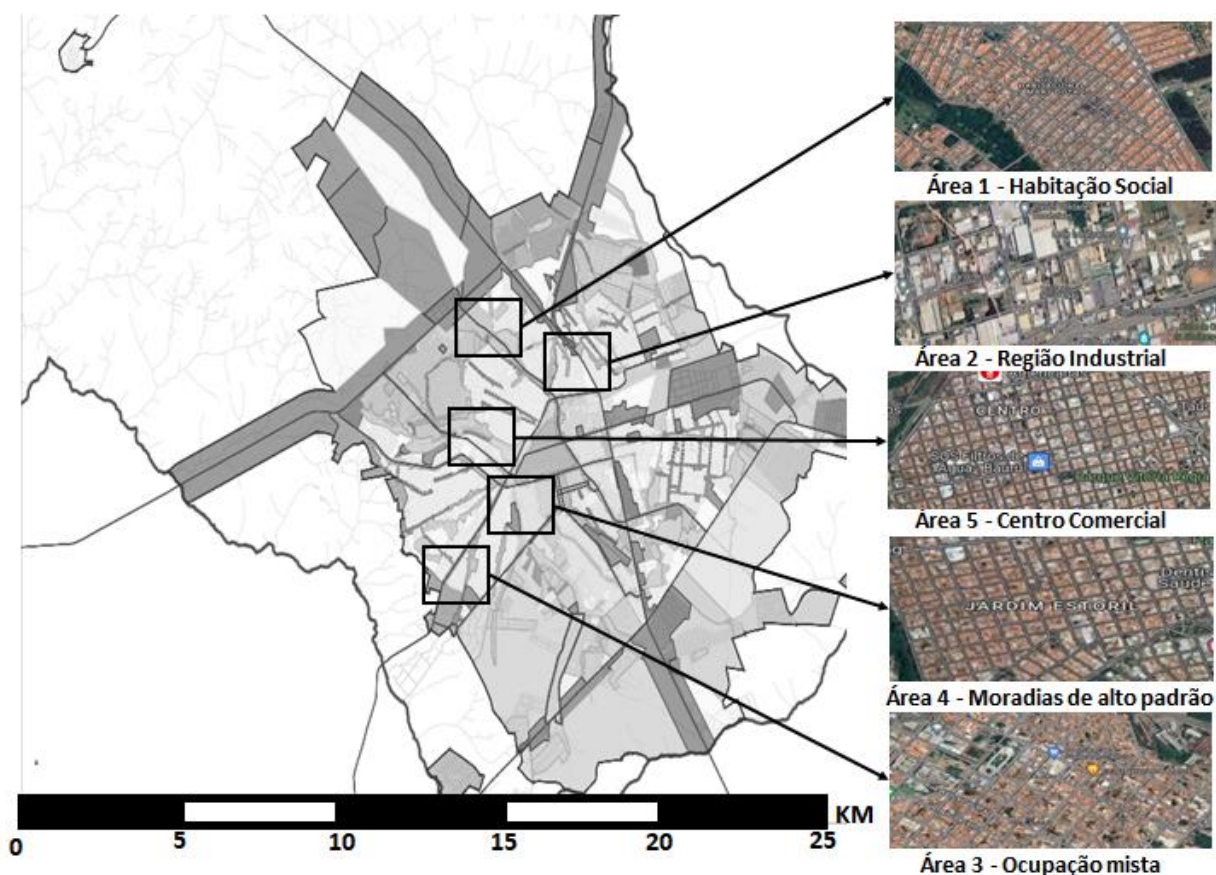
Número da Área	Número da Amostra	Tipologia das regiões de interesse da pesquisa	Coordenadas Geográficas	Área drenada pelas bocas de lobo (m ²)
1	1	Habitação de Interesse Social	-22.293105, -49.037858	11.740
	2		-22.292711, -49.038067	11.640
	3		-22.294610, -49.039486	14.950
2	4	Região Industrial	-22.306253, -49.034189	16.848
	5		-22.308893, -49.030247	55.945
	6		-22.312660, -49.030835	42.675
3	7	Bairro ocupação mista	-22.329165, -49.084147	14.300
	8		-22.323563, -49.091725	10.680
	9		-22.328422, -49.090573	17.650
4	10	Bairro com residências de alto padrão	-22.344696, -49.070045	16.220
	11		-22.342817, -49.075784	10.570
	12		-22.339840, -49.071969	15.180
5	13	Centro comercial e de serviços	-22.319002, -49.074121	9.546
	14		-22.324159, -49.072502	3.101
	15		-22.320238, -49.070748	8.839

Fonte: Autor (2024)

Todas as áreas definidas para as coletas de amostras possuem infraestrutura urbana com: redes de abastecimento de água, coleta de esgotos, guias e sarjetas, pavimentação, boca-de-lobo, poços de visitas, caixas de conexão e rede de micro drenagem.

A escolha das áreas de estudo baseou-se na diversidade das características das formas de ocupação da área urbana de Bauru, que abrange diversas camadas sociais e atividades econômicas variadas. Com uma forte veia urbanística e alta densidade populacional na zona urbana, Bauru se apresenta como uma localidade propícia para a obtenção das amostras, devido aos diferentes modelos de ocupação urbana - Figura 5.

Figura 5: Distribuição das áreas no mapa de Bauru-SP



Fonte: Adaptado da Prefeitura Municipal de Bauru (2024)

A localidade formada pela área n°1 é caracterizada por habitações de interesse social, desenvolvidas por programas governamentais destinados à população de baixa

renda. As residências, inicialmente construídas com 60 m², estão situadas em lotes de até 200 m². Esta área apresenta uma alta densidade demográfica, refletindo a significativa concentração populacional em um espaço relativamente limitado.

A área 2, estruturada como um distrito industrial, é predominantemente composta por empresas de pequeno e médio porte, operando nos setores metalúrgico, químico, alimentício e têxtil, apresenta pouca arborização e suas vias de acesso são adequadas para o transporte de mercadorias e serviços de apoio logístico, facilitando o trânsito de veículos.

A área 3 é constituída por um bairro antigo predominantemente residencial, possui pequenos e diversos estabelecimentos comerciais, incluindo lojas, farmácias, padarias e restaurantes. A região habitacional da área 4 é caracterizada por um bairro de residências de alto padrão, onde as construções são bem espaçadas entre si, apresentando baixa densidade demográfica, o bairro é marcado pela presença de praças e ruas bem arborizadas.

A região composta pela área 5, localizada na zona central do município, abriga uma grande variedade de estabelecimentos comerciais, incluindo lojas de roupas, calçados, eletrônicos e artigos para o lar. Além disso, oferece uma ampla gama de serviços, como bancos, correios, escritórios, restaurantes e bares, o fluxo de pessoas é intenso, bem como tráfego de veículos particulares e transporte público.

4.1.3. Procedimento de coleta das amostras

As amostras de sedimentos foram coletadas na área interna das bocas de lobo localizadas na rede de drenagem urbana - Figura 6, escolhidas estrategicamente em ruas e avenidas distintas dentro de cada área de interesse. A escolha das bocas de lobo como pontos de coleta se justifica por serem locais de acumulação de sedimentos carreados pelo escoamento superficial, representando uma interface entre as superfícies urbanas e o sistema de drenagem. Buscou-se selecionar bocas de lobo com áreas de drenagem que não se sobrepusessem para garantir a independência das amostras.

Nas áreas analisadas, não há registros disponíveis sobre a frequência da varrição das ruas. Entretanto, a coleta de resíduos orgânicos ocorre três vezes por semana, enquanto a seletiva de recicláveis é realizada semanalmente. Na área 5, de perfil

comercial, ambas as coletas ocorrem diariamente, exceto aos domingos. A gestão dos resíduos é realizada por um órgão municipal. (EMDURB, 2025).

Estudos indicam que a varrição de ruas não é eficaz na remoção de partículas de pequeno tamanho, como as classificadas em MPs, pois pesquisas que analisaram a eficiência da varrição na remoção de partículas e sedimentos em ruas e estradas confirmam que, mesmo com a utilização de equipamentos e máquinas de varrição, a tendência é a remoção principalmente das frações mais grossas, deixando as partículas finas incrustadas na superfície. Por exemplo, Vaze (2002) destacou que a varrição pode liberar material fino, deixando sedimentos disponíveis para a próxima chuva, aumentando a quantidade de poluentes.

German e Svensson (2002) confirmaram que a varrição é mais eficaz na remoção de sedimentos grossos, deixando os sedimentos remanescentes mais finos e difíceis de serem removidos. Järnskog (2022) demonstrou que a varrição coleta grandes quantidades de poeira e TWP, mas não reduz a concentração de MPs na superfície de locais pavimentados. Gustafsson *et al.* (2023) investigaram a limpeza de ruas e compararam duas máquinas de limpeza (escovas e aspirador) como métodos para reduzir emissões de partículas, e observaram que mesmo com os equipamentos a limpeza se concentra nas frações mais grossas, enquanto as frações mais finas permanecem na via.

A ausência de registros sobre a frequência da varrição nas áreas analisadas dificulta a avaliação da eficácia desse serviço na remoção de MPs. Embora a coleta de resíduos ocorra regularmente, os estudos citados indicam que a varrição, mesmo com o uso de equipamentos específicos, tende a remover apenas partículas mais grossas, deixando as frações finas incrustadas na superfície. Isso sugere que, mesmo em áreas com gestão ativa de resíduos, como a área 5, a presença de MPs pode persistir, especialmente após eventos de chuva, devido à limitada capacidade da varrição em eliminar esses poluentes.

A área drenada por cada ponto de coleta foi obtida a partir da topografia e apresentada na Tabela 1.

Figura 6: Locais da retirada das amostras



Boca-de-lobo – Amostra 2



Boca-de-lobo – Amostra 7



Boca-de-lobo – Amostra 11



Boca-de-lobo – Amostra 14

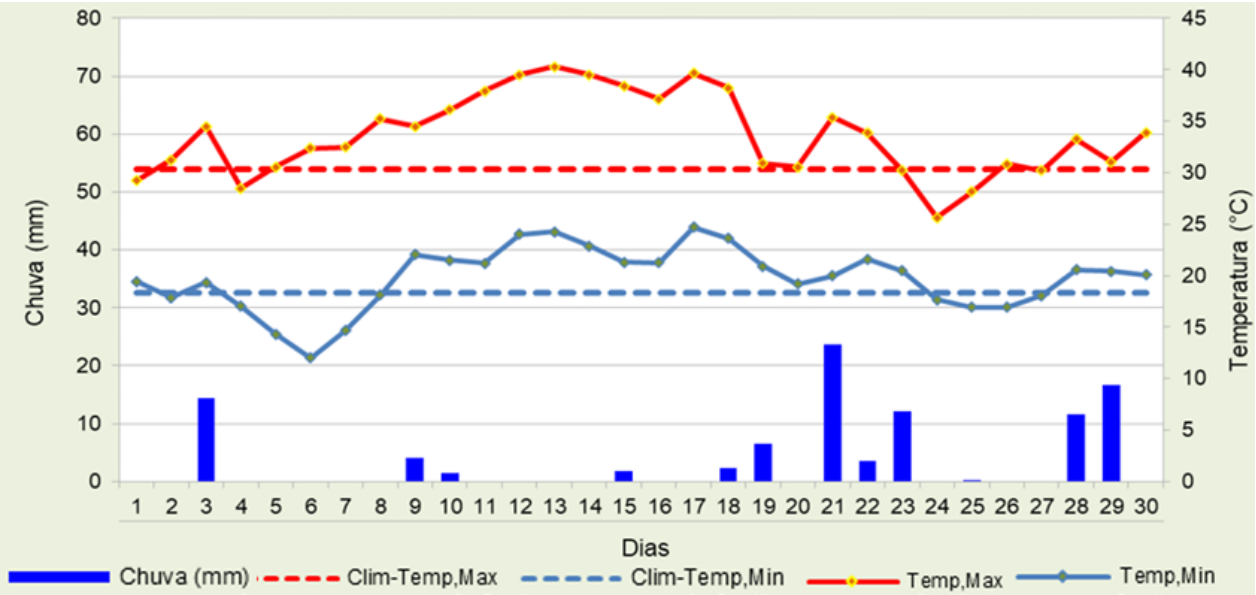
Fonte: Autor (2024)

Foram coletadas três amostras em pontos diferentes de cada modelo de ocupação urbana das regiões selecionadas para o estudo - Figura 5, a quantidade mínima de sedimento por amostra variou entre 0,5 kg até 1,0 kg por ponto de coleta, sendo utilizados 30 g para os ensaios de quantificação e caracterização e 500 g para análise granulométrica.

As amostras dos sedimentos foram todas coletadas no mesmo dia (07 de dezembro de 2023), junto a depósitos nas bocas de lobo, com um intervalo de 8 dias e 9 dias após último evento de chuvas significativas – 12mm e 18mm - Figura 7 e Figura 8. Para garantir a integridade das amostras e evitar contaminações cruzadas, foram

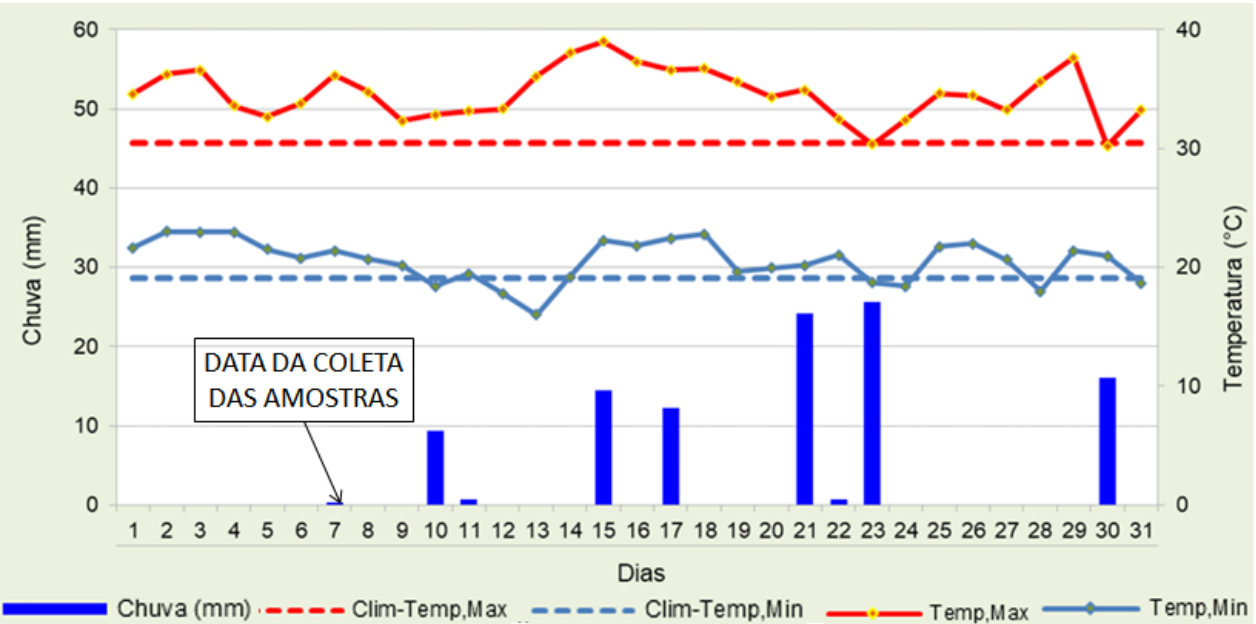
utilizados utensílios não plásticos, como pazinhas metálicas, vassoura com cerdas naturais e escova de pelo.

Figura 7: Chuvas e temperatura diária de Bauru em novembro/2023



Fonte: IPMET (2024)

Figura 8: Chuvas e temperatura diária de Bauru em dezembro/2023



Fonte: Adaptado de IPMET (2024)

O armazenamento dos materiais seguiu os procedimentos descritos por Rani *et al* (2023), sendo armazenados em local isento de umidade, recipientes estéreis apropriados, garantindo a manutenção de suas características até a realização das análises no laboratório de hidráulica e saneamento da UNESP - Bauru onde foi realizada a homogeneização, separação, quantificação e qualificação dos microplásticos.

4.2. Tratamento e separação em laboratório

4.2.1. Metodologia de separação dos microplásticos utilizada

A maioria dos plásticos (PVC, PET, PP, PE, PS) possuem densidades que variam entre 0,8 e 1,4 g·cm³, sendo significativamente menores que a densidade dos sedimentos (NIU; WANG; XIA, 2023). Por isso, o método de separação por densidade é frequentemente utilizado para dissociar microplásticos da matriz ambiental, com emprego de soluções saturadas de cloreto de sódio (NaCl) ou cloreto de zinco (ZnCl₂) como agentes de flutuação (LI *et al.*, 2020; NUELLE *et al.*, 2014).

Nesta pesquisa a metodologia foi adaptada e adequada a partir de Goelher *et al.* (2022) conforme fluxo ilustrado na Figura 9. No laboratório de hidráulica e saneamento da UNESP - Bauru, as amostras foram inicialmente submetidas a um processo de desagregação dos torrões e homogeneização com espátula de porcelana. A elevada quantidade de sedimentos coletados em relação às frações utilizadas nos experimentos (30g) e a baixa presença de materiais orgânicos tornaram desnecessária a digestão das amostras, permitindo a separação manual por inspeção visual de folhas, galhos e outros compostos orgânicos.

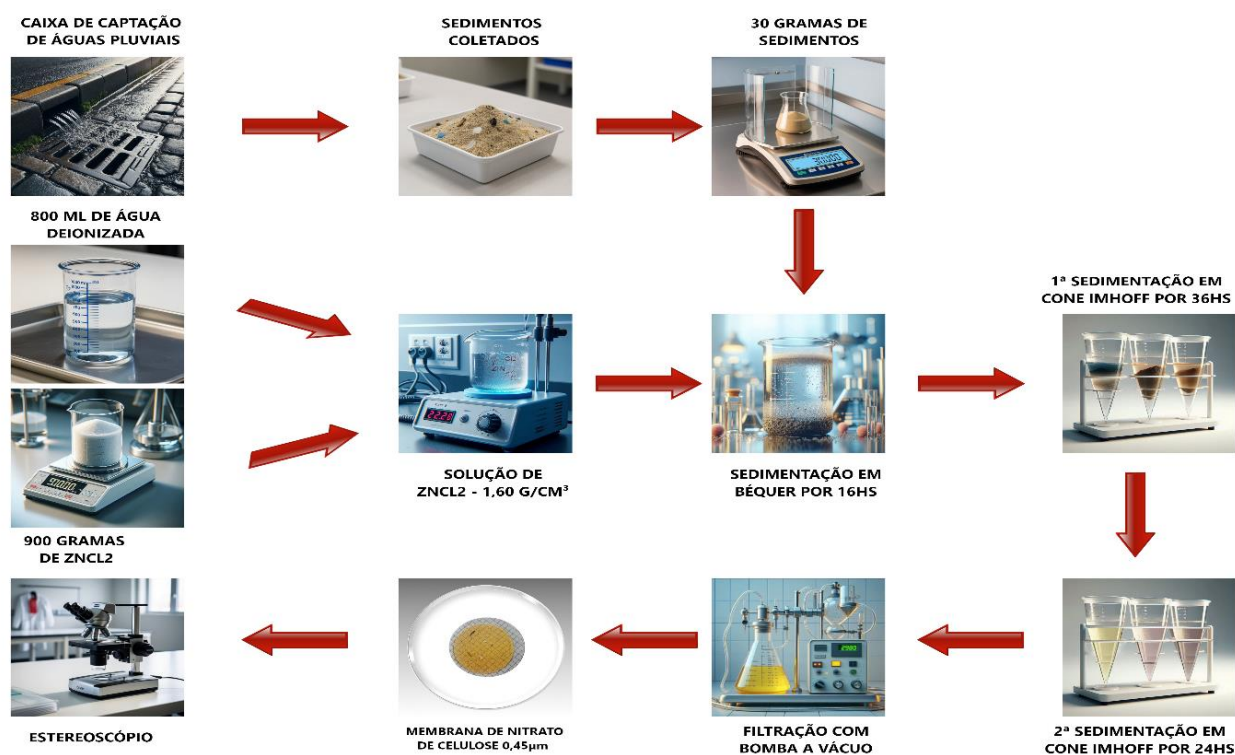
Os equipamentos laboratoriais utilizados no experimento em laboratório foram: agitador magnético, balão volumétrico de 1.000 ml, bomba a vácuo, barra magnética, béqueres de 500 ml e de 1.000 ml, membrana nitrato de celulose 0,45μ, cone de decantação de 1.000 ml, espátula de porcelana, lupa eletrônica, pinça de barra magnética, pisseta, sistema de filtração a vácuo, suporte de cone de decantação e placa de petri.

Em uma balança analítica de precisão (0,0001 g), as amostras foram separadas em porções de 30g e transferidas para um béquer de 500 ml e adicionados 300 ml de solução de cloreto de zinco (marca êxodo científica) com densidade de 1,6g/cm³. Com o

uso de um bastão de vidro, misturado rigorosamente realizando a homogeneização do sedimento e a solução, com a mistura em repouso por um período de 16 horas.

Posteriormente, a sedimentação dos sólidos foi realizada em mais duas etapas, com durações de 36 horas e 24 horas, respectivamente. As amostras, separadas em porções de 30 g, permaneceram na solução salina em cone Imhoff para a sedimentação dos sólidos, enquanto os microplásticos por sua densidade ficaram sobrenadantes. A etapa subsequente envolveu a filtração o vácuo da camada superficial por meio de membranas de nitrato de celulose, visando a retenção dos MPs > 0,45 µm, que foram armazenados em uma placa de Petri em vidro devidamente tampado.

Figura 9: Fluxo para separação dos microplásticos em laboratório



Fonte: Autor (2024)

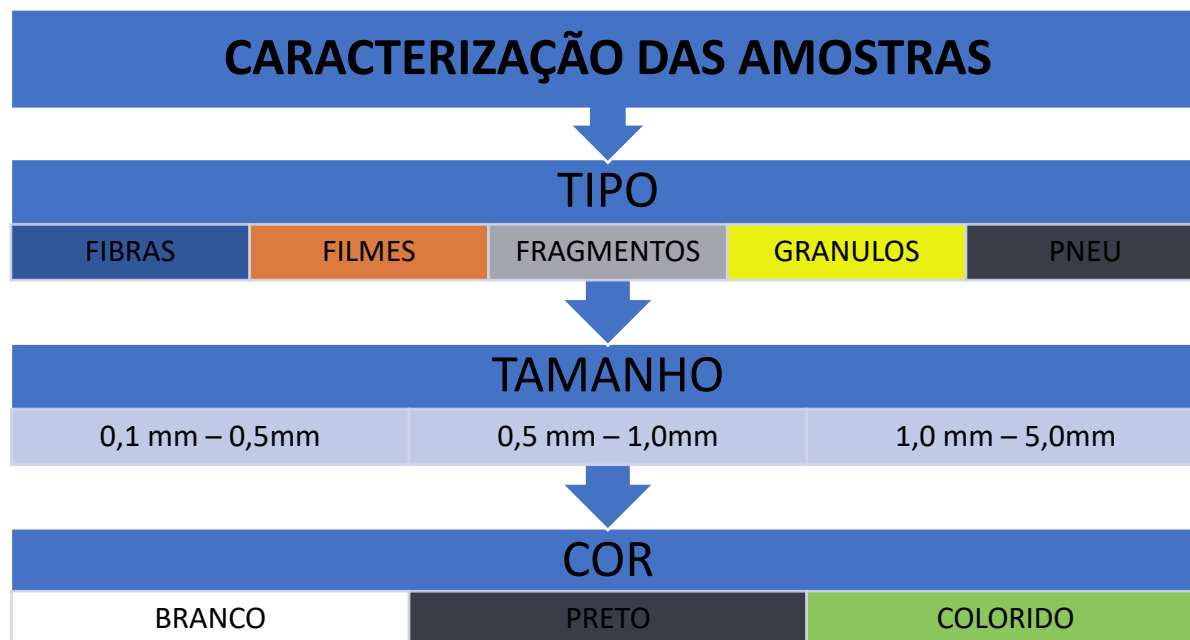
4.2.2. Contagem e caracterização dos MPs

Após a separação, os MPs foram contados e caracterizados visualmente, com um microscópio estéreo (Marca DIGILAB DI-152T), e câmera integrada (HDMI full HD 4k de 48 megapixels). Os MPs foram identificados conforme critério proposto por Rani (2023) – Figura 10 e divididos em categorias conforme seu tipo (fibras, filmes, fragmentos,

grânulos/pellets e pneus), tamanho (0,1 mm a 0,5 mm; 0,5 mm a 1,0 mm e 1,0 mm a 5,0 mm) e cor (preto, branco/transparente e colorido) (PIÑON-COLIN *et al.*, 2020).

A unidade de cálculo para os MPs contabilizados nas amostras foi o número de MPs por quilograma de sedimento (unidades/kg), como colocado por Niu; Wang; Xia (2023).

Figura 10: Fluxo de separação de microplásticos em estereoscópio



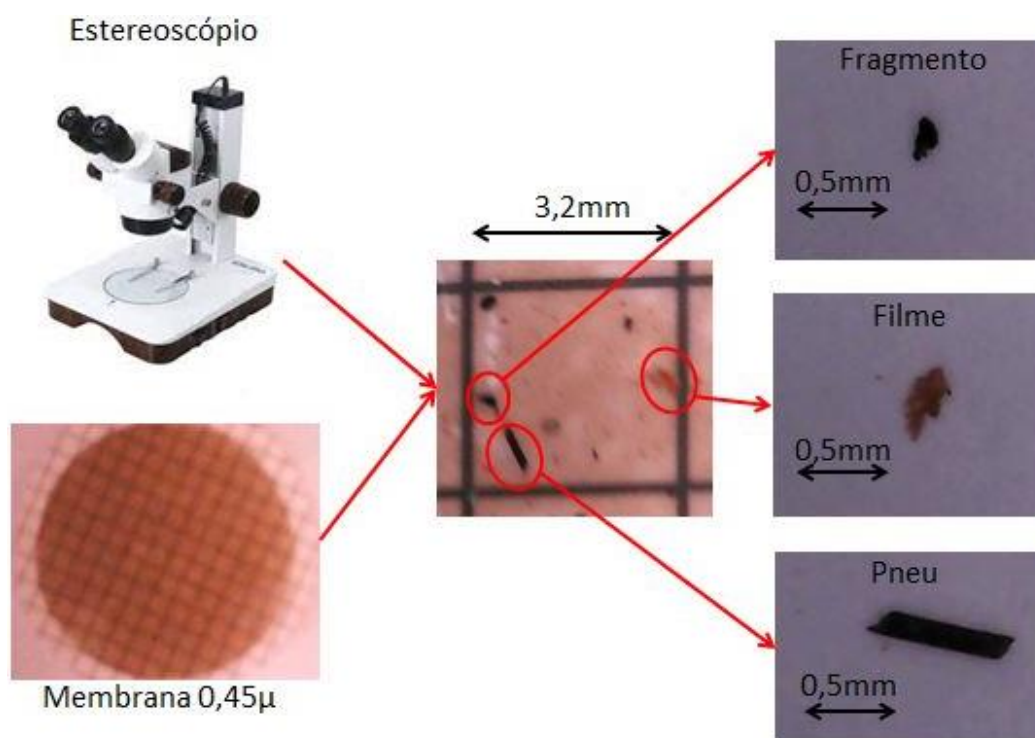
Fonte: Autor (2024)

A análise visual, mesmo com suas limitações, ainda é o método mais utilizado nas pesquisas, pois não necessita de equipamentos sofisticados e, quando realizada com critérios, obtém resultados próximos aos alcançados por técnicas mais tecnológicas. No entanto, apresenta limitações significativas quanto à precisão na identificação dos polímeros, uma vez que depende da observação subjetiva e não permite a distinção inequívoca entre diferentes tipos de materiais sintéticos. Caso técnicas analíticas mais avançadas, como espectrometria de massa, espectroscopia no infravermelho ou Raman, estivessem disponíveis, seria possível obter uma caracterização química detalhada e confiável dos microplásticos. Além disso, métodos cromatográficos permitiriam quantificar e identificar qualitativamente os polímeros presentes, superando as restrições impostas pela análise visual.

Conforme ilustrado na Figura 11, os diferentes tipos de partículas foram classificados visualmente com base em suas características morfológicas e físicas observadas. As fibras foram identificadas como estruturas alongadas, delgadas e flexíveis, geralmente com aspecto filamentososo. Os fragmentos, por sua vez, foram caracterizados como partículas de formato irregular, sem geometria definida, com bordas angulosas ou arredondadas, dependendo do grau de degradação.

Os filmes foram identificados como materiais finos, planos e flexíveis, frequentemente transparentes ou translúcidos, com espessura reduzida. Os grânulos ou pellets foram observados como pequenas esferas ou cilindros uniformes, geralmente com superfície lisa e coloração variada. Por fim, as partículas de desgaste de pneus (TWP – Tire Wear Particles) foram reconhecidas como fragmentos de coloração escura, com morfologia irregular e textura característica de borracha desgastada.

Figura 11: Ampliação das imagens da membrana em estereoscópio



Fonte: Autor (2024)

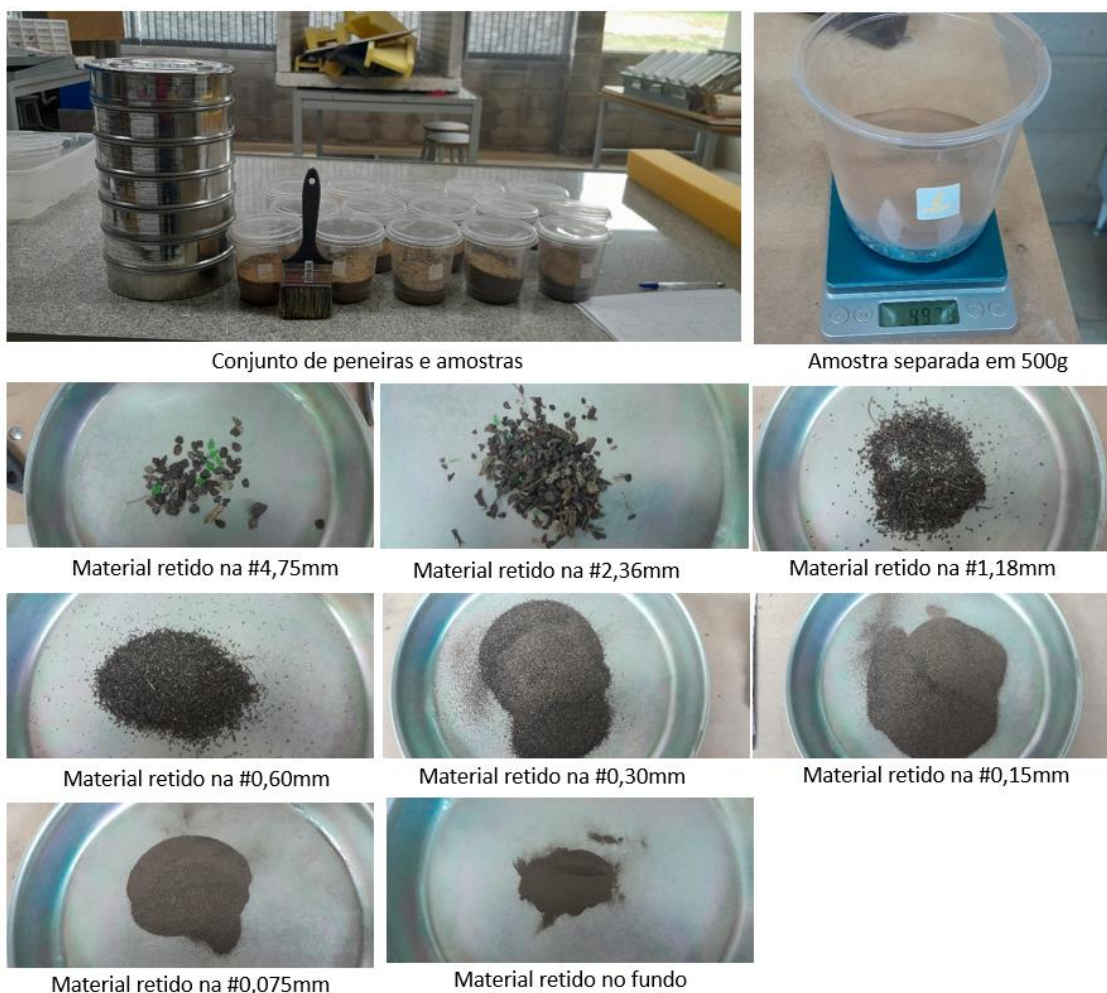
As unidades absolutas (tipo, tamanho e cor) de MPs obtidas na contagem nas membranas das amostras, foram multiplicadas por 1.000g / 30g (33,33 vezes), obtendo o número por quilograma de sedimento (unidades/kg), conforme Niu; Wang; Xia (2023).

4.2.3. Análise granulométrica dos sedimentos

Com o propósito de verificar se existem entre as amostras coletadas, uma discrepância entre os tipos de sedimentos que possa alterar significativamente a retenção e abrasão de MPs nas diversas regiões de coleta, procedeu-se à análise granulométrica do solo, ensaio que consiste na determinação do tamanho das partículas presentes no solo.

Os ensaios foram realizados segundo a norma NBR 7181/2016 Solo – Análise Granulométrica (ABNT, 2016), para determinar a distribuição das partículas de diferentes tamanhos presentes em todas as amostras de sedimentos - Figura 12, esse processo foi executado por peneiramento simples, recomendado para solos que possuem predominantemente partículas maiores que 0,075 mm.

Figura 12: Ensaio de granulometria



Fonte: Autor (2025)

Inicialmente, foram separadas amostras dos sedimentos em porções de 500 g, destorroadas com auxílio de um almofariz garantindo que não houvesse aglomerados de partículas. Foram utilizadas as peneiras com malhas do tamanho: 4,75 mm, 2,36 mm, 1,18 mm, 0,6 mm, 0,3 mm, 0,15 mm, 0,075 mm e fundo para retenção dos finos - Figura 12.

Após o peneiramento, o material retido em cada peneira foi pesado em uma balança com precisão de 0,1 g, e calculou-se a porcentagem da massa de material que passa por cada peneira. Esses dados foram utilizados para construir a curva granulométrica, que representa a distribuição das partículas de diferentes tamanhos na amostra dos sedimentos.

Os sedimentos foram classificados conforme NBR 6502/2022 – Solos e rochas terminologias (ABNT, 2022).

4.3. Análise estatística dos dados

Após a contagem e classificação dos MPs, os dados obtidos foram organizados em planilhas e representados graficamente para facilitar a visualização e interpretação dos resultados. Para a análise estatística, optou-se pela aplicação da análise de variância (ANOVA), uma técnica amplamente utilizada em estudos científicos para comparar as médias de três ou mais grupos independentes.

A ANOVA permite avaliar se as diferenças observadas entre os grupos são estatisticamente significativas, considerando a variabilidade interna de cada grupo e a variabilidade entre os grupos. Nesse contexto, sua utilização se justifica por ser um método robusto e adequado para investigar se há variações significativas na quantidade e nas características dos MPs entre as diferentes áreas de ocupação do solo analisadas, permitindo apontar a relação de cada área selecionada e sua contribuição de microplásticos acumulados em seus sedimentos. Para essa análise, foram empregados os softwares, Microsoft Excel® e R Core Team®.

Foi elaborado um comparativo das quantidades e características de MPs conforme o modelo de ocupação da terra (unidades/modelo de ocupação urbana). Realizou-se uma análise da predominância dos tipos de MPs encontrados por faixa de tamanho, bem como a apresentação da variação média dos tipos entre os diferentes modelos de ocupação do

solo. Foram comparadas as quantidades por tipo de MPs nas zonas predominantemente habitacionais, além da análise comparativa da quantidade por tipo e cores nas regiões de estudo. Também foi realizada uma avaliação das quantidades de MPs originados do desgaste de pneus (TWP) em relação à área de pavimentação (unidades/m²) e variação de suas diferenças entre as áreas de interesse.

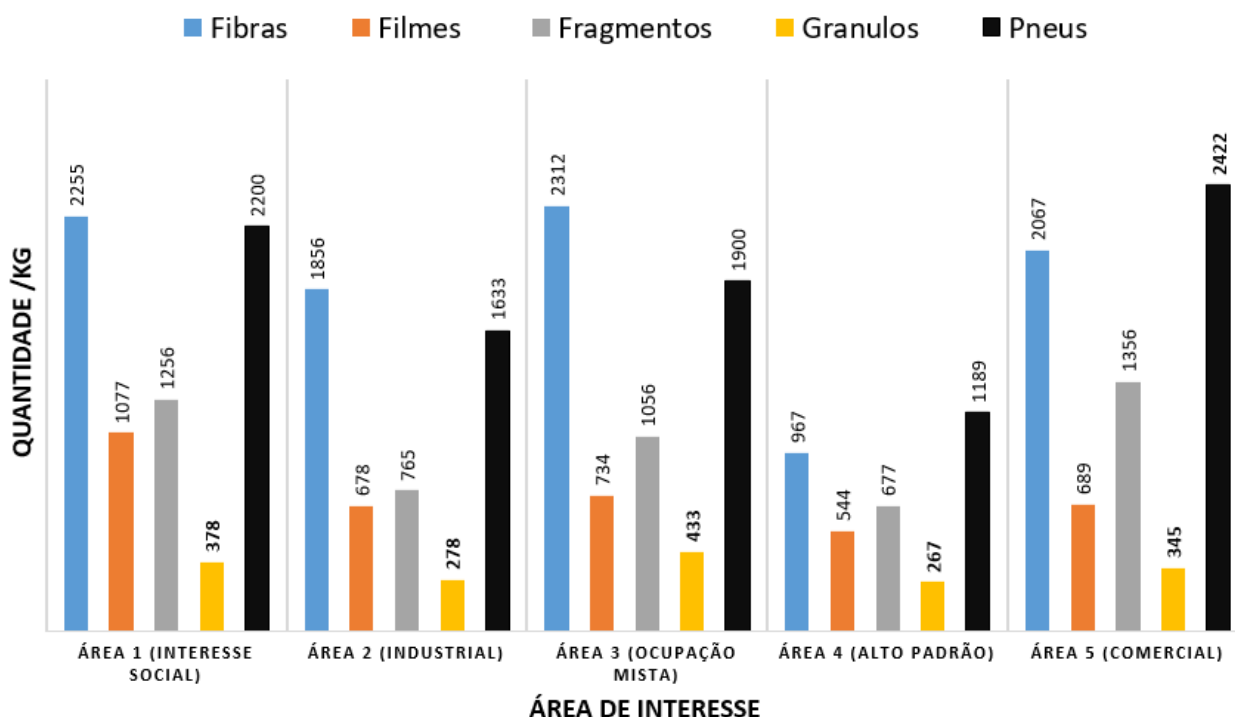
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Distribuição quantitativa e qualitativa dos MPs

A análise quantitativa revelou diferenças na quantidade de MPs acumulados nos sedimentos das bocas de lobo entre as diferentes áreas de ocupação do solo. Essas variações podem estar ligadas a uma série de fatores, incluindo a intensidade do tráfego veicular, os tipos de atividades comerciais e industriais predominantes em cada área, as práticas de descarte de resíduos pela população e as características das superfícies urbanas (permeabilidade, tipo de pavimentação).

A Figura 13 apresenta a contagem média por região dos MPs identificados (unidades/kg), separados por tipo e área de interesse. A média total de MPs nas amostras de sedimentos da área 1 (amostras 1, 2 e 3) foi de 7.166 unidades/kg, desses 31% foram de MPs de fibras, 31% de pneus, 18% de fragmentos, 15% de filmes e 5% de grânulos. O total de MPs da área 2 (amostras 4, 5 e 6) o total de 5.210 unidades/kg, desses 36% foram de MPs de fibras, 31% de pneus, 15% de fragmentos, 13% de filmes e 5% de grânulos.

Figura 13: Distribuição quantitativa média de MPs por tipo e área de Interesse

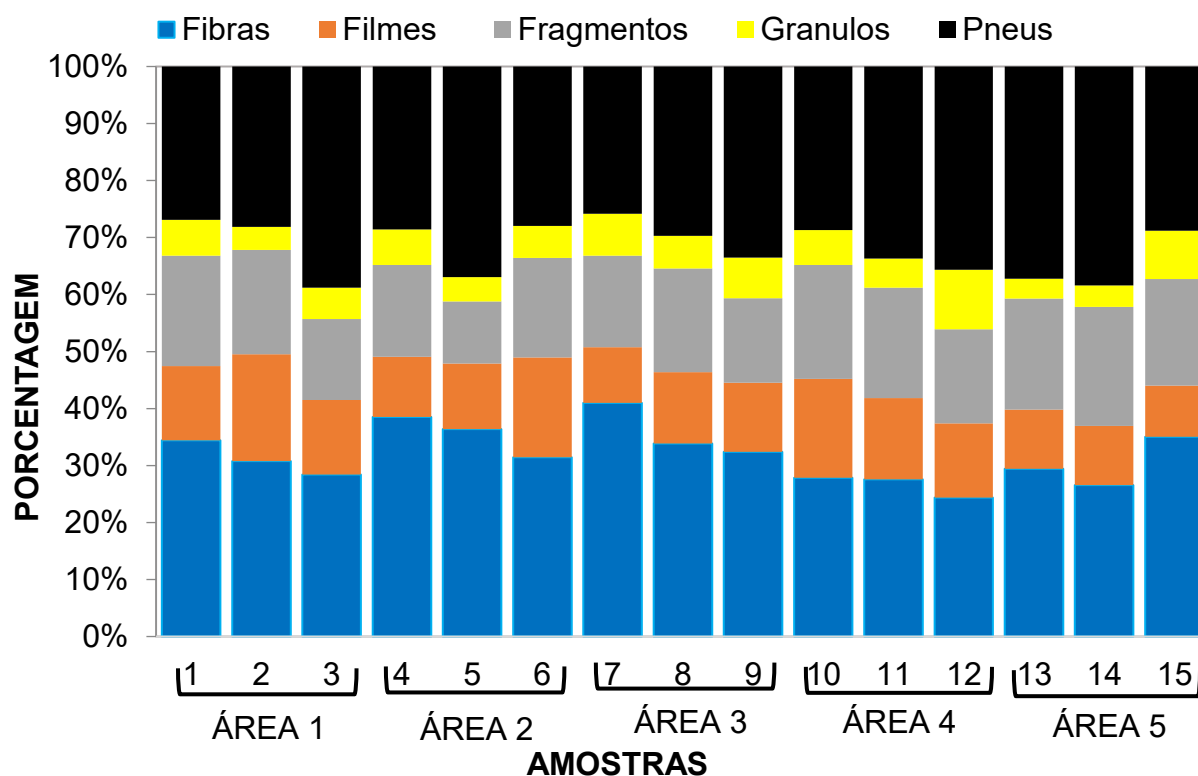


Fonte: Autor (2024)

Na área 3 (amostras 7, 8 e 9) foi identificado o total de 6.435 unidades/kg, desses 36% foram de MPs de fibras, 30% de pneus, 16% de fragmentos, 11% de filmes e 7% de grânulos, e a área 4 (amostras 10, 11 e 12) o total de 3.644 unidades/kg, desses 33% de pneus, 26% foram de MPs de fibras, 19% de fragmentos, 15% de filmes e 7% de grânulos. Nas amostras 13, 14 e 15 referentes a área 5, o total médio foi de 6.879 unidades/kg, desses 35% de pneus, 30% foram de MPs de fibras, 20% de fragmentos, 10% de filmes e 5% de grânulos.

A Figura 14 apresenta a distribuição percentual dos diferentes tipos de microplásticos identificados em todas as amostras coletadas. Observou-se, de forma consistente em todas as amostras analisados, a predominância de fibras e de microplásticos provenientes da abrasão de pneus. Em contrapartida, os grânulos apresentaram participação percentual reduzida em todas as amostras, configurando-se como a menor fração entre os tipos identificados.

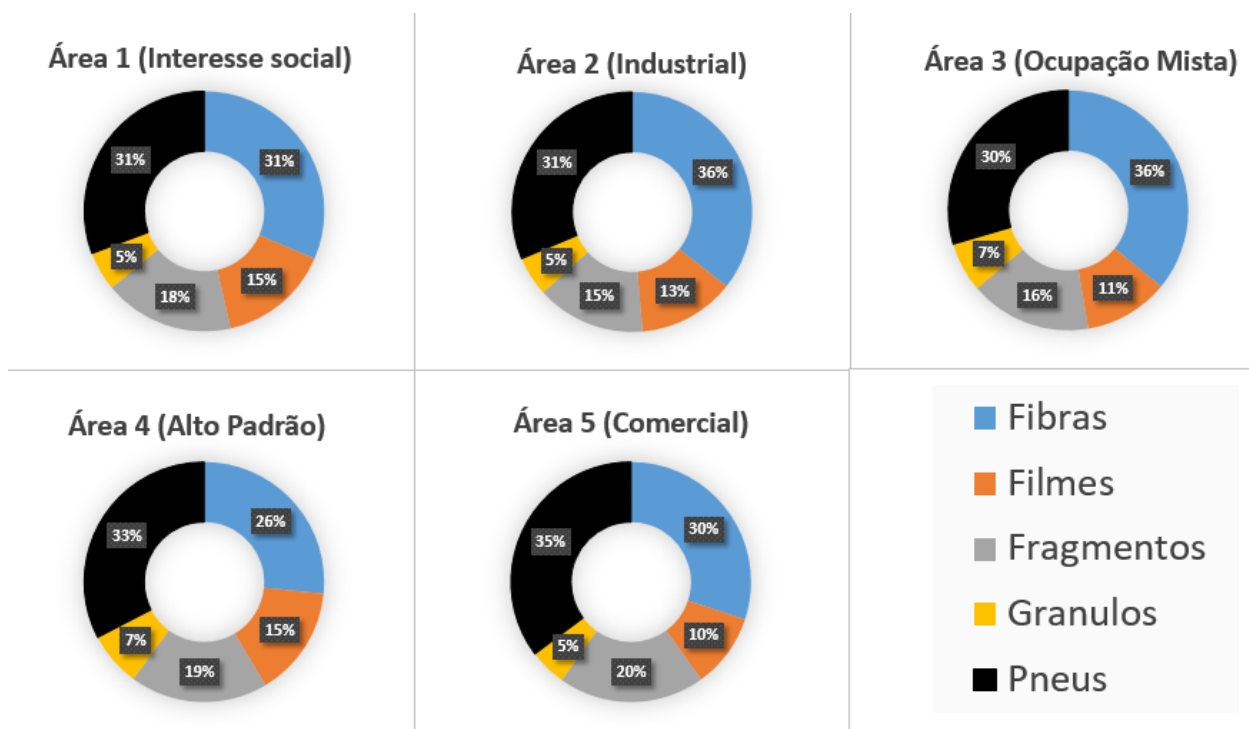
Figura 14: Distribuição percentual de MPs por amostra



Fonte: Autor (2024)

A Figura 15 engloba a contagem média dos MPs identificados (unidades/kg), separados nos tipos e área de interesse e divisão da porcentagem encontrada.

Figura 15: Distribuição Percentual de MPs por tipo e área de interesse



Fonte: Autor (2024)

Embora a área industrial seja caracterizada por processos intensivos de transformação, observou-se que, em comparação com as áreas residenciais (1 e 3) e a área comercial (4), essa região apresentou menor quantidade de fragmentos e filmes plásticos. Essa diferença ocorreu mesmo sob a mesma frequência de coleta seletiva, realizada semanalmente. Uma possível explicação para esse resultado é a existência de programas internos de gerenciamento de resíduos sólidos nas indústrias, que promovem práticas mais eficientes de descarte e reaproveitamento. Tais medidas contribuem para a redução da liberação inadequada desses materiais no ambiente.

Os grânulos plásticos, por sua vez, apresentam características físicas que favorecem sua dispersão no ambiente. Sua morfologia esférica, o diâmetro inferior a 0,5 mm e a baixa massa conferem aos grânulos elevada mobilidade, favorecendo seu transporte pelo vento e pela água da chuva. No entanto, essa mobilidade pode variar

conforme o tipo de polímero e sua massa específica, fatores que influenciam diretamente o comportamento físico das partículas no ambiente. Essa mobilidade dificulta a deposição dos grânulos nos sedimentos superficiais, o que pode justificar sua menor presença nas amostras coletadas. A distribuição relativamente uniforme desses grânulos nas áreas analisadas sugere que, embora sua produção e liberação no ambiente possam ser elevadas, grande parte dessas partículas é transportada pelas dinâmicas ambientais e não permanece retida nos sedimentos.

Outro fator que pode contribuir para a baixa ocorrência de grânulos é sua provável origem em produtos de higiene e limpeza. No município de Bauru, 100% dos imóveis são atendidos por rede de esgoto, conforme dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2024). Isso implica que os resíduos oriundos desses produtos são direcionados ao sistema de tratamento, reduzindo a possibilidade de liberação direta desses microplásticos no solo ou em vias de escoamento superficial. Essa infraestrutura sanitária pode, portanto, atuar como uma barreira à dispersão desse tipo específico de microplástico.

Na área 4, correspondente a residências de alto padrão, o fator socioeconômico parece influenciar a menor incidência de microplásticos de todas as tipologias analisadas. Destaca-se, especialmente, a redução de 42% na presença de fibras em comparação com as demais áreas residenciais. Essa diferença pode estar relacionada à presença de jardins extensos característico das residências de alto padrão, que ocupam grande parte dos terrenos e funcionam como barreiras naturais à dispersão de partículas. As fibras, por sua natureza, tendem a aderir à vegetação rasteira, como gramados, o que pode limitar sua mobilidade.

Além da estrutura física dos imóveis, os hábitos de manutenção e limpeza também contribuem para a contenção da liberação de microplásticos. A presença de trabalhadores domésticos, responsáveis por atividades como varrição, lavagem de roupas e limpeza de filtros de máquinas de lavar, reduz a quantidade de fibras sintéticas que poderiam ser liberadas no ambiente. Esses cuidados cotidianos, aliados à infraestrutura residencial, colaboram para mitigar o espalhamento de microplásticos de origem doméstica, refletindo-se nos resultados observados.

Para análise seguinte, optou-se por excluir os microplásticos do tipo TWP, uma vez que estes são provenientes exclusivamente da abrasão de pneus, constituindo, portanto, uma fonte única de emissão. Considerando-se as demais tipologias de MPs, observou-se, em todas as amostras analisadas, uma sequência quantitativa predominante entre os tipos identificados, evidenciando padrões consistentes de ocorrência: Fibras > Fragmentos > Filmes > Grânulos. Essa sequência sugere possíveis fontes urbanas comuns para esses diferentes tipos de microplásticos – A diferenciação entre grânulos e fragmentos foi realizada com base em critérios morfológicos e dimensionais bem estabelecidos. Os grânulos apresentaram geometria consistentemente esférica, com superfície regular e diâmetro inferior a 0,5 mm, características que indicam sua origem como microplásticos primários, geralmente utilizados como matéria-prima na indústria. Além disso, esses grânulos podem ter origem em processos industriais ou em produtos de cuidado pessoal, como esfoliantes e cremes dentais. Já os fragmentos, embora possam adquirir formas arredondadas devido à abrasão e outros processos de degradação, não apresentam esfericidade perfeita nem uniformidade dimensional. Esses fragmentos são derivados da degradação de plásticos maiores e se manifestam em uma ampla variedade de tamanhos e formas, típicas dos microplásticos secundários.

Os fragmentos podem resultar, por exemplo, da degradação de produtos e embalagens plásticas descartadas inadequadamente, o que contribui para sua diversidade morfológica. Assim, mesmo quando desgastados, os fragmentos mantêm traços de irregularidade que os distinguem dos grânulos. Os filmes, por sua vez, foram identificados como materiais finos, flexíveis e geralmente translúcidos, com espessura reduzida. Esses resíduos podem ter origem em sacolas plásticas, embalagens flexíveis e outros filmes finos descartados no ambiente urbano.

Figura 16.

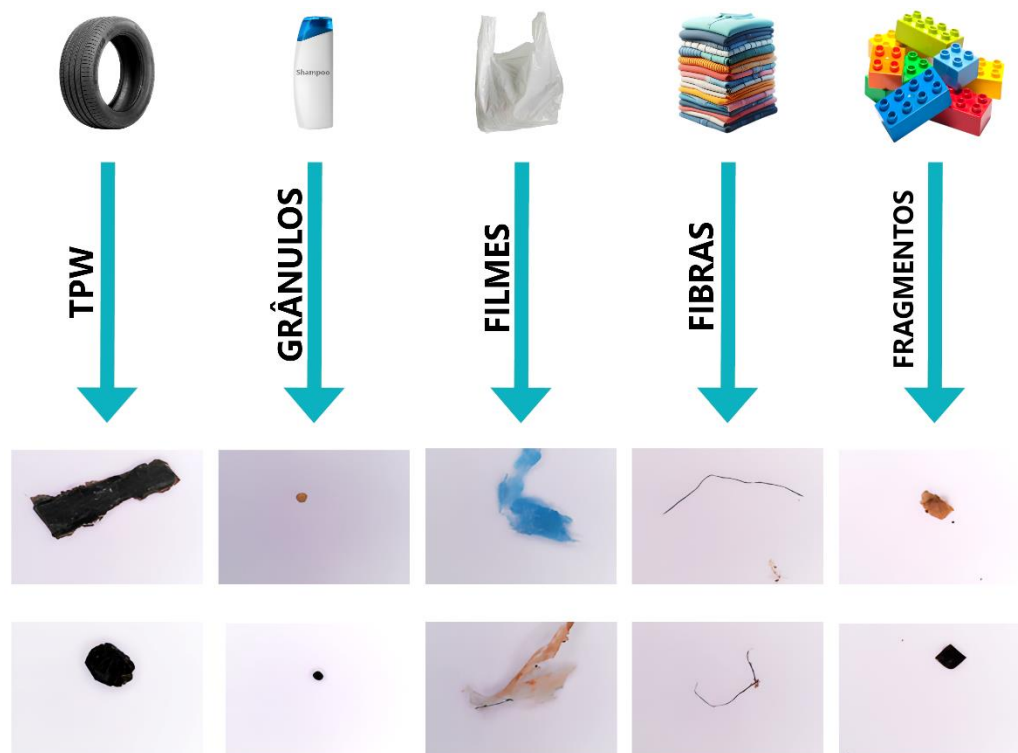
As fibras podem ser originárias do desgaste de vestuários sintéticos durante a lavagem de roupas, sendo carregadas para o sistema de drenagem urbana. Embora o município de Bauru possua cobertura de 100% no atendimento de esgoto, a presença dessas fibras nos sedimentos pode indicar a existência de ligações clandestinas, ou seja,

conexões irregulares em que o esgoto doméstico é indevidamente direcionado ao sistema de rede de águas pluviais.

A diferenciação entre grânulos e fragmentos foi realizada com base em critérios morfológicos e dimensionais bem estabelecidos. Os grânulos apresentaram geometria consistentemente esférica, com superfície regular e diâmetro inferior a 0,5 mm, características que indicam sua origem como microplásticos primários, geralmente utilizados como matéria-prima na indústria. Além disso, esses grânulos podem ter origem em processos industriais ou em produtos de cuidado pessoal, como esfoliantes e cremes dentais. Já os fragmentos, embora possam adquirir formas arredondadas devido à abrasão e outros processos de degradação, não apresentam esfericidade perfeita nem uniformidade dimensional. Esses fragmentos são derivados da degradação de plásticos maiores e se manifestam em uma ampla variedade de tamanhos e formas, típicas dos microplásticos secundários.

Os fragmentos podem resultar, por exemplo, da degradação de produtos e embalagens plásticas descartadas inadequadamente, o que contribui para sua diversidade morfológica. Assim, mesmo quando desgastados, os fragmentos mantêm traços de irregularidade que os distinguem dos grânulos. Os filmes, por sua vez, foram identificados como materiais finos, flexíveis e geralmente translúcidos, com espessura reduzida. Esses resíduos podem ter origem em sacolas plásticas, embalagens flexíveis e outros filmes finos descartados no ambiente urbano.

Figura 16: Caracterização de MPs por meio de microscópio



Fonte: Autor (2024)

O estudo de microplásticos em ambientes urbanos tem se intensificado nas últimas duas décadas, dada a crescente preocupação com a poluição difusa e seus impactos nos ecossistemas e na saúde humana. A maioria das pesquisas concentra-se na análise de amostras em meio líquido, como águas de rios, córregos e escoamento superficial, o que, embora relevante, pode não refletir integralmente a carga poluente acumulada nos sedimentos sólidos urbanos. Estes, por sua vez, funcionam como reservatórios de contaminantes, oferecendo uma perspectiva mais estável e representativa da deposição de poluentes ao longo do tempo.

Entre os estudos analisados na Tabela 2, observam-se variações significativas nas concentrações de MPs, que vão desde 270 unid./kg em Maanshan - China (NIU; WANG; XIA, 2023), onde a coleta foi realizada em campus universitário, até 84.000 unid./kg em Guangxi - China (XIA *et al.*, 2023), em zonas urbanas gerais. Em Bauru, os valores variaram entre 2.100 e 5.800 unid./kg, situando-se em uma faixa intermediária. Valores semelhantes foram observados por Daofen *et al.* (2023) em Zhaoqing (2.500–12.000 unid./kg) e por Yuan *et al.* (2022) em Yangtze (4.500 unid./kg), enquanto concentrações

mais elevadas foram registradas por Zhou *et al.* (2023) em Nanning (3.000–7.000 unid./kg) e Xangai (3.500–7.000 unid./kg) por Chen *et al.* (2020), ambas com forte presença de áreas industriais.

Tabela 2: Quantidade de MPs e sequência quantitativa encontrada em pesquisas atuais com sedimentos em zonas urbanas

Local	País	Particularidades da pesquisa	MPs (unid./Kg)	Sequência quantitativa	Referência
Maanshan	China	Realizado em campus universitário - escritório e áreas residenciais	entre 270 e 795	Fragmentos>Fibras>Filmes>Espumas	Niu, Wang, Xia (2023)
Nanning	China	Áreas residenciais, áreas industriais, áreas comerciais, áreas administrativas	7.000, 3.000, 3.800 e 4.000	Fibras>Grânulos>Filmes>Fragmentos	Zhou <i>et al.</i> (2023)
Xangai	China	Áreas industriais pesadas, comerciais/públicas/recreativas, agrícolas/industriais leves, agrícolas e residenciais	entre 3.500 e 7.000	Fibras>grânulos>Filmes	Chen <i>et al.</i> (2020)
Baotou	Mongólia	Zonas urbanas em geral	ente 4.000 e 7.800	Não relacionou	Qian <i>et al.</i> (2023)
Guangxi	China	Zonas urbanas em geral	entre 8.000 e 84.000	Filmes>Fragmentos>Fibras	Xia <i>et al.</i> (2023)
Yangtze	China	Zonas urbanas em geral	4.500	Fibras>Fragmentos>Filmes>Grânulos	Yuan <i>et al.</i> (2022)
Zhaoqing	China	Zonas urbanas em geral	entre 2.500 e 12.000	Fibras> Filmes>Grânulos>Fragmentos	Daofen <i>et al.</i> (2021)
Bauru	Brasil	Áreas residenciais, industrial e comercial	entre 2.100 e 5.800	Fibras>Fragmentos>Filmes>Grânulos	Estudo atual

Fonte: Autor (2025)

Quanto à morfologia dos microplásticos, fibras foram o tipo predominante na maioria dos estudos, incluindo Yangtze, Zhaoqing, Xangai, Nanning e Bauru (YUAN *et al.*, 2022; DAOFEN *et al.*, 2021; CHEN *et al.*, 2020; ZHOU *et al.*, 2023). Essa predominância pode estar associada ao uso de tecidos sintéticos e à liberação de fibras por atividades domésticas e industriais. Em Guangxi (XIA *et al.*, 2023), no entanto, os filmes foram mais frequentes, seguidos por fragmentos e fibras, o que pode indicar maior presença de resíduos plásticos descartados inadequadamente. Já em Maanshan, os fragmentos foram mais comuns, seguidos por fibras, filmes e espumas, refletindo um perfil distinto possivelmente relacionado ao tipo de uso do solo.

As áreas de amostragem variaram entre os estudos, abrangendo zonas residenciais, comerciais, industriais e administrativas. Em Nanning (ZHOU *et al.*, 2023), por exemplo, foram analisadas quatro categorias distintas de uso do solo, com variações nas concentrações de MPs entre elas. Em Xangai (CHEN *et al.*, 2020), a diversidade de áreas incluiu zonas industriais pesadas e agrícolas, o que pode ter influenciado a composição dos microplásticos. Em Baotou e Guangxi (QIAN *et al.*, 2023 ; XIA *et al.*, 2023), os estudos foram conduzidos em zonas urbanas em geral, sem detalhamento específico das áreas, o que limita comparações mais precisas com estudos que adotaram recortes espaciais mais definidos.

As metodologias de coleta e análise também influenciam os resultados. Embora nem todos os estudos especifiquem se os sedimentos foram coletados em fundo de rio, margens ou isolados, essa distinção pode impactar diretamente os valores obtidos. A análise de sedimentos sólidos, como realizada em Bauru, pode refletir uma acumulação mais prolongada de MPs, enquanto amostras em meio líquido tendem a representar condições mais dinâmicas e variáveis. Essa diversidade metodológica reforça a importância de padronização e detalhamento nos procedimentos de coleta e análise.

Em síntese, os dados comparativos sugerem que, apesar das diferenças regionais e metodológicas, há uma tendência comum de presença significativa de microplásticos em sedimentos urbanos, com destaque para as fibras como tipo predominante. A comparação entre os estudos evidencia a influência do uso do solo, da intensidade da atividade urbana e das abordagens metodológicas na variabilidade dos resultados. A ampliação de estudos com diferentes enfoques e em distintas regiões pode contribuir para uma compreensão mais abrangente da dinâmica dos MPs em ambientes urbanos.

A predominância dos microplásticos (MPs) de origem doméstica na ordem decrescente fibras > fragmentos > filmes > grânulos, observada nos sedimentos analisados, reflete não apenas os hábitos e características específicas de cada área estudada, mas também propriedades intrínsecas desses materiais. As áreas 1, 3 e 4, majoritariamente residenciais, apresentam diferenças marcantes em termos de perfil socioeconômico, enquanto a área 2, de natureza industrial, caracteriza-se por baixa circulação de pedestres e intensa atividade de transformação. Já a área 3, com forte presença comercial, destaca-se pelo elevado volume de embalagens descartadas e

grande fluxo de pessoas. Esses fatores contribuem para a diversidade e distribuição dos MPs, mas podem não explicar integralmente a sequência observada.

É importante considerar que outros fatores não abordados diretamente nesta pesquisa também podem ter influenciado os resultados obtidos. Entre eles, destacam-se as propriedades físico-químicas dos microplásticos, que afetam sua mobilidade, deposição e persistência no ambiente. Características como densidade, forma e cor desempenham papel fundamental na interação dessas partículas com os elementos naturais, influenciando sua distribuição espacial.

Microplásticos com menor densidade tendem a ser mais facilmente transportados pelo vento e pela água, enquanto partículas com formato linear, como fibras, apresentam maior aderência aos sedimentos (HORTON *et al.*, 2017). A coloração também interfere na degradação: partículas escuras absorvem mais radiação solar e se degradam mais rapidamente pela decomposição da luz solar (fotólise), enquanto materiais claros são mais resistentes à deterioração (LI; TSE; FOK, 2016). A combinação dessas propriedades com as condições ambientais locais contribui para a variabilidade observada entre as regiões analisadas.

5.2. Análise das faixas de tamanho dos MPs

Com base na Tabela 3, que apresenta a quantificação média de microplásticos (MPs) por tipo e faixa de tamanho em cinco regiões analisadas, observa-se uma predominância expressiva das partículas derivadas de pneus (TWP) na menor faixa granulométrica (0,1 mm a 0,5 mm), com uma média de 1.104 unidades/g (± 33). Em seguida, destacam-se as fibras, com 753 unidades/kg (± 43), também concentradas nessa mesma faixa. Esse padrão sugere que partículas menores, especialmente as oriundas do desgaste de pneus, são mais abundantes e possivelmente mais móveis no ambiente, o que pode estar relacionado à sua origem veicular e à facilidade de transporte por escoamento superficial.

Na faixa intermediária (0,5 mm a 1,0 mm), os pneus continuam sendo o tipo predominante, com 689 unidades/kg (± 26), seguidos novamente pelas fibras, com 636 unidades/kg (± 38).

Tabela 3: Quant. das amostras $\pm$ desvio-padrão por tamanho, entre parêntesis

Tipo	0,1 mm à 0,5 mm	0,5 mm à 1,0 mm	1,0 mm à 5,0 mm
Fibras	753 (± 43)	636 (± 38)	502 (± 36)
Filmes	198 (± 36)	304 (± 47)	242 (± 28)
Fragmentos	489 (± 47)	240 (± 41)	293 (± 31)
Grânulos	340 (± 31)	0 (± 0)	0 (± 0)
Pneus	1.104 (± 33)	689 (± 26)	76 (± 51)

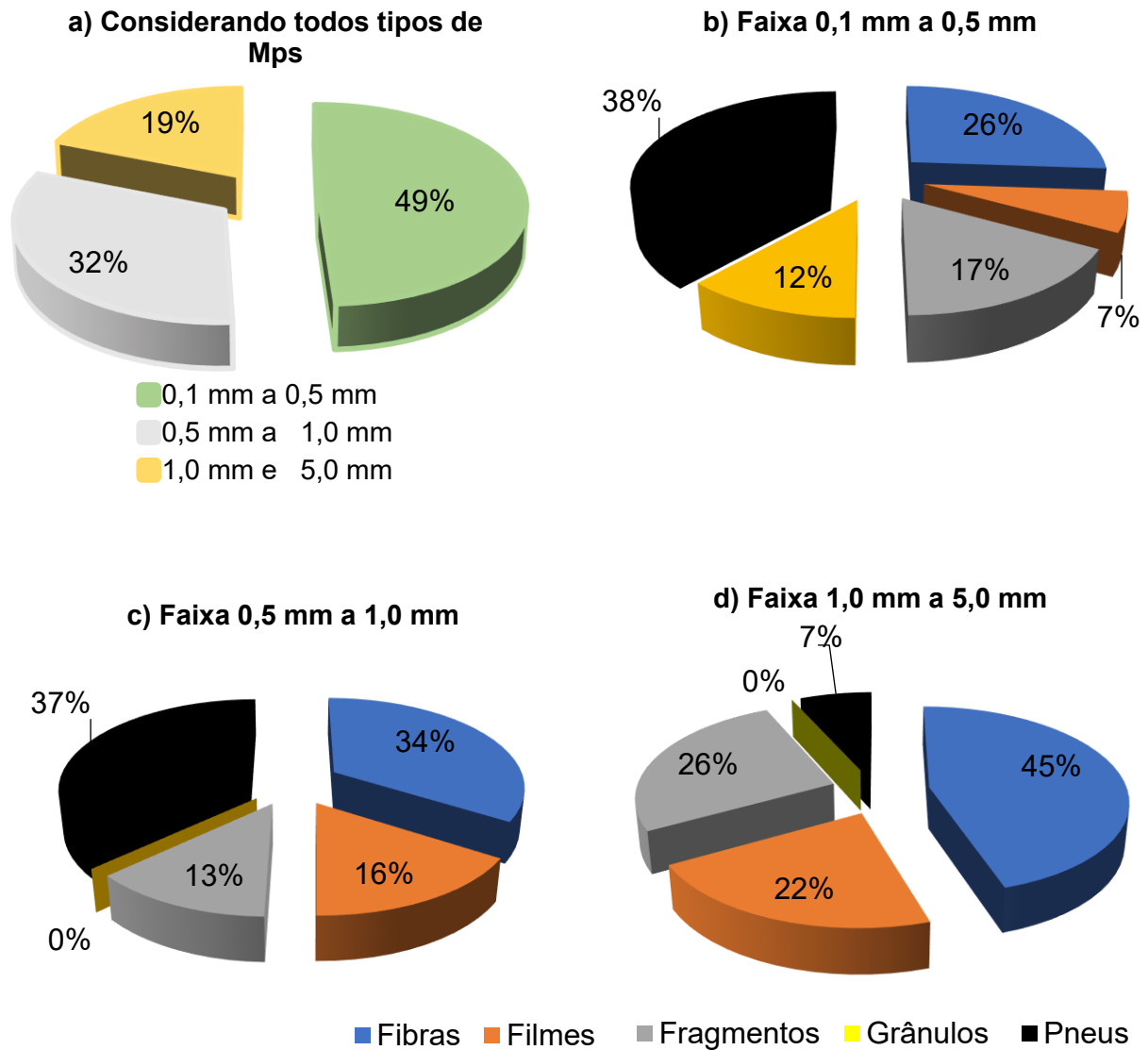
Fonte: Autor (2024)

A composição da faixa dos MPs entre 1,0 mm até 5,0 mm é predominantemente das fibras com 502 unidades/kg (± 36), seguidos pelos fragmentos e filmes, os TWP de pneus ficaram com 76 unidades/kg (± 51), sugerindo que esse tipo de MP diminui em quantidade conforme seu tamanho aumenta.

Na Tabela 3, observa-se a predominância de fibras e pneus em relação aos demais tipos de MPs, independentemente da faixa de tamanho. As fibras estão geralmente associadas a diversas atividades humanas, como o uso de vestuário e o despejo irregular da drenagem da lavagem de roupas. Os pneus, por sua vez, estão relacionados ao uso intensivo de veículos e à área de pavimentação à qual a amostra de sedimento coletada está submetida.

Ao considerar apenas as faixas de tamanho dos microplásticos, independentemente de seus tipos, observa-se a distribuição percentual das dimensões conforme apresentada na (Figura 17a), com maior quantidade de MPs com tamanho inferior a 0,5mm (divididos por tipo na Figura 17b), seguidos pelos MPs com dimensões entre 0,5 e 1,0mm (divididos por tipo na Figura 17c) e os MPs maiores que 1,0mm (divididos por tipo na Figura 17d) que se apresentaram em menor quantidade, estão proporcionalmente semelhantes aos encontrados no planalto de Qinghai-Tibet (CHI), realizados por Feng *et al.* (2021) que apresentou 45% menores que 0,5mm, seguidos por 30% com tamanhos entre 0,5 e 1,0mm e 25% com tamanhos acima de 1,0mm.

Figura 17: Distribuição geral dos MPs por faixa de tamanho e tipo



Fonte: Autor (2024)

O estudo realizado por Sewwandi *et al.* (2024) na África do Sul e no Brasil, com sedimentos e escoamento de águas pluviais, também encontrou uma proporção nas faixas de tamanho de 53% para MPs menores que 0,5mm, 35% para MPs entre 0,5 e 1,0mm e 14% para os MPs com dimensões superiores a 1,0mm. Xia *et al.* (2023) analisou os sedimentos do rio Liangfeng na cidade de Guilin, China, também uma maior quantidade de MPs com dimensões de até 0,5mm (65%), entre 0,5 e 1,0mm (25%) e superiores a 1,0mm (10%).

A maioria dos estudos recentes apontam uma proporção quantitativa maior dos microplástico com as menores dimensões (LI *et al.*, 2021), podendo significar a influência determinante da forma, densidade e tamanho dos MPs para seus mecanismos de transporte, sugerindo que o tamanho das partículas como fator relevante para o deslocamento dos MPs em conjunto com sedimentos das bacias hidrográficas.

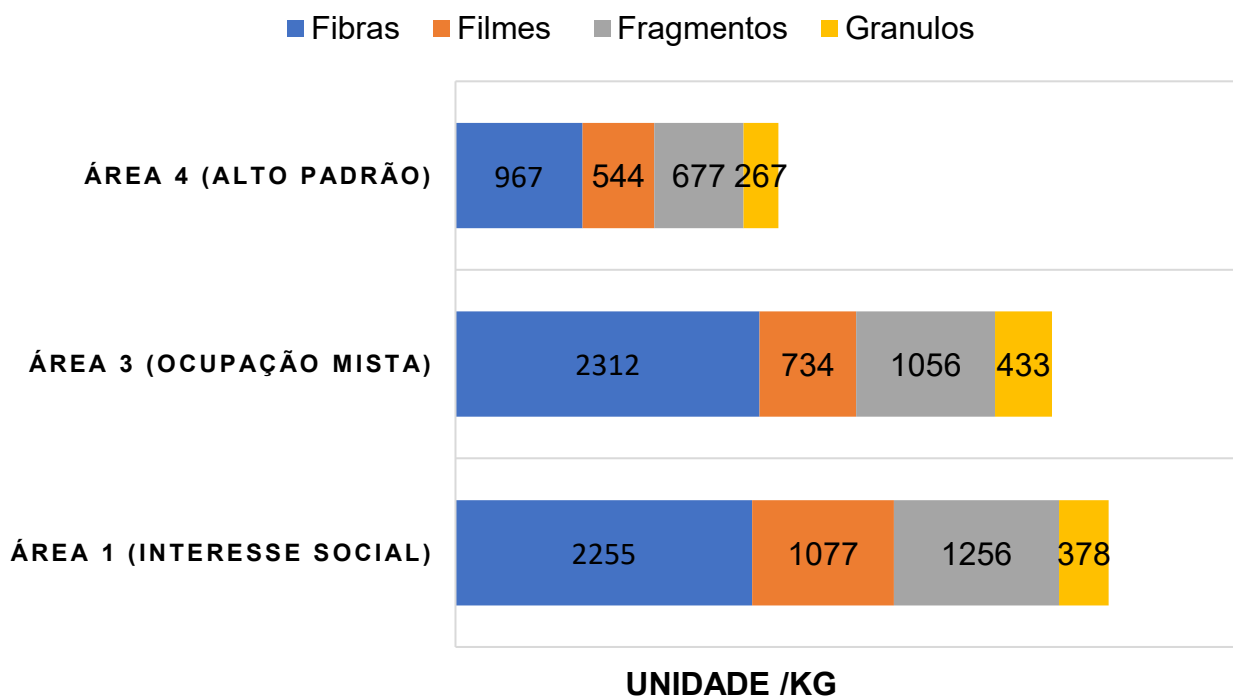
5.3. Comparação entre as áreas com e sem habitações

Apresenta-se na Figura 18 um comparativo quantitativo exclusivamente nas áreas habitacionais (1, 3 e 4), sem a inclusão dos MPs derivados dos pneus. Essa abordagem facilita a compreensão das fontes dos tipos de MPs oriundos das atividades humanas domésticas.

Notadamente, os microplásticos derivados das fibras são quantitativamente predominantemente nas três áreas habitacionais, seguidos dos fragmentos e filmes, ficando os grânulos em menor quantidade, assim é possível constatar um padrão homogêneo nas das características de MPs encontradas em todas as formas de ocupação do solo com habitações, demonstrando que a predominância do tipo de MPs não está ligada ao padrão social da moradia, pois todas mantiveram em suas amostras a seguinte sequência quantitativa: Fibras>Fragmentos> Filmes>Grânulos.

As áreas compostas por habitações de interesse social e de uso misto apresentaram quantidades muito semelhantes entre si em relação a todos os tipos de microplásticos analisados, sendo, contudo, superiores às observadas nas áreas de residências de alto padrão. Esta diferença pode indicar, para esta última região, uma menor intensidade no uso de produtos plásticos descartáveis ou, alternativamente, um maior nível de conscientização da população quanto às fontes de emissão de microplásticos decorrentes de atividades antrópicas. Essa hipótese sugere a influência de fatores socioeconômicos e culturais no padrão de geração e descarte de resíduos plásticos, os quais merecem investigação mais aprofundada.

Figura 18: Comparativo das quantidades de MPs nas áreas habitacionais

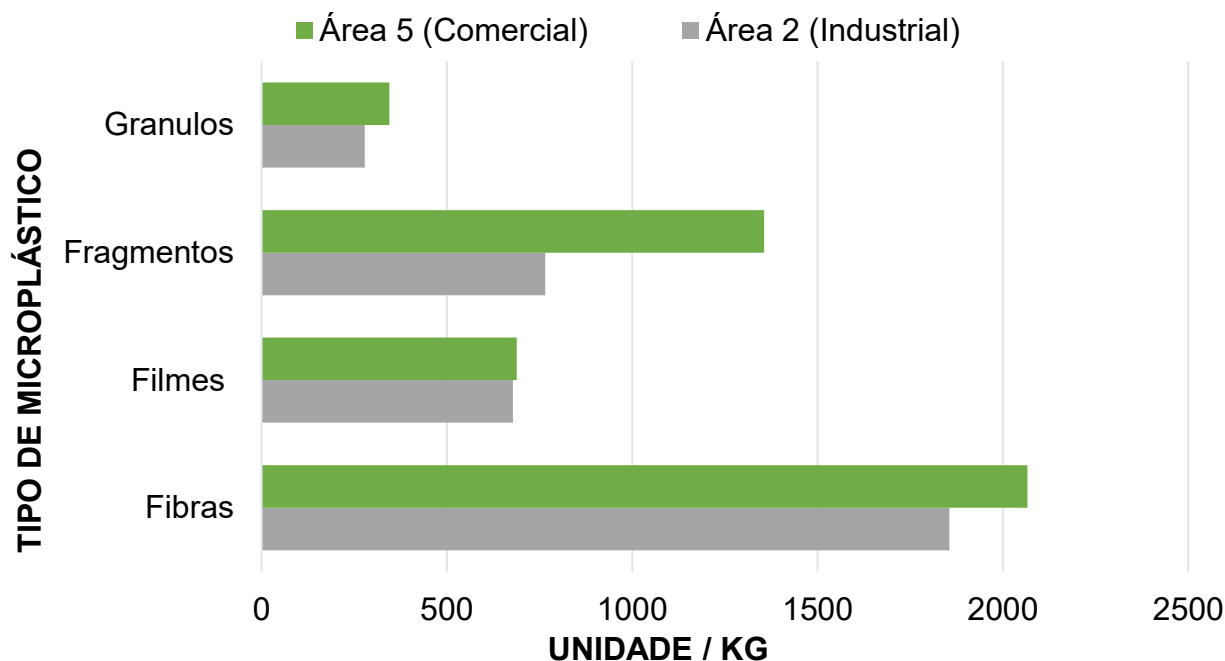


Fonte: Autor (2024)

O comportamento da média das amostras provenientes das áreas industrial e comercial, conforme ilustrado na Figura 19, revela a manutenção do mesmo padrão observado nas zonas habitacionais, com a seguinte ordem decrescente de ocorrência dos tipos de microplásticos: fibras > fragmentos > filmes > grânulos.

As quantidades relativas entre essas duas áreas mostram-se bastante semelhantes, com exceção dos fragmentos, cuja concentração na área comercial é aproximadamente o dobro daquela verificada na área industrial (1.356 x 765 unid./kg). Essa discrepância pode estar associada ao maior volume de atividades e consumo de produtos embalados, utilizados por consumidores, comerciantes e prestadores de serviços, resultando em mais resíduos; além disso, embalagens descartáveis, como caixas e paletes plásticos, lacres e tampas de garrafas usadas diariamente na área comercial, são mais propensas a degradar-se, contribuindo significativamente para o aumento da carga de fragmentos nos sedimentos coletados nessa região.

Figura 19: Comparativo das quantidades de MPs nas áreas sem habitações

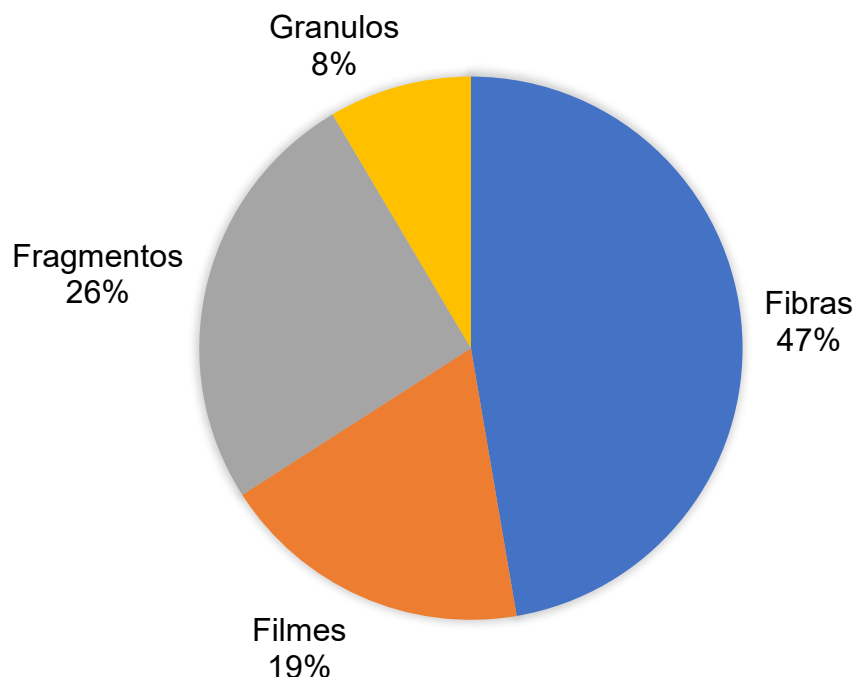


Fonte: Autor (2024)

No que se refere à sequência quantitativa observada neste estudo, verificou-se que os tipos de microplásticos seguiram a ordem decrescente: fibras > fragmentos > filmes > grânulos, podendo ser claramente observado na Figura 20. Esse padrão é coerente com achados de investigações anteriores, como os apresentados por Sewwandi *et al.* (2024), que também identificaram essa mesma hierarquia de ocorrência entre os tipos de MPs com análise de sedimentos e escoamento de águas pluviais na África do Sul e no Brasil, se apresentando com 27,16% de fibras, 25,93% de fragmentos, 22,22% de filmes, 7,41% de grânulos e 17,18% para os demais tipos de MPs.

Contudo, o estudo conduzido por Yang *et al.* (2024), que investigou a presença de microplásticos (MPs) em ambientes urbanos na cidade de Shenzhen, China, apresentou uma distribuição quantitativa distinta da observada no presente trabalho. Nesse estudo, a ordem de predominância dos tipos de MPs foi grânulos > filmes > fibras, contrastando com os resultados aqui obtidos. Essa divergência pode ser atribuída, em parte, à metodologia empregada na coleta das amostras, uma vez que Yang *et al.* utilizaram águas de rios urbanos como meio de extração dos MPs, o que pode influenciar significativamente a composição e a abundância relativa das partículas encontradas.

Figura 20: Porcentagem geral de MPs de origem doméstica por tipo



Fonte: Autor (2024)

Por outro lado, outro estudo realizado por Yang *et al.* (2023), que analisou MPs em sedimentos do rio Yangtze, também na China, revelou uma predominância de fibras (66,2%), seguidas por fragmentos (17,5%), filmes (8,7%), grânulos (5,4%) e outros tipos (2,2%). Essa distribuição é mais compatível com os resultados do presente estudo, sugerindo que o tipo de matriz ambiental (sedimento em relação a água) pode exercer um papel determinante na composição dos MPs detectados. A maior presença de fibras pode estar relacionada ao descarte de têxteis e à degradação de materiais sintéticos amplamente utilizados em áreas urbanas.

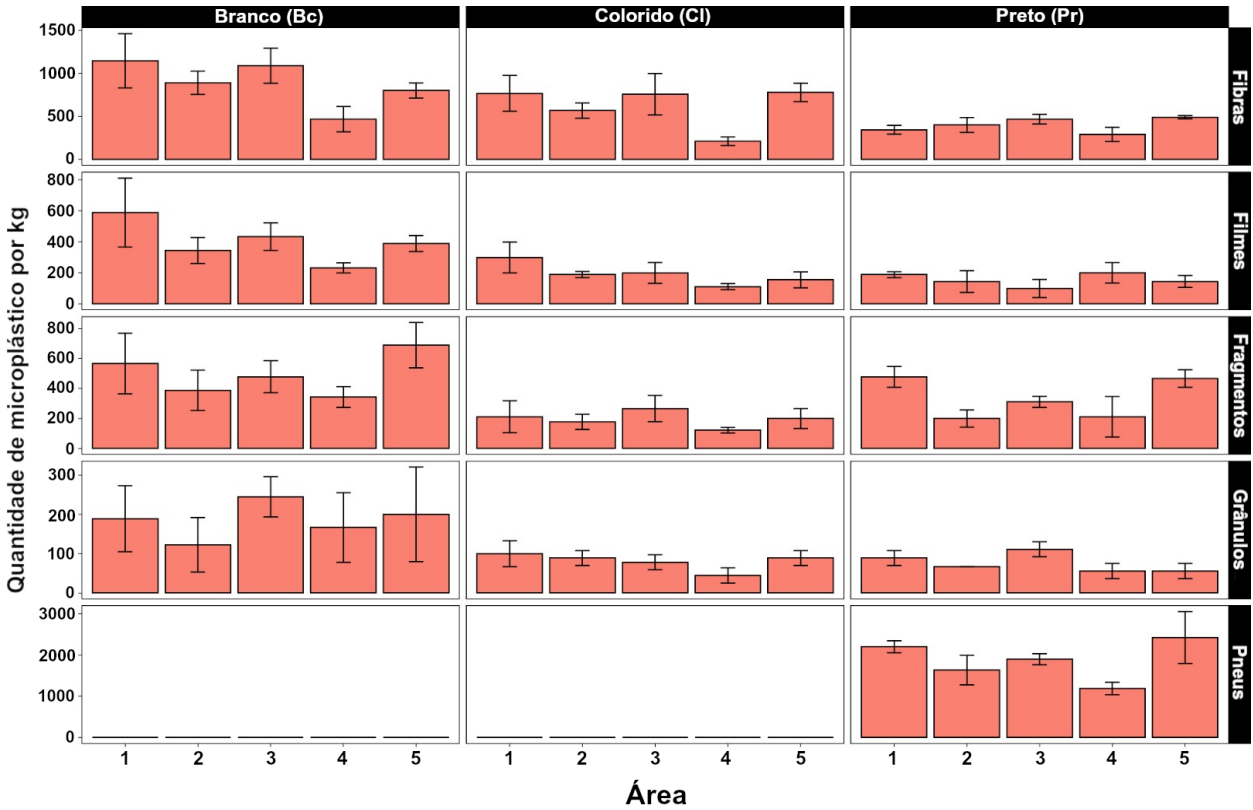
Adicionalmente, os achados de Yang *et al.* (2023) são corroborados por Piñon-Colin *et al.* (2020), que investigaram a presença de MPs em diferentes usos do solo, precisamente o residencial, industrial e comercial, na cidade de Tijuana, México. Nesse estudo, as fibras representaram 80,9% dos MPs identificados, seguidas por fragmentos (18,9%) e filmes (2,2%). A semelhança entre os resultados obtidos em diferentes contextos geográficos e de uso do solo reforça a hipótese de que as fibras são uma das formas mais prevalentes de MPs em ambientes urbanos, possivelmente devido à sua

origem difusa e à facilidade com que são transportadas por meio de escoamento superficial e efluentes domésticos.

5.4. Separação dos MPs por cores

Realizou-se uma comparação entre as diferentes áreas de ocupação urbana com base no total de microplásticos (independentemente do tamanho), considerando-se separadamente cada combinação de tipos e cor. Esse total foi obtido por meio da soma das quantidades de MPs de cada classe de tamanho, agrupadas conforme a coloração correspondente em cada área de interesse. A análise estatística, apresentada na Figura 21, detalha a distribuição das cores dos microplásticos por tipo nas distintas áreas urbanas, permitindo inferências mais precisas acerca das possíveis fontes de emissão e dos padrões de comportamento desses poluentes no ambiente urbano.

Figura 21: Média +/- um desvio-padrão da quant. de MPs por kg -tipo e cor



Fonte: Autor (2024)

Observa-se que a consistente predominância da cor branca (Bc) em filmes, fragmentos e grânulos em todas as áreas (Figura 21) sugere uma fonte de poluição

ubíqua e possivelmente relacionada a itens de consumo diário comumente produzidos nessa cor. A ligeira variação quantitativa dessa predominância entre as áreas poderia indicar diferenças nos padrões de descarte ou na intensidade de certas atividades entre as regiões. Por exemplo, uma maior quantidade de fragmentos brancos na área comercial poderia estar ligada ao descarte de embalagens de produtos no varejo.

A maior ocorrência de fibras brancas e coloridas (CI) (Figura 21) em todas as áreas residenciais (Áreas 1, 3 e 4), em comparação com as áreas industrial (Área 2) e comercial (Área 5), reforça a ligação dessas partículas com atividades domésticas, como a lavagem de roupas. A presença, ainda que menor, de fibras pretas sugere outras fontes, como o desgaste de tecidos pretos ou outros materiais fibrosos.

A exclusividade da cor preta (Pr) nos microplásticos de pneus (TWP) (Figura 21) serve como um marcador inequívoco dessa fonte de poluição. A variação na quantidade de TWP pretos entre as áreas, conforme demonstrado na Figura 21 e discutido anteriormente, está fortemente associada à intensidade do tráfego veicular em cada localidade. A área comercial (Área 5), apesar de ter uma menor área pavimentada, apresenta uma quantidade significativa de TWP pretos, o que pode ser visualmente confirmado na Figura 21 pela altura das barras correspondentes, corroborando a influência do tráfego intenso.

A presença de microplásticos derivados de pneus (TWP) foi notável, especialmente na área comercial, mesmo que em uma menor média de área de pavimentação. A maior quantidade nesta região pode ser atribuída ao maior tráfego de veículos. No entanto, é importante considerar outros fatores que podem influenciar a presença de TWP no escoamento urbano, como a condição das vias (asfalto, tipo de pavimentação), os tipos de veículos (peso, tipo de pneu) e as práticas de frenagem.

A análise conjunta dos tipos e cores de MPs, conforme apresentado na Figura 21, oferece uma visão mais completa da poluição por microplásticos no ambiente urbano de Bauru. Futuras análises estatísticas poderiam investigar a significância das diferenças nas distribuições de cores entre as áreas para cada tipo de MP, fornecendo insights ainda mais profundos sobre as fontes e o transporte desses poluentes.

Os resultados desse estudo divergem do estudo de Niu *et al.* (2023) realizado com sedimentos do sistema de drenagem de águas pluviais urbanas de um campus

universitário na cidade de Maanshann, China, prevaleceram os MPs coloridos com 42,2% (dominância da cor verde 38,1%), seguidos da cor preta 38,9% e brancos/transparentes com 18,9%, com nesse estudo as fibras foram os MPs mais encontrados (39,20%), as diferenças podem estar ligadas as cores dos vestuários e hábitos locais.

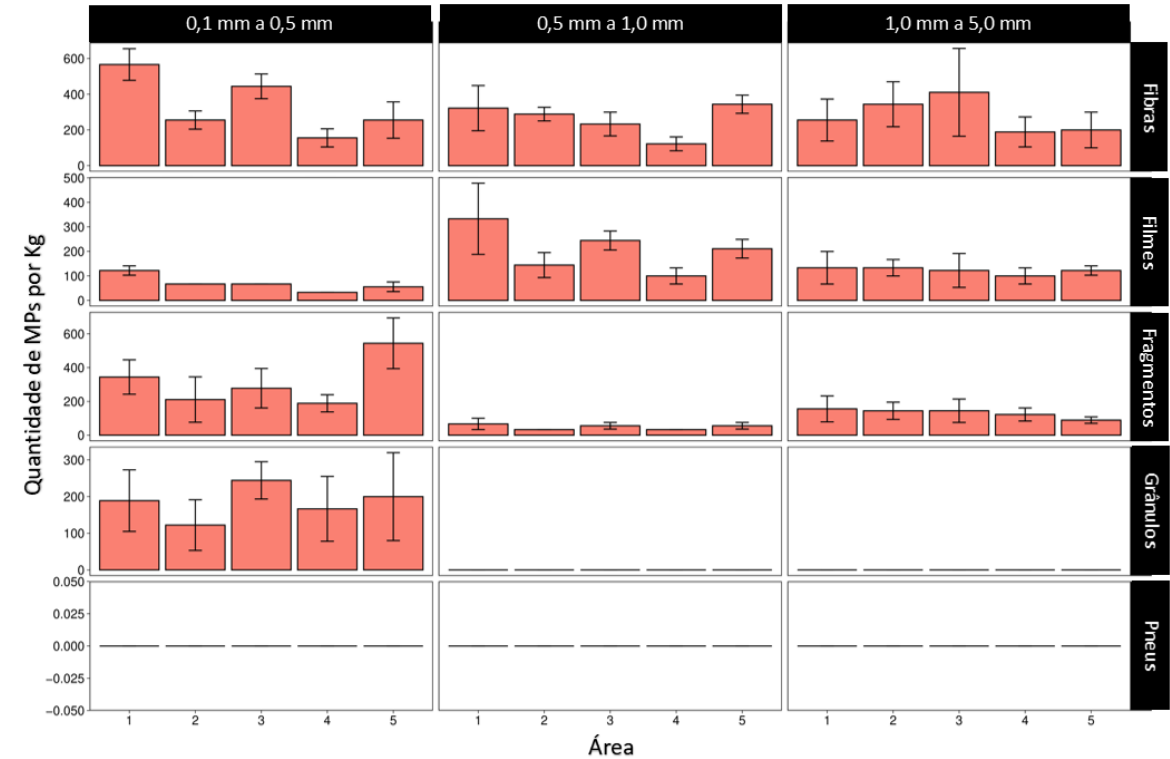
Xue *et al.* (2023) conduziram uma investigação detalhada sobre o comportamento dos microplásticos no escoamento de águas pluviais urbanas na região tropical de Pathum Thani, Tailândia. O estudo encontrou 65% dos microplásticos em cor branca nas áreas residenciais, com predominância dos filmes, sugerindo um descarte inadequado de sacolas plásticas.

A pesquisa conduzida por Yang *et al.* (2025) investigou a presença de microplásticos em solos de regiões agrícolas, industriais e de transporte. Os resultados indicaram uma predominância de fragmentos de MPs, representando 61,39% das amostras, com cores claras prevalecendo em todas as amostras. Dentre esses, os MPs de cor branca (incluindo os transparentes) contribuíram com 52,70%, enquanto os MPs coloridos (vermelho, verde, amarelo, azul e roxo) representaram 23,74%, e 23,56% foram encontrados na cor preta. A diversidade de cores dos MPs evidenciou uma ampla gama de fontes de poluição no solo. A predominância de MPs de cores claras pode ser atribuída à exposição à radiação UV, que gradualmente causa o desbotamento dos plásticos, resultando em sua predominância no ambiente.

Nesse estudo foi analisado se existe correlação de cada área para as combinações de tipos, tamanho e cor, as Figuras 22, 23 e 24 apresentam a média quantitativa dos MPs nas áreas separados nas cores branca, colorido e preta. A proposta facilita o entendimento do comportamento dos tipos de MPs com relação ao seu tamanho e prevalência de cor para os 5 tipos de MPs.

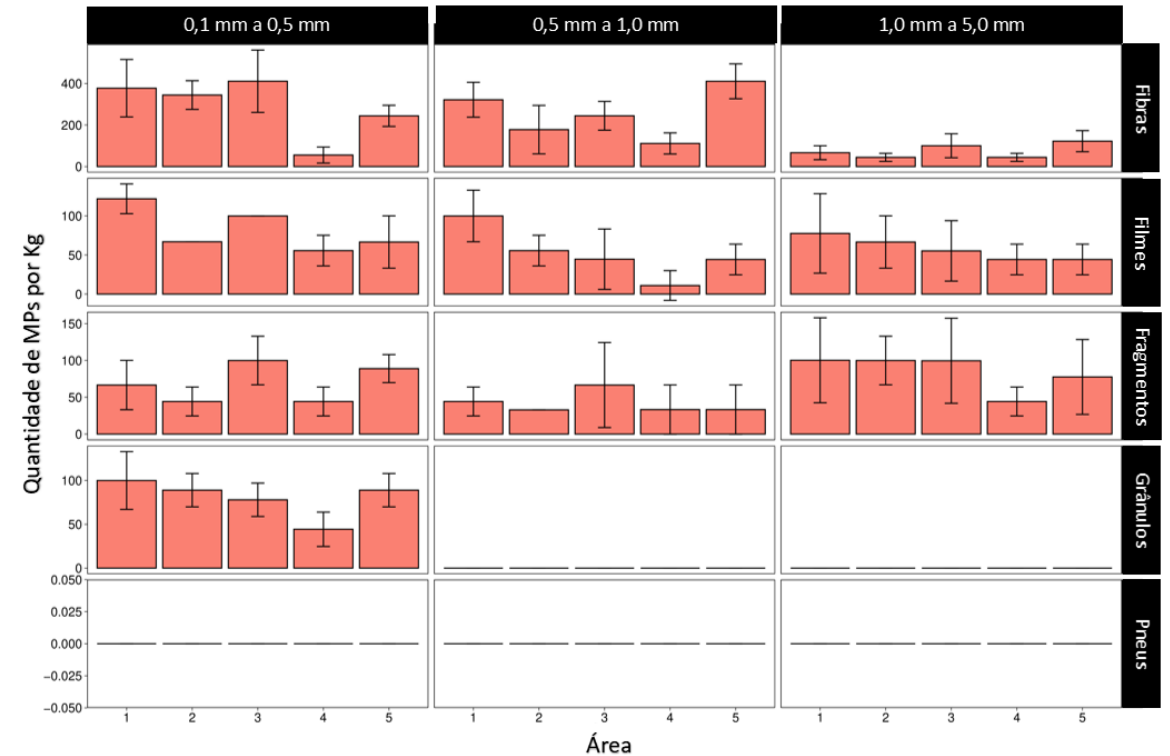
Dessa forma, observa-se que, na maioria das áreas analisadas, as maiores quantidades de microplásticos são provenientes das fibras, independentemente das três categorias cromáticas representadas nas Figuras 22, 23 e 24 (exceto as fibras coloridas entre 1,0 e 5,0 mm esse padrão sugere que, em razão da morfologia filamentosa característica das fibras, a dimensão dos fragmentos não exerce influência significativa sobre sua capacidade de aderência aos sedimentos).

Figura 22: Média +/- um desvio-padrão da quant. de MPs por kg da cor branca (Bc)



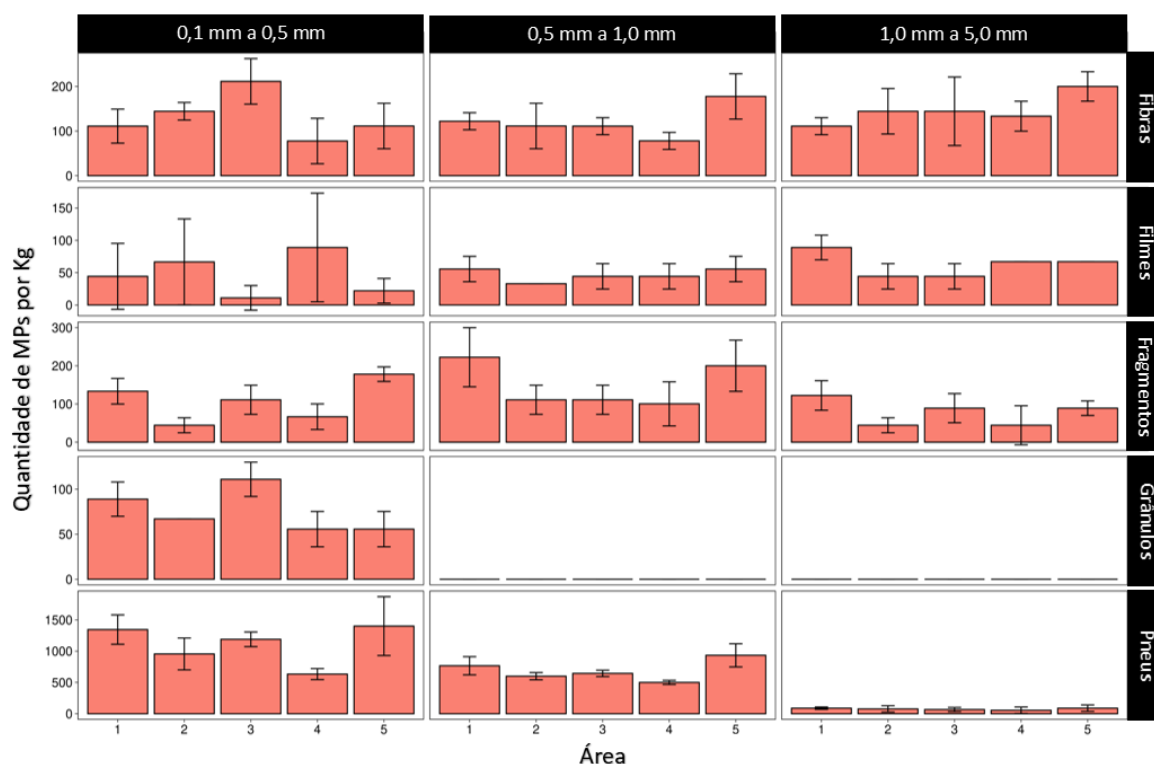
Fonte: Autor (2024)

Figura 23: Média +/- um desvio-padrão da quant. de MPs por kg da cor colorido (CI)



Fonte: Autor (2024)

Figura 24: Média $\pm$ um desvio-padrão da quant. de MPs por kg da cor preta (Pr)



Fonte: Autor (2024)

A Figura 22, indica a predominância, na maioria das regiões, de filmes (Br) nas dimensões ente 0,5 e 1,0mm, enquanto os coloridos (Figuras 22 e 23) que se apresenta com maior quantidade na faixa dos MPs menores que 0,5mm, diferentemente também dos demais os Filmes (Pr) - Figuras 22 e 24, aparecem quantitativamente na maior faixa de tamanho (1,0 a 5,0mm), indicando que o fator cor não influencia na distribuição dos tamanhos entre as regiões de estudo, assim provavelmente essa distribuição pode estar relacionada a facilidade de transporte ao peso das partículas carregadas pelas águas sem aderirem aos sedimentos.

Em contraste, os microplásticos de maiores dimensões presentes nos sedimentos tendem a ser predominantemente influenciados pelos mecanismos de transporte de carga de fundo e de suspensão. Este comportamento decorre do seu porte elevado, o qual dificulta a penetração dessas partículas nos espaços porosos da matriz sedimentar, restringindo sua incorporação ao interior do sedimento e favorecendo sua mobilidade superficial.

Em situação oposta à dos filmes, os fragmentos (Br) se apresentam em maior quantidade nos tamanhos menores que 0,5mm, o que pode indicar sua facilidade em aderir às partículas dos sedimentos em contrapartidas aos maiores.

A Figura 22, indica a predominância de filmes (Br) nas dimensões entre 0,5 e 1,0 mm na maioria das regiões. Em contraste, os microplásticos coloridos (Figuras 22 e 23) apresentam maior quantidade na faixa de tamanho menor que 0,5 mm. Diferentemente, os filmes (Pr) - Figuras 22 e 24, aparecem quantitativamente na maior faixa de tamanho (1,0 a 5,0 mm). Esses dados indicam que o fator cor não influencia na distribuição dos tamanhos entre as regiões de estudo. Provavelmente essa distribuição desigual dos tamanhos dos filmes, está relacionada à facilidade de transporte e ao baixo peso específico das partículas, que são carregadas mais facilmente pelas águas sem aderirem aos sedimentos.

A situação oposta aos filmes é observada nos fragmentos (Br) - Figura 22, que se apresentam em maior quantidade nos tamanhos menores que 0,5 mm (média em torno de 300 unidades/kg em todas as áreas), sugerindo abrasão nos sedimentos e desgaste devido à exposição aos raios UV durante sua permanência no meio ambiente. Em todas as áreas, as demais cores dos fragmentos Figuras 22, 23 e 24 se apresentam em menores quantidades e distribuídas relativamente de forma uniforme em todas as faixas de tamanho, indicando a influência de seu maior peso específico como fator facilitador na aderência às partículas dos sedimentos durante o escoamento superficial.

Analisando as Figuras 22, 23 e 24 quanto à distribuição dos microplásticos em grânulos, é possível concluir que, independentemente da região de interesse e da cor, esses aparecem somente com dimensões inferiores a 0,5 mm. Observa-se que as quantidades médias são maiores na cor branca (± 200 unidades/kg), em comparação com as coloridas (± 85 unidades/kg) e as pretas (± 60 unidades/kg). Além disso, os MPs são quantitativamente mais abundantes nas regiões habitacionais 3 e 1, reafirmando que sua origem provavelmente está ligada ao uso de produtos domésticos de higiene e limpeza pessoal.

Conforme previamente apresentado na Figura 21, os microplásticos provenientes do desgaste de pneus TWP apresentam, em sua totalidade, coloração preta, característica intrínseca a esse tipo de material. Contudo, uma análise mais

minuciosa, ilustrada na Figura 24, revela que, em todas as regiões de interesse, a concentração média de TWP com dimensões inferiores a 0,5 mm (aproximadamente 1.200 unidades por quilograma) é cerca de duas vezes superior à observada na faixa de 0,5 a 1,0 mm (cerca de 700 unidades por quilograma), e mais de dez vezes superior à quantidade de partículas com dimensões superiores a 1,0 mm (em torno de 100 unidades por quilograma). Esses dados indicam que a presença predominante de partículas menores está diretamente relacionada aos processos de desgaste e desagregação dos pneus em contato superfície do pavimento asfáltico.

5.5. Teste ANOVA com interação entre área, tipo, tamanho e cor dos MPs

Quando a relação entre duas variáveis depende do comportamento de outras variáveis, diz que há uma interação estatística. No presente estudo, investigou-se a interação entre a variável *área* e a quantidade de microplásticos, considerando simultaneamente os fatores tipo, tamanho e cor das partículas. Para isso, foi aplicado um teste de análise de variância (ANOVA) com interação, cujo resultado indicou um valor de $p < 0,001$.

O valor de p representa a probabilidade de que os resultados observados tenham ocorrido em função de variações aleatórias, na ausência de uma diferença real entre os grupos analisados. Quando esse valor é inferior a 0,05, considera-se que há significância estatística; no presente estudo, o valor de p foi menor que 0,001, indicando que a interação observada é significativa.

A Tabela 4 apresenta os resultados do modelo ANOVA com interação, no qual cada linha representa o efeito isolado de uma variável ou a interação entre duas, ou mais variáveis sobre a quantidade de microplásticos. Na Tabela 4, gl (graus de liberdade) indica o número de valores independentes utilizados no cálculo da variância; SQ (soma dos quadrados) representa a variabilidade total explicada por cada fator; SQM (soma dos quadrados média) obtida dividindo-se a SQ pelos graus de liberdade, refletindo a variância média associada ao fator; F é o valor da estatística, que compara a variância explicada pelo modelo com a variância residual; e p é o valor de significância estatística. A análise revelou que há interação significativa entre todas as variáveis consideradas, incluindo a interação de quarta ordem (tipo:tamanho:cor:área), com $p < 0,001$, indicando

que a influência da área sobre a quantidade de microplásticos depende da combinação específica entre tipo, tamanho e cor das partículas.

Diante da presença de interações estatisticamente significativas, conclui-se que a quantidade de microplásticos entre as áreas não é constante em todas as combinações de tipo, tamanho e cor. Assim, as comparações entre áreas devem ser feitas de forma estratificada, respeitando essas combinações específicas. Isso reforça a importância de considerar a complexidade das interações entre variáveis ambientais na análise da distribuição de microplásticos.

Tabela 4: Resultados da ANOVA com interação para os efeitos principais e combinados de tipo, tamanho, cor e área sobre a quantidade de microplásticos

Efeito	gl	SQ	SQM	F	p-valor
tipo	4	3.167.266,510	791.816,63	186,06	< 0,001
tamanho	2	1.580.224,554	790.112,28	185,65	< 0,001
cor	2	1.529.624,216	764.812,11	179,71	< 0,001
area	4	560.272,199	140.068,05	32,91	< 0,001
tipo:tamanho	8	1.843.353,890	230.419,24	54,14	< 0,001
tipo:cor	8	11.122.827,250	1.390.353,41	326,70	< 0,001
tamanho:cor	4	679.194,317	169.798,58	39,90	< 0,001
tipo:area	16	326.415,787	20.400,99	4,79	< 0,001
tamanho:area	8	221.213,757	27.651,72	6,50	< 0,001
cor:area	8	81.713,873	10.214,23	2,40	< 0,001
tipo:tamanho:cor	16	5.589.512,483	349.344,53	82,09	< 0,001
tipo:tamanho:area	32	405.022,613	12.656,96	2,97	< 0,001
tipo:cor:area	32	785.809,920	24.556,56	5,77	< 0,001
tamanho:cor:area	16	69.313,372	4.332,09	1,02	0,4359
tipo:tamanho:cor:area	64	651.079,013	10.173,11	2,39	< 0,001
Residuals	450	1.915.114,667	4.255,81		

Fonte: Autor (2025)

A análise de variância (ANOVA) com interação foi aplicada para investigar os efeitos principais e combinados das variáveis tipo, tamanho, cor e área sobre a quantidade de microplásticos. Os resultados obtidos revelaram que todos os efeitos principais foram estatisticamente significativos, com p -valores inferiores a 0,001. Esses resultados indicam que a probabilidade de tais efeitos terem ocorrido devido a variações

aleatórias é extremamente baixa. Além disso, os p -valores ficaram abaixo do limite convencional de 0,05, confirmando que as diferenças observadas entre os grupos analisados são altamente significativas, conferindo alta robustez estatística às conclusões.

O fator tipo apresentou um valor de F de 186,06, evidenciando que diferentes categorias de microplásticos apresentam médias significativamente distintas. Tamanho e cor também mostraram forte influência, com valores de F de 185,65 e 179,71, respectivamente, sugerindo que partículas de diferentes dimensões e colorações se comportam de maneira diferenciada no ambiente. A variável área, embora com um F menor (32,91), também foi estatisticamente significativa, indicando que a localização geográfica afeta a distribuição dos microplásticos, ainda que com menor intensidade em comparação aos demais fatores.

As interações entre variáveis revelaram relações complexas e interdependentes. A interação tipo:cor destacou-se como a mais expressiva ($F = 326,70$), indicando que a combinação entre o tipo e a cor das partículas exerce um impacto substancial sobre a variável dependente. Isso pode refletir padrões específicos de origem, degradação ou comportamento ambiental dos microplásticos. A interação tipo:tamanho ($F = 54,14$) também foi significativa, sugerindo que o efeito do tipo varia conforme a dimensão das partículas, enquanto a interação tamanho:cor ($F = 39,90$) reforça que a influência da cor depende do tamanho.

As interações entre os fatores e a variável área também foram estatisticamente significativas. As interações tipo:área ($F = 4,79$), tamanho:área ($F = 6,50$) e cor:área ($F = 2,40$) indicam que o efeito de cada característica dos microplásticos varia conforme o local de coleta. Isso pode estar relacionado a fontes específicas de poluição, padrões de uso do solo ou condições ambientais distintas. Esses achados reforçam a importância de considerar o contexto espacial na análise da distribuição de microplásticos.

As interações de ordem superior, como tipo:tamanho:cor ($F = 82,09$), tipo:tamanho:área ($F = 2,97$) e tipo:cor:área ($F = 5,77$), demonstram que a combinação simultânea de múltiplos fatores influencia significativamente a variável resposta. A única interação que não apresentou significância estatística foi tamanho:cor:área ($F = 1,02$; $p = 0,4359$), indicando que essa é a única combinação específica não contribui de forma

relevante para explicar a variabilidade observada. Por outro lado, a interação quádrupla tipo:tamanho:cor:área ($F = 2,39$; $p < 0,001$) foi significativa, evidenciando que mesmo as combinações mais complexas entre os fatores analisados afetam a variável estudada.

Em termos práticos, esses resultados indicam que a comparação entre áreas só é válida quando se considera simultaneamente o tipo, o tamanho e a cor das partículas. A ausência de uma diferença marginal entre áreas reforça a necessidade de análises estratificadas, que respeitem as interações entre os fatores. A análise estatística, portanto, revela que a distribuição e a quantidade de microplásticos são influenciadas por múltiplos fatores e suas interações, o que exige abordagens analíticas integradas e contextualizadas.

A partir desses resultados, torna-se evidente que a comparação entre áreas urbanas só é válida quando se considera a interação entre as variáveis físicas dos microplásticos. A ausência de diferenças marginais isoladas destaca a importância de análises estratificadas e contextualizadas. Os achados fornecem subsídios relevantes para o aprimoramento de estratégias de monitoramento ambiental. Isso contribui para a formulação de políticas públicas mais eficazes e adaptadas às realidades locais. A compreensão do caráter multifatorial da poluição por microplásticos é essencial para uma gestão urbana baseada em evidências.

5.6. Relação dos MPs com a população

A Tabela 5 apresenta a delimitação das áreas de cada ponto de coleta de sedimentos (bocas de lobo) e a respectiva população residente. Os dados demográficos foram obtidos no site CITYFACTS (2024), um banco de dados que reúne e analisa informações de fontes governamentais e privadas para fornecer dados urbanos precisos e atualizados. Para fins de análise, foram consideradas exclusivamente as áreas com habitação permanente, classificadas como de interesse social (1), de ocupações mistas (3) e de residências de alto padrão (4).

Tabela 5: Relação da população nas áreas habitacionais por amostra

Amostra		Área de abrangência- Km ²	Densidade Hab./Km ²	População - Habitantes
Área 1	1	0,01174	4.955	58
	2	0,01164		58
	3	0,01495		74
Área 3	7	0,01430	3.527	50
	8	0,01068		38
	9	0,01765		62
Área 4	10	0,01622	3.058	50
	11	0,01057		32
	12	0,01518		46

Fonte: Autor (2024)

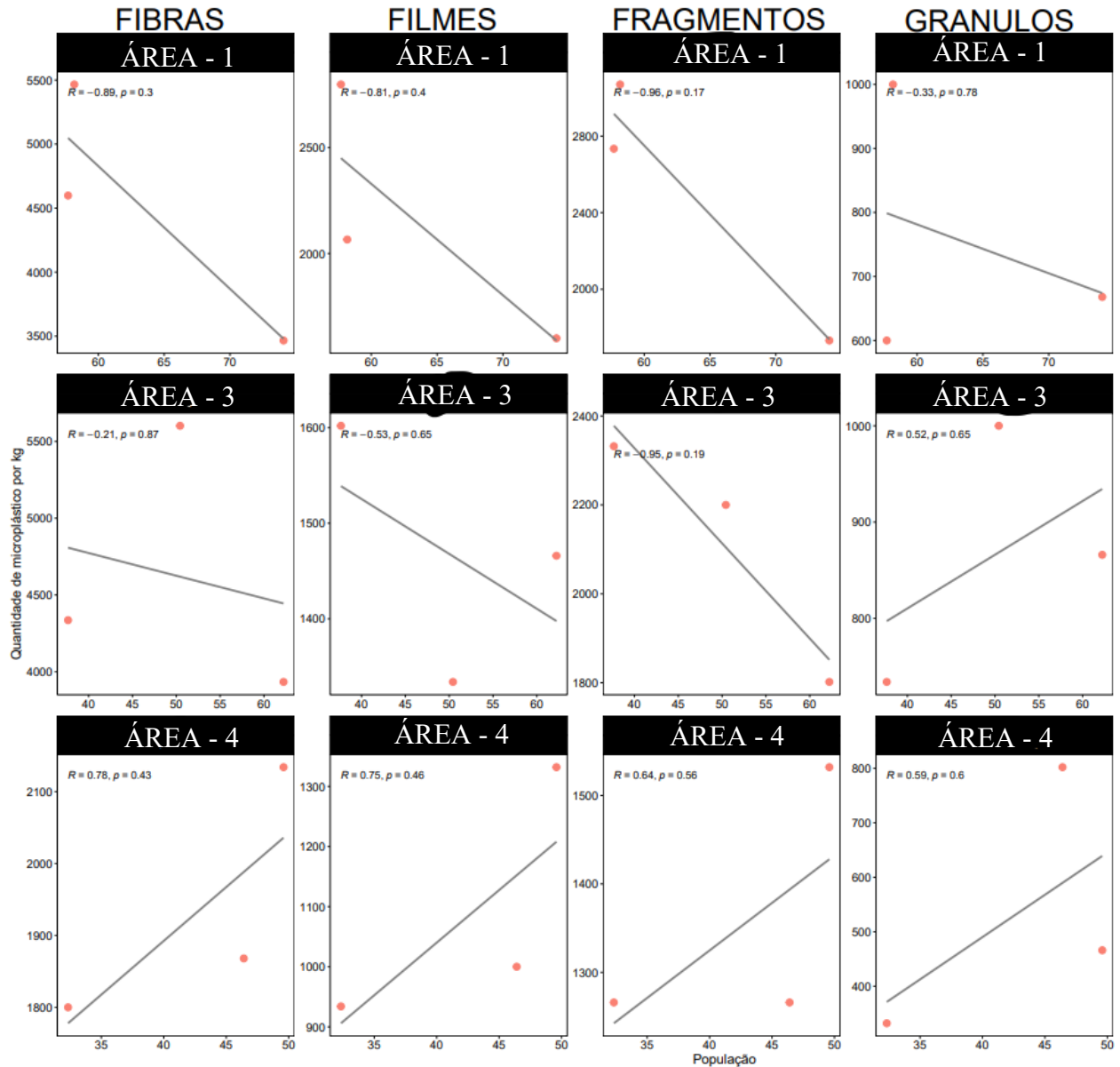
Foi realizada a análise da relação entre o total de microplásticos, independentemente de sua tipologia (excetuando-se os TWP), e a população atendida em cada área de coleta. Para tal, elaboraram-se gráficos de dispersão (Figura 25), nos quais o eixo das abscissas representa a população atendida e o eixo das ordenadas indica a quantidade de microplásticos identificados nos sedimentos. Cada gráfico contempla três pontos, correspondentes aos três locais de coleta, cuja posição reflete simultaneamente a população associada e a respectiva carga de MPs. Adicionalmente, foi traçada a reta de tendência que melhor representa a distribuição dos dados.

Além disso, obteve-se o Coeficiente de Correlação de Pearson que é apresentado em cada gráfico (R) juntamente com o seu p-valor (p) (probabilidade de se ter obtido uma estatística de teste assumindo que a hipótese nula é verdadeira). Se o p-valor for menor que 0,05, significa que, a uma significância estatística de 5%, há correlação entre as variáveis; caso contrário não há correlação estatisticamente significativa. O valor do coeficiente pode ser interpretado como:

- Se R for positivo, significa que as variáveis são positivamente correlacionadas, o que significa que quanto maior o valor de uma, maior tende a ser o valor da outra.

- Se R for negativo, significa que as variáveis são negativamente correlacionadas, o que significa que quanto maior o valor de uma, menor tende a ser o valor da outra.

Figura 25: Gráfico de dispersão entre população e quantidade de MPs por kg e tipo



Fonte: Autor (2024)

Em virtude da limitação amostral, restrita a três pontos por região de interesse e da obtenção dos p-valores serem superiores a 5%, não se pode afirmar a existência de correlações estatisticamente significativas nas correlações. Ainda assim, observa-se na Figura 25 um comportamento na área de interesse social (1) e, majoritariamente,

ocupações mistas (3), uma correlação negativa entre a quantidade de microplásticos e a população atendida, indicando que, à medida que aumenta o contingente populacional, tende a diminuir a concentração de microplásticos nos sedimentos.

Em contraste, na região de residências de alto padrão (4), a relação é inversa: em todos os casos analisados, a correlação é positiva, sugerindo que maiores populações estão associadas a maiores quantidades de microplásticos nos sedimentos. Este comportamento pode estar associado aos padrões de consumo, aos critérios locais adotados para a separação, coleta e reciclagem de resíduos sólidos domiciliares, bem como ao grau de conscientização ambiental predominante entre distintos grupos populacionais.

A avaliação da geração de microplásticos (MPs) nas diferentes regiões urbanas investigadas revelou padrões distintos de descarte, os quais estão diretamente relacionados às características socioeconômicas e estruturais de cada área. Essa heterogeneidade evidencia a complexidade dos fatores que influenciam a presença de MPs no ambiente urbano, indo além da simples densidade populacional. A análise detalhada das amostras permite compreender como diferentes contextos urbanos contribuem de maneira singular para a poluição por MPs.

Nas regiões compostas por habitações de interesse social, representadas pelas amostras 1, 2 e 3, observou-se uma população relativamente homogênea nas duas primeiras amostras, com um aumento significativo na terceira. Esse aumento decorre da maior área de captação da boca de lobo correspondente. A análise dos MPs, especialmente os derivados de fibras, indicou variações na geração per capita entre as amostras, sem uma relação direta com o número de habitantes. Este comportamento sugere uma ausência de uniformidade nos padrões de descarte, possivelmente associada à menor conscientização ambiental da população local.

Nesse sentido, fatores como a retenção de partículas por vegetações, a topografia das vias, a eficiência do escoamento superficial e a incorporação dos MPs aos sedimentos podem ter influenciado os resultados observados. Esses elementos físicos e ambientais atuam como moduladores da dispersão e da acumulação de MPs, contribuindo para a variabilidade espacial detectada. Assim, mesmo em áreas com

características populacionais semelhantes, a dinâmica ambiental pode alterar significativamente os índices de contaminação.

De forma semelhante, a região com habitações mistas, correspondente às amostras 7, 8 e 9, apresentou flutuações tanto na população relativa quanto nos índices de geração de MPs por habitante. As fibras novamente se destacaram como a fração predominante, seguidas por filmes, fragmentos e grânulos. A ausência de correlação direta entre o número de habitantes e a quantidade de MPs reforça a hipótese de que o comportamento de descarte nessa região também é marcado por inconsistências. Tais inconsistências podem estar relacionadas a fatores culturais, ambientais e estruturais semelhantes aos observados na região anterior.

Por outro lado, a região composta por residências de alto padrão, abrangida pelas amostras 10, 11 e 12, apresentou um comportamento distinto em relação às demais. Nessa área, identificou-se uma relação proporcional entre o aumento da população e a geração de MPs, indicando maior linearidade nos padrões de descarte. Esse comportamento pode ser atribuído a uma série de fatores, entre os quais se destacam o maior nível de conscientização ambiental, o acesso a serviços públicos mais eficientes e a presença de infraestrutura urbana de melhor qualidade.

A regularidade nos hábitos de consumo e descarte, aliada à menor interferência de fatores externos, como o descarte irregular em áreas não monitoradas, contribui para a homogeneidade observada. Além disso, a previsibilidade do escoamento superficial, favorecida pela pavimentação contínua e pela topografia controlada, pode ter desempenhado um papel importante na uniformidade dos resultados. Esses elementos indicam que a infraestrutura urbana pode atuar como um fator mitigador da variabilidade na geração de MPs.

Essas análises evidenciam que a geração de microplásticos em áreas urbanas não depende exclusivamente da densidade populacional, mas está fortemente condicionada por fatores socioeconômicos, culturais, ambientais e estruturais. A compreensão dessas variáveis é essencial para o desenvolvimento de políticas públicas eficazes voltadas à mitigação da poluição por microplásticos em ambientes urbanos. Estratégias integradas que considerem essas múltiplas dimensões podem promover uma gestão mais eficiente e sustentável dos resíduos urbanos.

5.7. Concentração dos MPs de pneus

A análise da Tabela 6 aprofunda a compreensão da influência da ocupação do solo na presença de microplásticos derivados de pneus (TWP) nos sedimentos urbanos. A discrepância observada na área 5, onde a menor área de pavimentação coexiste com a maior concentração de TWP por unidade de área pavimentada (2,15 Unid./kg.m²), reforça a hipótese da intensidade do tráfego veicular como um fator-chave na geração e transporte desses poluentes. A alta rotatividade de veículos, frenagens e acelerações frequentes em áreas comerciais centrais contribuem significativamente para o desgaste dos pneus e, conseqüentemente, para a maior deposição de TWP nas superfícies urbanas, sendo posteriormente carregados pelo escoamento superficial para o sistema de drenagem.

Por outro lado, a menor relação TWP/área pavimentada nas áreas 2 (industrial) e 4 (residencial de alto padrão), conjuntamente com suas maiores áreas verdes, sugere um possível efeito de mitigação da vegetação no transporte de TWP. A vegetação pode atuar como uma barreira física, interceptando as partículas de pneu e reduzindo sua chegada ao sistema de drenagem. Além disso, áreas com maior permeabilidade do solo, associadas à presença de vegetação, tendem a gerar menor volume de escoamento superficial, diminuindo o carregamento de sedimentos e, conseqüentemente, de TWP.

É importante notar que a relação simples entre TWP e área pavimentada não considera outros fatores relevantes, como a condição das vias, os tipos de veículos predominantes em cada área e a frequência de limpeza urbana. No entanto, a Tabela 6 oferece uma evidência quantitativa robusta da forte ligação entre a atividade comercial, o tráfego intenso e a poluição por TWP no ambiente urbano de Bauru. A comparação entre as áreas com diferentes características de ocupação do solo destaca a necessidade de estratégias de mitigação direcionadas, considerando as particularidades de cada contexto urbano.

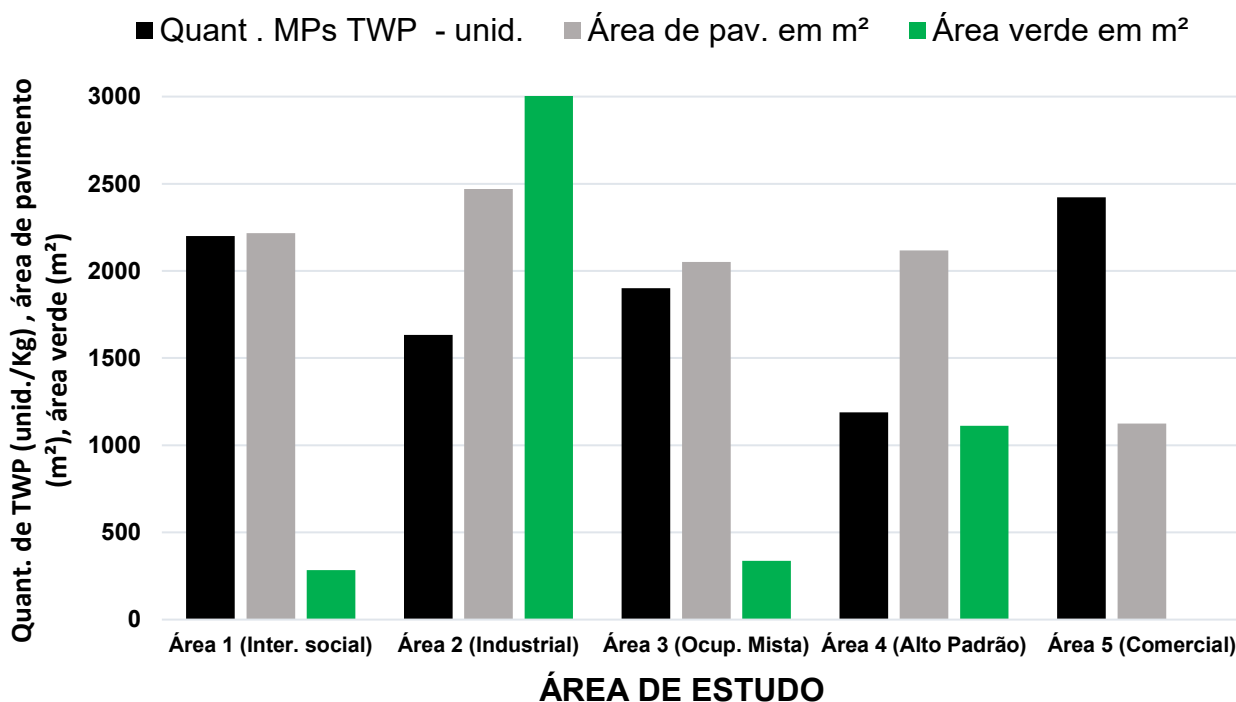
Tabela 6: Relação das áreas de pavimentação nas regiões amostradas

Área	Média da Área de Pavimentação Asfáltica - m ²	Média da Área verde - m ²	Quantidade Média de TWP nos sedimentos (Unid./kg)	Relação da Quant./Área Pavimentada (Unid./kg. m ²)
1	2.217	285	2.200	0,99
2	2.471	3.399	1.633	0,66
3	2.051	337	1.900	0,93
4	2.118	1.111	1.189	0,56
5	1.124	0	2.422	2,15
Médias	1.996	1.026	1.869	1.06

Fonte: Autor (2024)

Com base nos dados apresentados na Tabela 6, foi elaborada a Figura 26, a qual evidencia de forma clara a correlação entre a média de partículas de desgaste de pneus e as médias relativas às áreas verdes e à pavimentação asfáltica nas distintas regiões analisadas. Os resultados indicam que as áreas com maior cobertura vegetal tendem a apresentar menores concentrações de TWP, sugerindo uma possível função mitigadora da vegetação na retenção ou dispersão desses poluentes. A área 1 de habitações de interesse social, caracterizada por uma reduzida proporção de área verde, e a Área 5, de natureza predominantemente comercial e desprovida de cobertura vegetal, destacam-se como as maiores emissoras de TWP. Em contraste, a Área 2, de uso industrial, embora apresente a maior extensão conjunta de áreas verdes e pavimentadas, registra emissões de TWP inferiores às das áreas anteriormente mencionadas. Tal resultado aponta para a complexidade das interações entre uso do solo, infraestrutura urbana e geração de microplásticos, exigindo análises mais aprofundadas sobre os fatores que influenciam a dinâmica desses contaminantes.

Figura 26: Comparativo de TWP x área de pavimento x área verde entre regiões



Fonte: Autor (2024)

Para o caso dos TWP e como p-valor do teste F (técnica estatística para comparar a variabilidade de duas ou mais amostras) é menor do que 0.05, foi realizado o testes t de Student com correção de Holm para comparar as áreas duas a duas (*box-plot* apresentado na Figura 27) para determinar quais diferem em relação à quantidade média de microplásticos na respectiva combinação.

Os resultados demonstram claramente que a Área 5, correspondente ao centro comercial e de serviços, apresenta uma mediana e uma dispersão de valores de TWP nitidamente superiores às demais áreas.

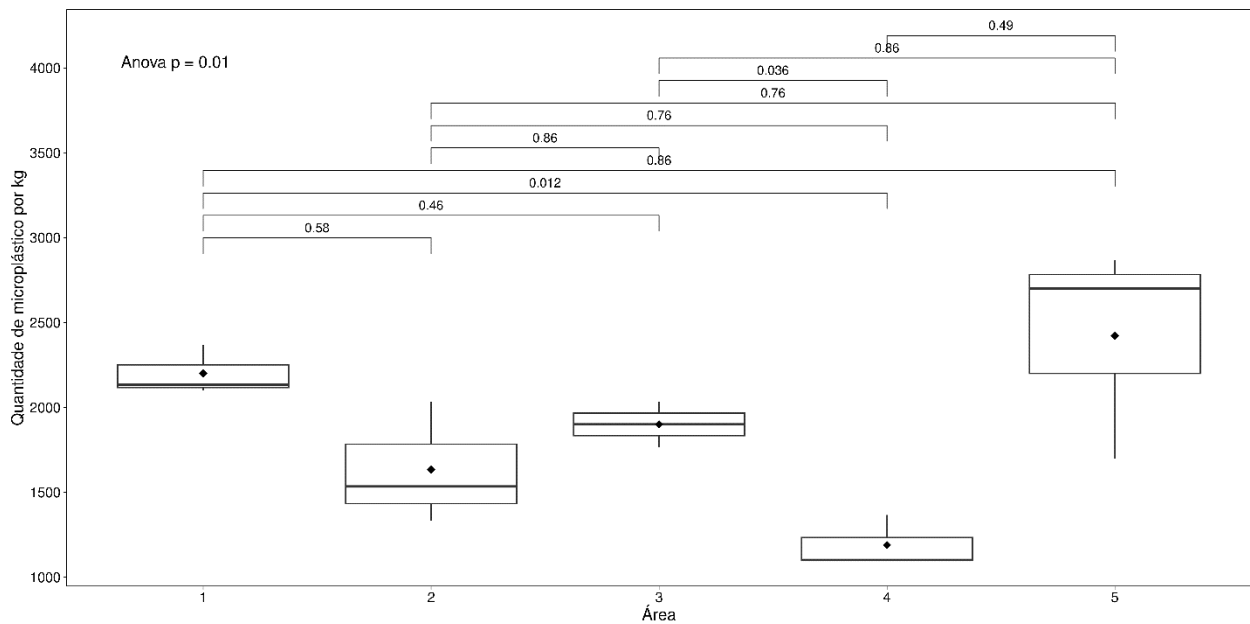
Estes resultados reforçam a hipótese, já levantada na discussão da Tabela 6, de que o intenso tráfego veicular característico de áreas comerciais centrais é um fator preponderante na geração e acúmulo de partículas de pneu no ambiente urbano.

Em contraste, as Áreas 2 (industrial) e 4 (residencial de alto padrão) exibem medianas de TWP consideravelmente mais baixas, com uma menor variabilidade nos dados, conforme indicado pelo tamanho das caixas. Este resultado pode estar relacionado, como discutido anteriormente, à presença mais significativa de áreas verdes

nessas regiões, que potencialmente atuam como barreiras físicas, retendo as partículas de TWP e diminuindo seu carregamento para o sistema de drenagem.

As Áreas 1 (habitação de interesse social) e 3 (bairro de ocupação mista) apresentam uma variabilidade maior na quantidade de TWP, como se observa nas caixas mais alongadas e na possível presença de valores atípicos. Isso pode refletir uma maior heterogeneidade nas condições de tráfego e nas características das superfícies de escoamento dentro dessas áreas, que englobam diferentes tipos de vias e intensidades de uso.

Figura 27: Comparação da quantidade de MPs - TWP por kg pela variável área



Fonte: Autor (2024)

Embora a análise estatística mencionada no texto sugira diferenças significativas entre as áreas, a visualização da Figura 27 permite identificar quais áreas contribuem mais para essa diferença. A nitidez com que a Área 5 se destaca como a de maior concentração de TWP reforça a necessidade de direcionar medidas de mitigação específicas para áreas com alto fluxo de veículos, como a adoção de pavimentos permeáveis e a implementação de práticas de manejo de águas pluviais que visem a retenção desses poluentes.

No entanto, é importante reconhecer algumas limitações nesta análise. A quantidade de TWP encontrada nos sedimentos de drenagem é um indicativo da sua presença no escoamento superficial, mas não reflete necessariamente a totalidade da

emissão ou o transporte para outros compartimentos ambientais. Além disso, outros fatores além do tráfego, como a deposição atmosférica de partículas de pneu e a drenagem de áreas adjacentes, podem também contribuir para a presença de TWP nos pontos de coleta.

Comparativamente a Tabela 7 apresenta uma síntese quantitativa de MPs originados do desgaste de pneus, identificados em estudos com sedimentos coletados em áreas adjacentes a zonas urbanizadas.

Tabela 7: Concentração de TWP (unid./kg) encontrados em pesquisas desenvolvidas em contextos geográficos diversos

Localização	País	TWP (unid./Kg)	Referência
Baía de Jiaozhou	China	27	Zheng <i>et al.</i> (2020b)
Streams em Auckland	Nova Zelândia	60	Dikareva e Simon (2019)
Rio Bloukrans	África do Sul	160	Nel, Dalu e Wasserman (2018)
Planalto do Tibete	China	195	Jiang <i>et al.</i> (2019)
Lago Bolsena e Chiusi	Itália	266	Fischer <i>et al.</i> (2016)
Três Gargantas	China	300	Di e Wang (2018)
Piscina Edgbaston	Reino Unido	300	Vaughan <i>et al.</i> (2017)
Rio Beijiang	China	544	Wang <i>et al.</i> (2017)
Rio Antuã	Portugal	1.265	Rodrigues <i>et al.</i> (2018)
Bacias em Los Angeles	EUA	2.784	Koutnik <i>et al.</i> (2021)
Lago Poyang	China	3.153	Liu <i>et al.</i> (2019a)
Reservat. de Danjiangkou	China	3.237	Lin <i>et al.</i> (2021)
Rio Reno e Meno	Alemanha	3.763	Klein <i>et al.</i> (2015)
Reservatório Jiayan	China	15.700	Niu <i>et al.</i> (2022)
Lago de Ontário	Canadá	28.000	Ballent <i>et al.</i> (2016)
Reservatório - Poa	Brasil	27.542	Moruzzi <i>et al.</i> (2020)
Reservatório - São Paulo	Brasil	109.089	Goehler <i>et al.</i> (2020)
Diversos Reservatórios	Dinamarca	127.986	Liu <i>et al.</i> (2019b)
Sedimentos em Bauru	Brasil	1.869	Estudo atual

Fonte: Adaptado de Goehler *et al.* (2020)

A literatura científica evidencia uma ampla variabilidade na concentração desses contaminantes, a depender das características específicas dos locais de e formas de amostragem. Por exemplo, Zheng *et al.* (2020b), em estudo realizado na China, relataram concentrações de aproximadamente 30 partículas por quilograma de sedimento. Em contrapartida, investigações conduzidas na Nova Zelândia (Dikareva e Simon, 2019) e na Alemanha (Klein *et al.*, 2015) identificaram valores significativamente superior, variando entre 80 e 3.763 partículas/kg em ambientes fluviais.

Em ambientes com alta capacidade de retenção, como bacias de contenção e detenção, lagos e lagoas, os níveis de microplásticos registrados tendem a ser significativamente mais elevados pela sua natureza acumulativa. Ballent *et al.* (2016) relataram concentrações próximas de 28.000 partículas por quilograma de sedimento, enquanto Liu *et al.* (2019b) observaram valores que ultrapassam 128.000 partículas/kg em diversos reservatórios. De forma semelhante, Goehler *et al.* (2020) identificaram, em estudo conduzido em uma bacia de detenção, concentrações da ordem de 109.000 partículas/kg, evidenciando a expressiva variabilidade desses contaminantes em sistemas aquáticos com características de retenção.

Essa disparidade não pode ser atribuída exclusivamente a fatores como quantidade de tráfego, quantidade de áreas pavimentada abrangida, mas também às propriedades hidrológicas e geomorfológicas dos sistemas sedimentares e aquáticos analisados. A capacidade de retenção, o volume hídrico e a presença de múltiplas fontes de entrada, como afluentes e atividades antrópicas diversas, influenciam diretamente a acumulação e a distribuição dos TWP. Além disso, o uso multifuncional desses ambientes, como abastecimento público e geração de energia, pode interferir na dinâmica de transporte e deposição desses poluentes e consequentemente na quantidade aferida.

Além de fatores como o volume de tráfego, o peso dos veículos, o estilo de condução e a idade da frota, a temperatura ambiente pode ter desempenhado um papel relevante nas elevadas concentrações de partículas de desgaste de pneus (TWP) observadas. Condições térmicas mais elevadas intensificam o atrito entre o pneu e o pavimento, favorecendo o desprendimento de partículas. No caso específico deste estudo, a época de coleta das amostras registrou temperaturas oscilando entre 20 °C e

30 °C, o que pode ter contribuído para o aumento do desgaste dos compostos poliméricos presentes nos pneus.

Dessa forma, é plausível supor que, caso a retirada de amostras dessa pesquisa tivesse sido realizada em uma estação com temperaturas mais amenas, os resultados obtidos apresentariam valores inferiores. A influência das condições climáticas, especialmente da temperatura, sobre a dinâmica de geração e liberação de microplásticos provenientes do tráfego veicular, constitui um aspecto relevante a ser considerado em estudos futuros, a fim de aprimorar a compreensão dos fatores que modulam a presença desses contaminantes no ambiente urbano.

5.8. Análise granulométrica dos sedimentos

Conforme a norma brasileira NBR 6502:2022 – Solos e rochas terminologias (ABNT, 2022), que trata da classificação dos solos e das rochas, define-se como pedregulho o conjunto de partículas minerais com diâmetro superior a 2,00 milímetros, constituídas predominantemente por fragmentos de rochas, podendo conter minerais como quartzo, feldspato e outros minerais. As partículas classificadas como areia apresentam dimensões compreendidas entre 2,00 milímetros e 0,075 milímetros, compostas, em sua maioria, por grãos de quartzo e feldspato, com morfologia variada conforme sua origem. As partículas de silte apresentam dimensões menores que 0,075 milímetros e maiores que 0,002 milímetros, possuem grãos de quartzo bem refinados e algumas partículas lamelares que são fragmentos de micáceos. As argilas, por sua vez, apresentam dimensões menores que 0,002 milímetros, com partículas lamelares microscópicas de mica e outros minerais.

- Pedregulho – Maior que 2,00mm
- Areia – 2,00mm à 0,075mm
- Silte – 0,075mm à 0,002mm
- Argila – Menor que 0,002mm

A granulometria dos sedimentos constitui um fator de relevância na dinâmica de aderência e retenção de partículas de microplásticos, sobretudo aquelas com dimensões inferiores a 1,0mm. Solos caracterizados pela predominância de grãos mais grosseiros, como os de natureza arenosa, tendem a favorecer a penetração dessas partículas em

sua matriz porosa. Em contrapartida, solos de composição mais coesiva, a exemplo dos siltosos e argilosos, apresentam menor porosidade efetiva, o que limita a incorporação interna dos microplásticos e dificulta sua integração com a estrutura granular do solo.

A Tabela 8 apresenta os resultados dos ensaios de granulometria realizados nas 15 amostras coletadas, indicando a porcentagem de material passante em cada peneira utilizadas.

Tabela 8: Porcentagem das massas passantes nas peneiras

Área	Amostra	Porcentagens que passam nas peneiras						
		4,75	2,36	1,18	0,6	0,3	0,15	0,075
1	1	96,8	88,1	80,0	73,9	36,7	4,7	0,6
	2	95,4	80,3	69,2	61,2	27,3	4,4	0,6
	3	93,8	85,2	77,9	71,7	36,5	5,5	0,8
2	4	96,3	93,7	91,9	88,4	30,7	3,0	0,3
	5	95,0	86,4	76,4	68,1	39,6	7,2	1,5
	6	95,8	92,6	88,7	83,0	47,4	9,0	2,1
3	7	96,1	92,5	88,5	84,3	53,7	11,2	2,6
	8	98,1	95,7	92,9	90,0	68,8	13,4	2,4
	9	97,6	88,4	81,7	70,9	37,5	4,2	0,6
4	10	95,5	89,4	83,3	77,4	51,4	11,6	2,6
	11	99,0	95,0	86,7	77,7	51,2	10,1	1,8
	12	96,2	87,2	78,4	69,9	43,5	7,3	1,4
5	13	97,2	86,2	74,9	65,7	47,4	9,0	1,6
	14	99,3	91,9	83,5	76,1	40,4	3,6	0,7
	15	95,0	85,0	74,6	66,4	46,8	11,2	2,1

Fonte: Autor (2025)

A partir da determinação das médias obtidas nas três amostras coletadas em cada área de estudo, foi possível elaborar a Tabela 9, a qual sintetiza a distribuição da massa retida em cada peneira, discriminada por região analisada. Os dados apresentados permitem perceber uma predominância de partículas com diâmetros compreendidos entre as malhas de 1,18mm e 0,075mm, correspondendo em média, a 86,2% do total do material amostrado. Em contraste, a fração classificada como finos, composta por partículas de silte e argila, representa apenas cerca de 1,2% da massa total, evidenciando sua baixa ocorrência nas amostras avaliadas.

Os resultados obtidos em todas as amostras analisadas estão em consonância com aqueles reportados por Agnelli e Albiero (1997), referentes aos solos da região de Bauru, caracterizados por textura de areia média a fina, estrutura pouco consolidada e comportamento colapsível.

Tabela 9: Massa média retida nas peneiras das áreas de interesse

Abertura da peneira (mm)	Massa média retida nas peneiras - gramas				
	Área 1	Área 2	Área 3	Área 4	Área 5
4,75	23,3	21,3	13,6	15,6	14,1
2,36	53,9	24,1	25,2	31,7	47,3
1,18	44,0	25,9	22,4	38,4	50,0
0,6	33,7	29,4	29,8	39,0	41,2
0,3	176,8	202,4	141,4	131,0	122,6
0,15	142,9	163,6	218,2	194,4	184,2
0,075	20,8	25,7	38,5	38,7	32,3
Fundo	3,4	6,4	9,3	9,7	7,4
Total	498,7	498,7	498,4	498,5	499,2

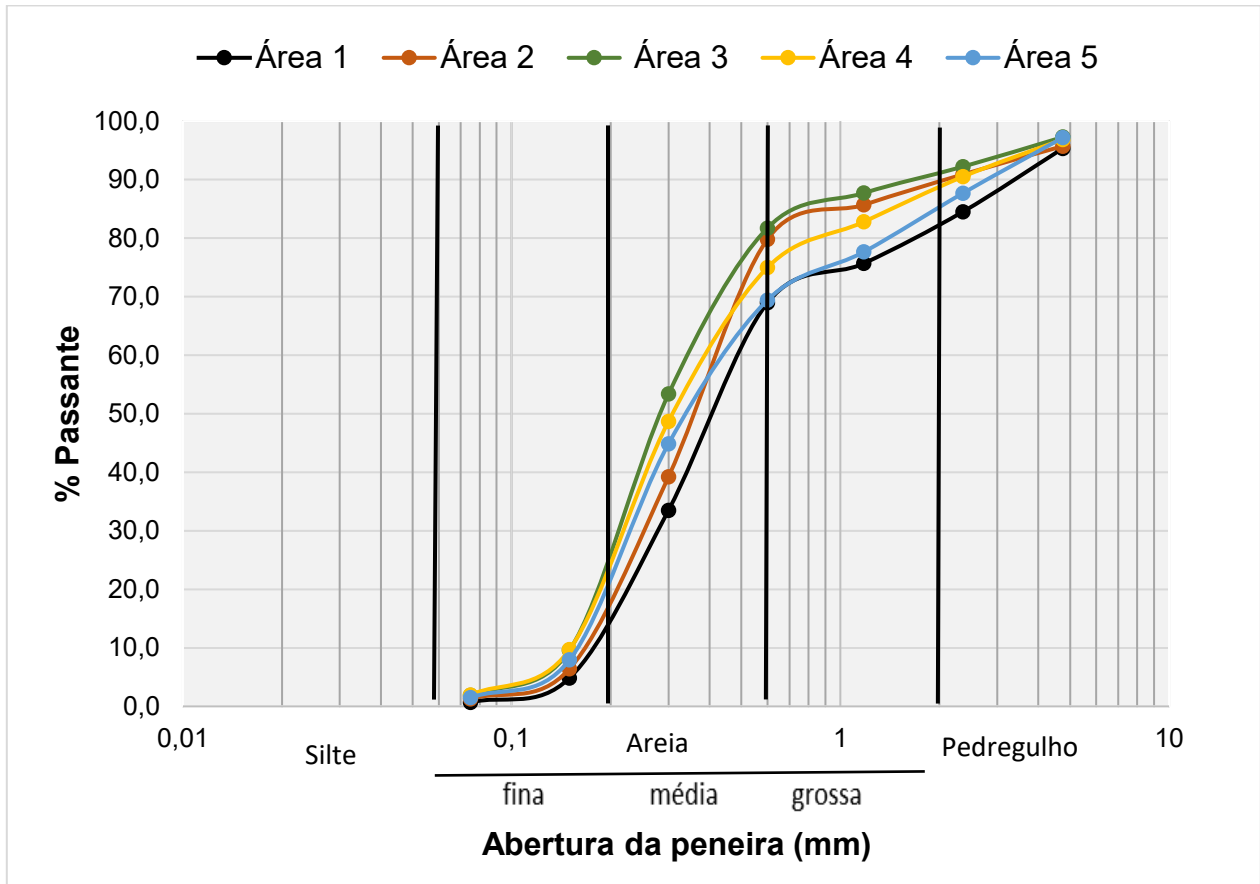
Fonte: Autor (2025)

A partir da média das amostras obtidas nas diferentes áreas de estudo, foi elaborado o gráfico de distribuição granulométrica apresentado na Figura 28. Este gráfico permite observar a notável semelhança entre as curvas granulométricas das regiões analisadas, evidenciando padrões sedimentares recorrentes. Destaca-se que durante o processo de separação granulométrica das amostras, identificou-se que cerca de 12% dos materiais pertenciam à fração de pedregulhos, dentro da qual foram observadas pequenas britas, por suas características físicas, desprendidas da capa do pavimento asfáltico, aumentando a representatividade dessa fração.

Observa-se, ainda, a predominância de partículas classificadas como fração de areia, conforme os critérios estabelecidos pela norma NBR 6502:2022 (ABNT, 2022), representando aproximadamente 85% da composição analisada. Dentre essas partículas, destaca-se a fração de areia média, que compõe 60% do total e apresenta diâmetros entre 0,2 mm e 0,6 mm. A elevada concentração dessa granulometria pode

influenciar diretamente propriedades como porosidade, permeabilidade e estabilidade mecânica, aspectos essenciais para a caracterização dos processos de transporte e deposição de sedimentos em ambientes naturais e urbanos. Esse padrão granulométrico sugere recorrência nos processos sedimentares das áreas analisadas, possivelmente resultante de fenômenos urbanos de deposição e transporte de partículas.

Figura 28: Curva granulométrica média das 5 áreas de interesse



Fonte: Autor (2025)

A interação entre hidrologia e composição do substrato sedimentar exerce influência determinante na dinâmica dos MPs em ambientes urbanos, afetando sua retenção e ressuspensão no escoamento superficial e nos corpos hídricos. O estudo conduzido por Xia *et al.* (2023) na cidade de Guilin, China, demonstrou que eventos de precipitação aumentam significativamente a carga transportada de MPs, destacando o papel das características sedimentares na mobilidade dessas partículas.

A elevada similaridade observada na granulometria dos sedimentos coletados sugere que as comparações quali-quantitativas dos microplásticos entre as áreas de estudo não foram significativamente influenciadas pelas características texturais dos materiais amostrados. Esta constatação reforça a hipótese de que as variações identificadas ao longo da pesquisa estão intrinsecamente relacionadas aos distintos padrões de uso e ocupação do solo nas diferentes porções do ambiente urbano analisado.

5.9. Medidas para redução de microplásticos no ambiente urbano

A presença de microplásticos (MPs) no ambiente urbano representa um desafio crescente para a gestão ambiental e a saúde pública. A diversidade de fontes e formas desses contaminantes exige estratégias específicas para sua mitigação. Neste contexto, são propostas medidas voltadas à redução da geração de cinco categorias principais de MPs: fibras, filmes, fragmentos, grânulos e partículas de desgaste de pneus (TWP). A coleta seletiva e o planejamento urbano municipal são destacados como medidas transversais fundamentais para o enfrentamento desse problema.

A mitigação da poluição por microplásticos em áreas urbanas pode ser eficazmente promovida por Soluções Baseadas na Natureza (SBN). A implementação de jardins de chuva e zonas úmidas artificiais favorece a filtração de partículas plásticas antes que alcancem corpos hídricos. Telhados verdes e pavimentos permeáveis reduzem o escoamento superficial, minimizando o transporte de resíduos plásticos. Barreiras vegetadas em margens de rios funcionam como filtros naturais. Além disso, a restauração de ecossistemas urbanos melhora a retenção de sedimentos e partículas. Essas estratégias integram infraestrutura verde com benefícios ecológicos e sociais.

As fibras sintéticas, predominantemente oriundas da lavagem de roupas e do desgaste de tecidos, constituem uma das frações mais prevalentes de MPs em áreas urbanas. Para sua mitigação, recomenda-se a instalação de filtros em máquinas de lavar, o incentivo ao uso de tecidos naturais ou biodegradáveis e a regulamentação da indústria têxtil quanto à liberação de fibras. A educação ambiental sobre práticas de lavagem e o fortalecimento da coleta seletiva, com foco na separação de resíduos têxteis, também

são essenciais. A criação de pontos de entrega voluntária (PEVs) para roupas e tecidos pode complementar essas ações.

Os filmes plásticos, geralmente provenientes de embalagens descartáveis, sacolas e invólucros, são amplamente dispersos no ambiente urbano. Entre as estratégias de mitigação, destaca-se a proibição ou restrição de plásticos de uso único, a substituição por materiais biodegradáveis ou reutilizáveis e a melhoria na gestão de resíduos sólidos. Campanhas de conscientização sobre consumo responsável, ampliação da coleta seletiva com rotas otimizadas e instalação de lixeiras seletivas em espaços públicos são medidas que contribuem para a redução da presença desses materiais no ambiente.

Os fragmentos de plástico resultam da degradação de itens maiores, como mobiliário urbano, brinquedos e utensílios domésticos. Para reduzir sua geração, é recomendada a substituição de produtos frágeis por materiais mais duráveis, a manutenção preventiva de estruturas urbanas e o reforço na fiscalização do descarte irregular. A educação para o consumo consciente e a criação de ecopontos para recebimento de resíduos volumosos e eletroeletrônicos são medidas complementares. A integração da gestão de resíduos aos planos diretores urbanos pode garantir áreas adequadas para descarte e triagem.

Os grânulos plásticos, ou pellets, são matérias-primas industriais que podem ser liberadas acidentalmente durante o transporte e o manuseio. A adoção de boas práticas industriais, como contenção e limpeza adequadas, instalação de barreiras físicas e filtros, e rastreabilidade ao longo da cadeia produtiva são medidas preventivas eficazes. A capacitação técnica de operadores e gestores, bem como o zoneamento urbano que delimite áreas industriais com infraestrutura de contenção, como bacias de retenção e sistemas de drenagem filtrantes, também são recomendados.

As partículas de desgaste de pneus (TWP) são geradas pelo atrito entre pneus e o pavimento, sendo uma fonte significativa de MPs em áreas urbanas. Para sua mitigação, propõe-se a promoção da mobilidade sustentável, com incentivo ao transporte coletivo, ciclovias e calçadas acessíveis. O desenvolvimento de pneus com menor abrasividade, a manutenção da infraestrutura viária e a instalação de sistemas de drenagem com filtragem de partículas são medidas estruturantes. A incorporação de

pavimentos porosos e tecnologias de retenção de poluentes em projetos de requalificação urbana também pode contribuir para a redução dessas partículas.

A coleta seletiva, quando realizada com maior frequência, abrangência e qualidade, atua como um elemento transversal essencial para a mitigação da poluição por microplásticos. Sua eficácia depende da integração com o planejamento urbano, da participação ativa da população e da articulação entre políticas públicas de educação ambiental, mobilidade, infraestrutura e gestão de resíduos. A adoção de medidas estruturantes e integradas é fundamental para enfrentar os desafios impostos pelos MPs nas cidades contemporâneas.

6. CONCLUSÕES

Este trabalho caracterizou e quantificou microplásticos de sedimentos de águas pluviais, em cinco diferentes formas de ocupação do solo e forneceu informações sobre as características e padrões de distribuição de MPs no ambiente urbano. Os resultados revelam que os MPs resultantes das atividades antrópicas domésticas em ambiente urbano são distribuídos quantitativamente da seguinte, em ordem decrescente Fibras>Fragmentos>Filmes>Grânulos.

Os tipos de ocupação das residenciais urbanas, apresentou semelhança quantitativa e qualitativa entre duas classes de ocupação, as moradias de interesse social e ocupações mistas, diferentes da região com residências de alto padrão aquisitivo, que apresentaram uma menor quantidade de MPs nas amostras de sedimentos coletados. Em comparação entre os locais que não possuem habitações (indústria e comércio), também apresentaram semelhança quantitativas e qualitativas, apenas diferindo nos MPs do tipo Fragmentos em 77,25%, provavelmente pelas atividades da região comercial possuir uma quantidade maior em descarte de embalagens.

A análise dos dados revelou que a geração de MPs nos sedimentos urbanos não está diretamente relacionada à densidade populacional. Nas áreas de interesse social e ocupações mistas, observou-se tendência de correlação negativa entre população e MPs, embora sem significância estatística. Já nas regiões de alto padrão, a correlação foi positiva, indicando maior geração de MPs com o aumento populacional. Esses padrões refletem a influência de fatores como infraestrutura, hábitos de descarte e conscientização ambiental. Assim, a presença de MPs é resultado de múltiplas variáveis socioambientais, e não apenas do número de habitantes.

A região comercial apresentara uma maior concentração de MPs originados pelo desgaste de pneus, em comparação com as áreas predominantemente habitacionais. Esses MPs constituem uma parcela relevante do total encontrado no ambiente urbano estudado, predominantemente em tamanhos menores e variando em quantidade de 1.104 (± 33) para partículas de 0,1 mm a 0,5 mm, 689 (± 26) para partículas de 0,5 mm a 1,0 mm, e 76 (± 51) para partículas de 1,0 mm a 5,0 mm.

As concentrações de MPs variam significativamente entre os usos do solo urbano, com os níveis mais elevados, nas regiões habitacionais com alta concentração

populacional, seguidas pelo comércio e indústria. Os resultados destacam as diversas origens dos MPs, com destaque para as fibras, originadas principalmente do uso vestuários de fibras sintéticas e de sua lavagem, apontando para um potencial indicador de descarte inapropriado de resíduos nas redes de drenagem. Como medidas mitigatórias para evitar a descarga de MPs no escoamento urbano, os Sistemas Sustentáveis de Drenagem Urbana (SUDS), tais como pavimentos permeáveis, valas vegetadas, trincheiras de infiltração, sumidouros, jardins de chuva, bacias de retenção e retenção, podem ser uma solução eficaz.

Finalmente, verificou-se que a região comercial (Área 5), apesar de possuir a menor área de pavimentação asfáltica (1.124 m^2), demonstrou a maior quantidade média de TWP nos sedimentos ($2.422 \text{ unidades/kg}$) e, conseqüentemente, a maior relação entre a quantidade de TWP e a área pavimentada ($2,15 \text{ Unid./kg, m}^2$). Esse resultado sublinha a intensidade do tráfego veicular como um importante fator na geração e acúmulo de TWP no ambiente urbano, superando o efeito da extensão da área pavimentada.

Por sua vez, as áreas com maior proporção de área verde (Áreas 2 e 4) apresentaram menores quantidades médias de TWP nos sedimentos e menores relações TWP/área pavimentada. Este resultado sugere que a presença de vegetação pode desempenhar um papel significativo na retenção de TWP, diminuindo seu transporte para o sistema de drenagem superficial. A comparação entre as áreas demonstra claramente que diferentes padrões de uso e ocupação do solo influenciam a distribuição e a concentração de microplásticos de pneus, com implicações importantes para a gestão da poluição urbana. Portanto, estratégias de mitigação devem considerar não apenas a intensidade do tráfego, mas também a presença e a distribuição de áreas verdes como potenciais barreiras para o escoamento de TWP.

6.1.Recomendações para trabalhos futuros

Com base nos resultados obtidos e nas limitações identificadas na pesquisa, torna-se evidente a necessidade de aprofundamento em aspectos específicos relacionados à dinâmica, origem e comportamento dos microplásticos no ambiente urbano. A complexidade dos processos envolvidos, aliada à diversidade de fontes e

variáveis ambientais, demanda abordagens mais direcionadas e integradas. Nesse sentido, propõem-se as seguintes linhas de investigação para estudos futuros:

- Investigar a influência das precipitações pluviométricas na mobilização MPs em sedimentos e corpos hídricos, relacionando os eventos hidrológicos e a dinâmica desses poluentes em ambientes urbanos.
- Avaliar a eficiência de tecnologias de retenção de microplásticos, como bacias de detenção, sistemas SUDS e malhas filtrantes, antes que esses contaminantes atinjam corpos hídricos.
- Modelar o transporte de MPs no escoamento superficial, considerando o percurso desde as fontes geradoras até sua entrada nas redes de drenagem urbana.
- Mapear os padrões de consumo urbano, relacionando-os ao descarte de produtos plásticos que originam microplásticos no ambiente urbano.
- Realizar a caracterização físico-química dos MPs, com ênfase em propriedades como densidade e composição polimérica (PP, PET, PE, PVC, entre outros).
- Pesquisar a concentração e as características de plásticos de menores tamanhos (nanoplásticos), suas fontes no ambiente urbano e os efeitos de longo prazo nos ecossistemas.
- Investigar a toxicidade dos MPs presentes em águas pluviais, incluindo a análise da presença de metais pesados adsorvidos às partículas.
- Estudar a formação de partículas de desgaste de pneus (TWP) em função da rugosidade dos pavimentos, área de contribuição, velocidade e carga dos veículos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASI, S. Microplastics washout from the atmosphere during a monsoon rain event. **Journal of Hazardous Materials Advances**, v. 4, p. 100035, 1 dez. 2021.

AGHILINASROLLAHABADI, K.; SALEHI, M.; FUJIWARA, T. Investigate the influence of microplastics weathering on their heavy metals uptake in stormwater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 408, p. 124439, 15 abr. 2021.

AGNELLI, N.; ALBIERO, J. H. Comportamento de solos colapsável inundado com líquidos de diferentes composições químicas. Disponível em: <<https://repositorio.usp.br/item/000944453>>. Acesso em: 23 abr. 2025, 1997.

ALAM, M. Z. *et al.* Improving stormwater quality at source using catch basin inserts. **Journal of Environmental Management**, v. 228, p. 393–404, 15 dez. 2018.

ALIMI, O. S. *et al.* Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 4, p. 1704–1724, 20 fev. 2018.

ALLEN, S. *et al.* Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. **Nature Geoscience**, v. 12, n. 5, p. 339–344, 15 abr. 2019.

AMARAL-ZETTLER, L. A. *et al.* Biofouling impacts on polyethylene density and sinking in coastal waters: A macro/micro tipping point? **Water Research**, v. 201, 1 ago. 2021.

AMATO, F. *et al.* Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 37, p. 6777–6787, dez. 2011.

ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, ago. 2011.

ANDRÉS-DOMÉNECH, I. *et al.* Sustainable urban drainage systems in Spain: A diagnosis. **Sustainability (Switzerland)**, v. 13, n. 5, p. 1–22, 1 mar. 2021.

ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. A. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris, September 9-11, 2008, University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA. 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6502: Solos e rochas terminologias**. Rio de Janeiro. 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181: Solo – Análise Granulométrica**. Rio de Janeiro. 2016.

AUTA, H. S.; EMENIKE, C. U.; FAUZIAH, S. H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. **Environment International**, v. 102, p. 165–176, 1 maio 2017.

AWAN, M. M. A. *et al.* Microplastic removal in batch and dynamic coagulation-flocculation-sedimentation systems is controlled by floc size. **Science of The Total Environment**, p. 168631, jan. 2023.

BABAYEMI, J. O. *et al.* Ensuring sustainability in plastics use in Africa: consumption, waste generation, and projections. **Environmental Sciences Europe**, v. 31, n. 1, p. 1–20, 1 dez. 2019.

BAENSCH-BALTRUSCHAT, B. *et al.* Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. **Science of The Total Environment**, v. 733, p. 137823, 1 set. 2020.

BALESTRA, V.; BELLOPEDE, R. Microplastic pollution in show cave sediments: First evidence and detection technique. **Environmental Pollution**, v. 292, 1 jan. 2022.

BALLENT, A. *et al.* Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 110, n. 1, p. 383–395, 15 set. 2016.

BARNES, D. K. A. *et al.* Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1985–1998, 27 jul. 2009.

BAUER-CIVIELLO, A. *et al.* Input of plastic debris in an urban tropical river system. **Marine Pollution Bulletin**, v. 144, p. 235–242, 1 jul. 2019.

Bauru - Population Trends and Demographics - **CityFacts**. Disponível em: <<https://www.city-facts.com/search?s=bauru&auto=>>>. Acesso em: 5 maio. 2025.

BERGLUND, E. *et al.* Microplastics in a freshwater mussel (*Anodonta anatina*) in Northern Europe. **Science of The Total Environment**, v. 697, p. 134192, 20 dez. 2019.

BERGMANN, M. *et al.* White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. **Sci**. Disponível em: <<https://www.science.org>>, 2019.

BIALE, G. *et al.* Seeping plastics: Potentially harmful molecular fragments leaching out from microplastics during accelerated ageing in seawater. **Water Research**, v. 219, p. 118521, 1 jul. 2022.

BLÄSING, M.; AMELUNG, W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. **Science of the Total Environment**. Elsevier B.V., 15 jan. 2018.

BONI, W.; ARBUCKLE-KEIL, G.; FAHRENFELD, N. L. Inter-storm variation in microplastic concentration and polymer type at stormwater outfalls and a bioretention basin. **Science of the Total Environment**, v. 809, 25 fev. 2022.

BROWNE, M. A. *et al.* Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 21, p. 9175–9179, 1 nov. 2011.

BRUDLER, S. *et al.* Pollution levels of stormwater discharges and resulting environmental impacts. **Science of The Total Environment**, v. 663, p. 754–763, 1 maio 2019.

BUTCHER, J. B. BUILDUP, WASHOFF, AND EVENT MEAN CONCENTRATIONS. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 39, n. 6, p. 1521–1528, 1 dez. 2003.

CAMARA, M.; JAMIL, N. R.; ABDULLAH, A. F. BIN. Impact of land uses on water quality in Malaysia: a review. **Ecological Processes**. Springer Verlag, 1 dez. 2019.

CHEN, H. *et al.* The occurrence of microplastics in water bodies in urban agglomerations: Impacts of drainage system overflow in wet weather, catchment land-uses, and environmental management practices. **Water Research**, v. 183, 15 set. 2020.

CHEN, J. *et al.* Distribution patterns of microplastics pollution in urban fresh waters: a case study of rivers in Chengdu, China. **Journal of Environmental. Research and Public Health**, 2022.

CHERNIAK, S. L. *et al.* Conventional and biological treatment for the removal of microplastics from drinking water. **Chemosphere**, v. 288, p. 132587, 1 fev. 2022.

CHEUNG, P. K.; HUNG, P. L.; FOK, L. River Microplastic Contamination and Dynamics upon a Rainfall Event in Hong Kong, China. **Environmental Processes**, v. 6, n. 1, p. 253–264, 18 mar. 2019.

CHO, Y. *et al.* Microplastic emission characteristics of stormwater runoff in an urban area: Intra-event variability and influencing factors. **Science of the Total Environment**, v. 866, 25 mar. 2023.

CITYFACTS, Banco de Dados Populacional. Disponível em: <<https://pt.city-facts.com/bauru/population>>. Acesso em out, 2024.

CIZDZIEL, J. *et al.* Single-pot method for the collection and preparation of natural water for microplastic analyses: Microplastics in the Mississippi River system during and after historic. **Environmental toxicology and chemistry**, Wiley Online Library, v. 39, n. 5, p. 986–995, 1 maio 2020.

CORCORAN, P. L. *et al.* Factors Controlling the Distribution of Microplastic Particles in Benthic Sediment of the Thames River, Canada. **Environmental Science and Technology**, v. 54, n. 2, p. 818–825, 21 jan. 2020.

CRITTENDEN, J. C. *et al.* Gravity Separation. **MWH's Water Treatment**, p. 641–725, 21 mar. 2012.

DA SILVA, G. N. *et al.* An assessment of atmospheric deposition of metals and the physico-chemical parameters of a rainwater harvesting system in Rio de Janeiro Brazil, by means of statistical multivariate analysis. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 4, p. e2522, 27 jul. 2020.

DALMAU-SOLER, J. *et al.* Microplastics from headwaters to tap water: occurrence and removal in a drinking water treatment plant in Barcelona Metropolitan area (Catalonia, NE Spain). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 42, p. 59462–59472, 1 nov. 2021.

DE SÁ, L. C. *et al.* Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? **Science of the Total Environment**. Elsevier B.V., , 15 dez. 2018.

DE SMIT, J. C. *et al.* Habitat-forming species trap microplastics into coastal sediment sinks. **Science of the Total Environment**, v. 772, 10 jun. 2021.

DE SOUZA, C. M. *et al.* Avaliação da sazonalidade do fenômeno da primeira carga de lavagem em um sistema de captação e armazenamento de águas pluviais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, n. 3, p. 571–583, 13 jul. 2022.

DE SOUZA MACHADO, A. A. *et al.* Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. **Global Change Biology**, v. 24, n. 4, p. 1405–1416, 1 abr. 2018.

DIKAREVA, N.; SIMON, K. S. Microplastic pollution in streams spanning an urbanisation gradient. **Environmental Pollution**, v. 250, p. 292–299, 1 jul. 2019.

DI, M.; WANG, J. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. **Science of The Total Environment**, v. 616–617, p. 1620–1627, 1 mar. 2018.

DING, W.; WEI, G.; ZHOU, H. Improving flood resilience through optimal reservoir operation. **Journal of Hydrology**, v. 620, 1 maio 2023.

DRIS, R. *et al.* Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 592–599, 21 jul. 2015.

DRIS, R. *et al.* A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. **Environmental Pollution**, v. 221, p. 453–458, 2017.

DRUMMOND, J. D. *et al.* Significance of Hyporheic Exchange for Predicting Microplastic Fate in Rivers. **Environmental Science and Technology Letters**, v. 7, n. 10, p. 727–732, 13 out. 2020.

DRUMMOND, J. D. *et al.* Microplastic accumulation in riverbed sediment via hyporheic exchange from headwaters to mainstems. **Science Advances**, v. 8, n. 2, p. 9305, 1 jan. 2022.

DUAN, J. *et al.* Weathering of microplastics and interaction with other coexisting constituents in terrestrial and aquatic environments. **Water Research**, v. 196, p. 117011, 15 maio 2021.

EMDUB, Empresa Municipal de Desenvolvimento Urbano - **Bauru**. Disponível em: <<https://www.emdurb.com.br/>>. Acesso em: 2 maio. 2025.

ERIKSEN, M. *et al.* Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 77, n. 1–2, p. 177–182, 15 dez. 2013.

ESQUINAS, G. G. M. S. *et al.* Physical characterization of litter and microplastic along the urban coast of Cagayan de Oro in Macajalar Bay, Philippines. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, 1 maio 2020.

EVANGELIOU, N. *et al.* Sources and fate of atmospheric microplastics revealed from inverse and dispersion modelling: From global emissions to deposition. **Journal of Hazardous Materials**, v. 432, p. 128585, 15 jun. 2022.

FAHRENFELD, N. L. *et al.* **Source tracking microplastics in the freshwater environment. TrAC - Trends in Analytical Chemistry** Elsevier B.V., , 1 mar. 2019.

FANG, C.; YU, D. Urban agglomeration: An evolving concept of an emerging phenomenon. **Landscape and Urban Planning**, v. 162, p. 126–136, 1 jun. 2017.

FANG, Q.; NIU, S.; YU, J. Characterising microplastic pollution in sediments from urban water systems using the diversity index. **Journal of Cleaner Production**, v. 318, p. 128537, 10 out. 2021.

FENG, S. *et al.* Microplastic footprints in the Qinghai-Tibet Plateau and their implications to the Yangtze River Basin. **Journal of Hazardous Materials**, v. 407, 5 abr. 2021.

FISCHER, E. K. *et al.* Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments – A case study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (central Italy). **Environmental Pollution**, v. 213, p. 648–657, 1 jun. 2016.

FRIAS, J. P. G. L.; NASH, R. Microplastics: Finding a consensus on the definition. **Marine Pollution Bulletin**, v. 138, p. 145–147, 1 jan. 2019.

GARCÍA-FLORES, E.; WAKIDA, F. T.; ESPINOZA-GOMEZ, J. H. Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Storm Water runoff in Tijuana, Mexico. **International Journal of Environmental Research**, v. 7, n. 2, p. 387–394, 1 abr. 2013.

GARCÍA-HABA, E. *et al.* The role of different sustainable urban drainage systems in removing microplastics from urban runoff: A review. **Journal of Cleaner Production**, p. 137197, abr. 2023.

GASPERI, J. *et al.* Microplastics in air: Are we breathing it in? **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 1, p. 1–5, 1 fev. 2018.

GERMAN, J.; SVENSSON, G. Metal Content and Particle Size Distribution of Street Sediments and Street Sweeping Waste. **Water Science and Technology**, 46, 191-198. 2002.

GEROLIN, C. R. *et al.* Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 749, p. 141604, 20 dez. 2020.

GEYER, R. Production, use, and fate of synthetic polymers. **Plastic Waste and Recycling**, p. 13–32, 1 jan. 2020.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, n. 7, 5 jul. 2017.

GODOY, V. *et al.* The potential of microplastics as carriers of metals. **Environmental Pollution**, v. 255, 1 dez. 2019.

GOEHLER, L. O. *et al.* Relevance of tyre wear particles to the total content of microplastics transported by runoff in a high-impermeability and intense vehicle traffic urban area. **Environmental Pollution**, v. 314, 1 dez. 2022.

GRBIĆ, J. *et al.* Microplastics entering northwestern Lake Ontario are diverse and linked to urban sources. **Water Research**, v. 174, 1 maio 2020.

GUNAWARDANA, C. *et al.* Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition. **Chemosphere**, v. 87, n. 2, p. 163–170, 1 abr. 2012.

GUSTAFSSON, M. *et al.* Road dust load dynamics and influencing factors for six winter seasons in Stockholm, Sweden. **Atmospheric Environment: X**, v. 2, 1 abr. 2019.

GUSTAFSSON, Mats. *et al.* Street sweeping: a source to, or measure against, microplastic emissions. **Swedish National Road and Transport Research Institute**. Suécia, 2023.

HABERSTROH, C. J. *et al.* Effects of Urban Hydrology on Plastic Transport in a Subtropical River. **ACS ES and T Water**, v. 1, n. 8, p. 1714–1727, 13 ago. 2021.

HANUN, J. N.; HASSAN, F.; JIANG, J. J. Occurrence, fate, and sorption behavior of contaminants of emerging concern to microplastics: Influence of the weathering/aging process. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, p. 106290, 1 out. 2021.

HITCHCOCK, J. N. Storm events as key moments of microplastic contamination in aquatic ecosystems. **Science of the Total Environment**, v. 734, 10 set. 2020.

HOELLEIN, T. J. *et al.* Longitudinal patterns of microplastic concentration and bacterial assemblages in surface and benthic habitats of an urban river. **<https://doi.org/10.1086/693012>**, v. 36, n. 3, p. 491–507, 1 set. 2017.

HORTON, A. A. *et al.* Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of the Total Environment**. Elsevier B.V., 15 maio 2017.

HORTON, A. A.; DIXON, S. J. Microplastics: An introduction to environmental transport processes. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 5, n. 2, p. e1268, 1 abr. 2018.

HUANG, D. *et al.* The occurrence and abundance of microplastics in surface water and sediment of the West River downstream, in the south of China. **Science of the Total Environment**, v. 756, 20 fev. 2021.

HURLEY, R.; WOODWARD, J.; ROTHWELL, J. J. Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. **Nature Geoscience** **2018 11:4**, v. 11, n. 4, p. 251–257, 12 mar. 2018.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Bauru (SP) - Cidades e Estados**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp/bauru.html>>. Acesso em: 5 set. 2024.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Perfil dos municípios brasileiros 2013**. Disponível em: < https://ftp.ibge.gov.br/Perfil_Municipios >. Acesso em fev, 2025.

IMHOF, H. K. *et al.* Pigments and plastic in limnetic ecosystems: A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes. **Water Research**, v. 98, p. 64–74, 1 jul. 2016.

IPMET, Instituto de Pesquisa Meteorológica. **Balanço da precipitação e da temperatura em novembro-2023 na cidade de Bauru/SP**. Disponível em: <<https://www.ipmetradar.com.br/2relatos/2023-11-Prec-Temp-Bauru.pdf>>. Acesso em 17 de out. 2024.

IPMET, Instituto de Pesquisa Meteorológica. **Balanço da precipitação e da temperatura em dezembro-2023 na cidade de Bauru/SP**. Disponível em: <<https://www.ipmetradar.com.br/2relatos/2023-12-Prec-Temp-Bauru.pdf>>. Acesso em 17 de out. 2024.

ISO/TR 21960:2020 - **Plastics — Environmental aspects — State of knowledge and methodologies**. Disponível em: <<https://www.iso.org/standard/72300.html>>. Acesso em: 1 set. 2024.

JAMBECK, J. R. *et al.* Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 768–771, 13 fev. 2015.

JÄRLSKOG, Ida. Occurrence of Traffic-Derived Microplastics in Different Matrices in the Road Environment. **Chalmers Tekniska Högskola**. Suécia, 2022.

JÄRVELÄINEN, J.; SILLANPÄÄ, N.; KOIVUSALO, H. Land-use based stormwater pollutant load estimation and monitoring system design. **Urban Water Journal**, v. 14, n. 3, p. 223–236, 16 mar. 2017.

JIANG, C. *et al.* Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 91–98, 1 jun. 2019.

JIANG, Y. *et al.* A review of microplastic pollution in seawater, sediments and organisms of the Chinese coastal and marginal seas. **Chemosphere**, Elsevier Ltd, 1 jan. 2022.

JIAO, J. *et al.* Microplastics in Surface Waters and Floodplain Sediments of the Dagou River in the Jiaodong Peninsula, China. **Journal of Ocean University of China**, v. 21, n. 6, p. 1538–1548, 1 dez. 2022.

JIN, X. *et al.* Fugitive release and influencing factors of microplastics in urbanized watersheds: A case study of the central area of Suzhou City. **Science of the Total Environment**, v. 837, 1 set. 2022.

JIN, X. *et al.* The effects of riverside cities on microplastics in river water: A case study on the Southern Jiangsu Canal, China. **Science of the Total Environment**, v. 858, 1 fev. 2023.

KARBALAEI, S. *et al.* Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution. **Environmental Science and Pollution Research**, Springer Verlag, 1 dez. 2018.

KLEIN, S.; WORCH, E.; KNEPPER, T. P. Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the rhine-main area in Germany. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 10, p. 6070–6076, 19 maio 2015.

KNIGHTON, D. Fluvial forms and processes: A new perspective. **Fluvial Forms and Processes: A New Perspective**, p. 1–383, 8 abr. 2014.

KOOI, M. *et al.* Modeling the fate and transport of plastic debris in freshwaters: Review and Guidance. **Handbook of Environmental Chemistry**, v. 58, p. 125–152, 2018.

KOUTNIK, V. S. *et al.* Distribution of microplastics in soil and freshwater environments: Global analysis and framework for transport modeling. **Environmental Pollution**, v. 274, p. 116552, 1 abr. 2021.

KRAUSE, S. *et al.* Gathering at the top? Environmental controls of microplastic uptake and biomagnification in freshwater food webs. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115750, 1 jan. 2021.

KUMAR, M. *et al.* Current research trends on micro-and nano-plastics as an emerging threat to global environment: A review. **Journal of Hazardous Material**, v. 409, 1 jan. 2020.

KYRIAKOUCES, G.; TURNER, A. Suspended and deposited microplastics in the coastal atmosphere of southwest England. **Chemosphere**, v. 343, 1 dez. 2023.

LAMB, J. B. *et al.* Plastic waste associated with disease on coral reefs. [s.d.].

LAU, S. L.; KHAN, E.; STENSTROM, M. K. Catch basin inserts to reduce pollution from stormwater. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 7, p. 23–34, 1 out. 2001.

LEBOUTILLIERR, D. W.; KELLS, J. A.; PUTZ, G. J. Prediction of Pollutant Load in Stormwater Runoff from an Urban Residential Area. **Canadian Water Resources Journal**, v. 25, n. 4, p. 343–359, 2000.

LEBRETON, L. C. M. *et al.* River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications** 2017 8:1, v. 8, n. 1, p. 1–10, 7 jun. 2017.

LECHNER, A.; RAMLER, D. The discharge of certain amounts of industrial microplastic from a production plant into the River Danube is permitted by the Austrian legislation. **Environmental Pollution**, v. 200, p. 159–160, 1 maio 2015.

LESLIE, H. A. *et al.* Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. **Environment International**, v. 163, 1 maio 2022.

LETERME, S. C. *et al.* Microplastics in urban freshwater streams in Adelaide, Australia: A source of plastic pollution in the Gulf St Vincent. **Science of the Total Environment**, v. 856, 15 jan. 2023.

LI, C. *et al.* Interventions of river network structures on urban aquatic microplastic footprint from a connectivity perspective. **Water Research**, v. 243, 1 set. 2023.

LI, J. *et al.* Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution. **Environmental Pollution**. Elsevier Ltd, 1 jan. 2019.

LI, P. *et al.* Characteristics of Plastic Pollution in the Environment: A Review. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. **Springer**, 1 out. 2021.

LI, Q. *et al.* Microplastics in the commercial seaweed nori. **Journal of Hazardous Materials**, v. 388, 15 abr. 2020.

LI, S. *et al.* A novel spatial optimization approach for the cost-effectiveness improvement of LID practices based on SWMM-FTC. **Journal of Environmental Management**, v. 307, 1 abr. 2022a.

LI, W. *et al.* Migration behaviors of microplastics in sediment-bearing turbulence: Aggregation, settlement, and resuspension. **Marine Pollution Bulletin**, v. 180, 1 jul. 2022b.

LI, W. C.; TSE, H. F.; FOK, L. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. **Science of the Total Environment**. Elsevier B.V., 1 out. 2016.

LIMA, A. R. A.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F. Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 165, p. 213–225, 5 nov. 2015.

LITHNER, D.; LARSSON, A.; DAVE, G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 18, p. 3309–3324, 15 ago. 2011.

LIU, A. *et al.* Understanding the Role of Urban Road Surface Characteristics in influencing Stormwater Quality. **Water Resources Management**, v. 28, n. 14, p. 5217–5229, 15 out. 2014.

LIU, F.; VIANELLO, A.; VOLLERTSEN, J. Retention of microplastics in sediments of urban and highway stormwater retention ponds. **Environmental Pollution**, v. 255, p. 113335, 1 dez. 2019b.

LIU, F. *et al.* Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. **Science of the Total Environment**, v. 671, p. 992–1000, 25 jun. 2019a.

LIU, W. *et al.* A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms. **Environment International**. Elsevier Ltd, 1 jan. 2021.

LIU, Y. C. *et al.* Characteristics and sources of microplastic pollution in the water and sediments of the Jinjiang River Basin, Fujian Province, China. **China Geology**, v. 5, n. 3, p. 429–438, 1 jul. 2022.

LOPES, C. *et al.* Microplastic ingestion and diet composition of planktivorous fish. **Limnology and Oceanography Letters**, v. 5, n. 1, p. 103–112, 1 fev. 2020.

LV, W. *et al.* Microplastic pollution in rice-fish co-culture system: A report of three farmland stations in Shanghai, China. **Science of the Total Environment**, v. 652, p. 1209–1218, 20 fev. 2019.

MAGNUSSON, K. *et al.* Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment. 2016.

MAK, C. W. *et al.* Microplastics from effluents of sewage treatment works and stormwater discharging into the Victoria Harbor, Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**, v. 157, 1 ago. 2020.

MAKHDOUMI, P. *et al.* Occurrence of microplastic particles in the most popular Iranian bottled mineral water brands and an assessment of human exposure. **Journal of Water Process Engineering**, v. 39, 1 fev. 2021.

MANI, K. G.; PRASANNA, G. S. Aegle marmelos leaf extract is protective against experimentally induced enterocolitis via antioxidant mechanism. **Indian Drugs**, v. 52, n. 6, p. 5–10, 1 jun. 2015.

MANI, T.; BURKHARDT-HOLM, P. Seasonal microplastics variation in nival and pluvial stretches of the Rhine River – From the Swiss catchment towards the North Sea. **Science of the Total Environment**, v. 707, 10 mar. 2020.

MATJAŠIČ, T. *et al.* Microplastic pollution in small rivers along rural–urban gradients: Variations across catchments and between water column and sediments. **Science of the Total Environment**, v. 858, 1 fev. 2023.

MATSUGUMA, Y. *et al.* Microplastics in Sediment Cores from Asia and Africa as Indicators of Temporal Trends in Plastic Pollution. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 73, n. 2, p. 230–239, 1 ago. 2017.

MEHMOOD, T. *et al.* Why is inhalation the most discriminative route of microplastics exposure? **Environmental Science and Pollution Research**, Springer, v. 1, n. 33, p. 3, 1 jul. 2065. 2022.

MIAO, L. *et al.* Effects of biofilm colonization on the sinking of microplastics in three freshwater environments. **Journal of Hazardous Materials**, v. 413, 5 jul. 2021.

MIGUNTANNA, N. P. *et al.* Understanding nutrient build-up on urban road surfaces. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 6, p. 806–812, 2010.

MOHSEN, A.; BALLA, A.; KISS, T. High spatiotemporal resolution analysis on suspended sediment and microplastic transport of a lowland river. **Science of the Total Environment**, v. 902, 1 dez. 2023.

MORGAN, R. A. *et al.* An Evaluation of the Urban Stormwater Pollutant Removal Efficiency of Catch Basin Inserts. **Water Environment Research**, v. 77, n. 5, p. 500–510, 1 set. 2005.

MORUZZI, R. B. *et al.* Stormwater detention reservoirs: An opportunity for monitoring and a potential site to prevent the spread of urban microplastics. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 7, 1 jul. 2020.

MÜLLER, A. *et al.* The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. **Science of The Total Environment**, v. 709, p. 136125, 20 mar. 2020.

NEL, H. A.; DALU, T.; WASSERMAN, R. J. Sinks and sources: Assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in na Austral temperate urban river system. **Science of The Total Environment**, v. 612, p. 950–956, 15 jan. 2018.

NIU, S. *et al.* Microplastic pollution in urban stormwater inlet sediments influenced by land use type of runoff drainage area. **Science of the Total Environment**, v. 914, 1 mar. 2024.

NIU, S.; WANG, T.; XIA, Y. Microplastic pollution in sediments of urban rainwater drainage system. **Science of the Total Environment**, v. 868, 10 abr. 2023.

NIZZETTO, L. *et al.* A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. **Environmental Science: Processes and Impacts**, v. 18, n. 8, p. 1050–1059, 1 ago. 2016.

NUELLE, M. T. *et al.* A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. **Environmental Pollution**, v. 184, p. 161–169, 2014.

NYREEN, C. H.; KOIVUSALO, H.; SØRUP, H. J. D. A model-based analysis for trapping suspended sediment in stormwater inlets of urban drainage network. **Journal of Environmental Management**, v. 366, 1 ago. 2024.

OSSMANN, B. E. *et al.* Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. **Water Research**, v. 141, p. 307–316, 15 set. 2018.

ÖSTERLUND, H. *et al.* Microplastics in urban catchments: Review of sources, pathways, and entry into stormwater. **Science of the Total Environment** Elsevier B.V., 1 fev. 2023.

PARAMESWARAPPA JAYALAKSHMAMMA, M. *et al.* Characterizing microplastics in urban runoff: A multi-land use assessment with a focus on 1–125 µm size particles. **Science of the Total Environment**, v. 904, 15 dez. 2023.

PARK, T. J. *et al.* Occurrence and characteristics of microplastics in fish of the Han River, South Korea: Factors affecting microplastic abundance in fish. **Environmental Research**, v. 206, 15 abr. 2022.

PIÑON-COLIN, T. DE J. *et al.* Microplastics in stormwater runoff in a semiarid region, Tijuana, Mexico. **Science of the Total Environment**, v. 704, 20 fev. 2020.

PIVOKONSKÝ, M. *et al.* Occurrence and fate of microplastics at two different drinking water treatment plants within a river catchment. **Science of The Total Environment**, v. 741, p. 140236, 1 nov. 2020.

PLASCTICSEUROPE. **Plastics-the Facts 2020 An analysis of European plastics production, demand and waste data**. 2020.

Plastics Europe. **Enabling a sustainable future**. Disponível em: <<https://plasticseurope.org/>>. Acesso em: 1 set. 2024. 2017.

PRATA, J. C. *et al.* Selection of microplastics by Nile Red staining increases environmental sample throughput by micro-Raman spectroscopy. **Science of the Total Environment**, v. 783, 20 ago. 2021.

PRAVEENA, S. M.; SHAMSUL ARIFFIN, N. I.; NAFISYAH, A. L. Microplastics in Malaysian bottled water brands: Occurrence and potential human exposure. **Environmental Pollution**, v. 315, 15 dez. 2022.

QIAN, Y. *et al.* Temporal and spatial variation of microplastics in Baotou section of Yellow River, China. **Journal of Environmental Management**, v. 338, 15 jul. 2023.

QIU, R. *et al.* Microplastics in Urban Environments: Sources, Pathways, and Distribution. **Handbook of Environmental Chemistry**, v. 95, p. 41–61, 2020.

RANI, M. *et al.* A Complete Guide to Extraction Methods of Microplastics from Complex Environmental Matrices. *Molecules*. **Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI)**, 1 ago. 2023.

REDDY, K. R.; XIE, T.; DASTGHEIBI, S. Removal of heavy metals from urban stormwater runoff using different filter materials. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 1, p. 282–292, 1 mar. 2014.

REMLEY, R. *et al.* Pollutant Removal Capacity of Stormwater Catchbasin Inserts. **Impacts of Global Climate Change - Water and Environmental Resources Congress**, p. 1–10, 2005.

ROCHMAN, C. M. Microplastics research—from sink to source. **Science**, v. 360, n. 6384, p. 28–29, 6 abr. 2018.

RODRIGUES, M. O. *et al.* Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). **Science of The Total Environment**, v. 633, p. 1549–1559, 15 ago. 2018.

ROSS, P. S. *et al.* Pervasive distribution of polyester fibres in the Arctic Ocean is driven by Atlantic inputs. **Nature Communications** 2021 12:1, v. 12, n. 1, p. 1–9, 12 jan. 2021.

SAMANDRA, S. *et al.* Microplastic contamination of an unconfined groundwater aquifer in Victoria, Australia. **Science of the Total Environment**, v. 802, 1 jan. 2022.

SAMBOLINO, A. *et al.* Seasonal variation in microplastics and zooplankton abundances and characteristics: The ecological vulnerability of an oceanic island system. **Marine Pollution Bulletin**, v. 181, 1 ago. 2022.

SANG, W. *et al.* The abundance and characteristics of microplastics in rainwater pipelines in Wuhan, China. **Science of the Total Environment**, v. 755, 10 fev. 2021.

SCHERER, C. *et al.* Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river. **Science of the Total Environment**, v. 738, 10 out. 2020.

SCHERNEWSKI, G. *et al.* Urban Microplastics Emissions: Effectiveness of Retention Measures and Consequences for the Baltic Sea. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, p. 594415, 8 abr. 2021.

SCHMALTZ, E. *et al.* Plastic pollution solutions: emerging technologies to prevent and collect marine plastic pollution. Environment International. Elsevier Ltd, , 1 nov. 2020.

SCHMIDT, C.; KRAUTH, T.; WAGNER, S. Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 21, p. 12246–12253, 7 nov. 2017.

SEWWANDI, M. *et al.* Microplastics in urban stormwater sediments and runoff: An essential component in the microplastic cycle. **TrAC - Trends in Analytical Chemistry**. Elsevier B.V., 1 set. 2024.

SHRUTI, V. C. *et al.* Current trends and analytical methods for evaluation of microplastics in stormwater. **Trends in Environmental Analytical Chemistry**. Elsevier B.V., 1 jun. 2021.

SKAF, D. W. *et al.* Removal of micron-sized microplastic particles from simulated drinking water via alum coagulation. **Chemical Engineering Journal**, v. 386, 15 abr. 2020.

SMYTH, K. *et al.* Bioretention cells remove microplastics from urban stormwater. **Water Research**, v. 191, 1 mar. 2021.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES DE SANEAMENTO – SNIS. **Ministério das Cidades**. Disponível em: <<https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis>>. Acesso em: 5 set. 2024.

SONG, Y. K. *et al.* Combined Effects of UV Exposure Duration and Mechanical Abrasion on Microplastic Fragmentation by Polymer Type. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 8, p. 4368–4376, 18 abr. 2017.

STANG, C.; MOHAMED, B. A.; LI, L. Y. Microplastic removal from urban stormwater: Current treatments and research gaps. **Journal of Environmental Management**. Academic Press, 1 set. 2022.

STANTON, T. *et al.* Freshwater microplastic concentrations vary through both space and time. **Environmental Pollution**, v. 263, 1 ago. 2020.

SU, L. *et al.* Temporal and spatial variations of microplastics in roadside dust from rural and urban Victoria, Australia: Implications for diffuse pollution. **Chemosphere**, v. 252, 1 ago. 2020.

SUN, J. *et al.* Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*. Elsevier Ltd, 1 abr. 2019.

TALBOT, R.; CHANG, H. Microplastics in freshwater: A global review of factors affecting spatial and temporal variations. **Environmental Pollution**. Elsevier Ltd, 1 jan. 2022.

TALLEC, K. *et al.* Nanoplastics impaired oyster free living stages, gametes and embryos. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 1226–1235, 1 nov. 2018.

TANG, G. *et al.* Microplastics and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Xiamen coastal areas: Implications for anthropogenic impacts. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 811–820, 1 set. 2018.

THOMPSON, R. C. *et al.* Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 7 maio 2004.

TREILLES, R. *et al.* Microplastics and microfibers in urban runoff from a suburban catchment of Greater Paris. **Environmental Pollution**, v. 287, 15 out. 2021.

TUOMELA, C.; SILLANPÄÄ, N.; KOIVUSALO, H. Assessment of stormwater pollutant loads and source area contributions with storm water management model (SWMM). **Journal of Environmental Management**, v. 233, p. 719–727, 1 mar. 2019.

TURNER, A. *et al.* Marine pollution from pyroplastics. **Science of the Total Environment**, v. 694, 1 dez. 2019.

VAZE, J. Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface. **Urban Water**, v. 4, n. 4, p. 379–389, 2002.

VAUGHAN, R.; TURNER, S. D.; ROSE, N. L. Microplastics in the sediments of a UK urban lake. **Environmental Pollution**, v. 229, p. 10–18, 1 out. 2017.

VELZEBOER, I.; KWADIJK, C. J. A. F.; KOELMANS, A. A. Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 9, p. 4869–4876, 6 maio 2014.

VOGELSANG, C. *et al.* Microplastics in road dust - characteristics, pathways and measures. 2020.

WAGNER, S. *et al.* Relationship between Discharge and River Plastic Concentrations in a Rural and an Urban Catchment. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 17, p. 10082–10091, 22 maio 2019.

WALDSCHLÄGER, K. *et al.* The way of microplastic through the environment – Application of the source-pathway-receptor model (review). **Science of the Total Environment**. Elsevier B.V., 15 abr. 2020.

WALDSCHLÄGER, K.; SCHÜTTRUMPF, H. Effects of Particle Properties on the Settling and Rise Velocities of Microplastics in Freshwater under Laboratory Conditions. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 4, p. 1958–1966, 19 fev. 2019.

WANG, C. *et al.* Microplastics in urban runoff: Global occurrence and fate. **Water Research**, v. 225, 15 out. 2022.

WANG, J. *et al.* Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. **Chemosphere**, v. 171, p. 248–258, 1 mar. 2017.

WANG, T. *et al.* Microplastic pollution in sophisticated urban river systems: Combined influence of land-use types and physicochemical characteristics. **Environmental Pollution**, v. 287, 15 out. 2021.

WANG, W. *et al.* Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 539–545, 15 ago. 2018.

WANG, Z.; LIN, T.; CHEN, W. Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP). **Science of The Total Environment**, v. 700, p. 134520, 15 jan. 2020.

WEI, L. *et al.* Microplastics in rainwater/stormwater environments: Influencing factors, sources, transport, fate, and removal techniques. **TrAC - Trends in Analytical Chemistry**. Elsevier B.V., 1 ago. 2023.

WERBOWSKI, L. M. *et al.* Urban Stormwater Runoff: A Major Pathway for Anthropogenic Particles, Black Rubbery Fragments, and Other Types of Microplastics to Urban Receiving Waters. **ACS ES and T Water**, v. 1, n. 6, p. 1420–1428, 11 jun. 2021.

WINDSOR, F. M. *et al.* A catchment-scale perspective of plastic pollution. **Glob Change Biol**, v. 25, p. 1207–1221, 2019.

WINKLER, A. *et al.* Following the fate of microplastic in four abiotic and biotic matrices along the Ticino River (North Italy). **Science of the Total Environment**, v. 823, 1 jun. 2022.

WOODS, B. *et al.* The SUDS Manual - Pervious Pavements. **CIRIA**, v. 1, p. 386–435, 2015.

WOODWARD, J. *et al.* Acute riverine microplastic contamination due to avoidable releases of untreated wastewater. **Nature Sustainability** **2021 4:9**, v. 4, n. 9, p. 793–802, 13 maio 2021.

WRIGHT, S. L.; KELLY, F. J. Plastic and Human Health: A Micro Issue? **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 6634–6647, 20 jun. 2017.

XIA, F. *et al.* Sequestration and export of microplastics in urban river sediments. **Environment International**, v. 181, 1 nov. 2023.

XIA, W. *et al.* Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters. **Science of the Total Environment**, **2020**, Elsevier, 2020.

XU, J. *et al.* Unpalatable Plastic: Efficient Taste Discrimination of Microplastics in Planktonic Copepods. **Environmental Science and Technology**, 2022.

XU, Y. *et al.* A critical review of microplastic pollution in urban freshwater environments and legislative progress in China: Recommendations and insights. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 22, p. 2637–2680, 17 nov. 2021.

XUE, W. *et al.* Spatial changes of nutrients and metallic contaminants in topsoil with multi-geostatistical approaches in a large-size watershed. **Science of the Total Environment**, v. 824, 10 jun. 2022.

XUE, W. *et al.* Land use-based characterization and source apportionment of microplastics in urban storm runoffs in a tropical region. **Environmental Pollution**, v. 329, 15 jul. 2023.

YANG, H. *et al.* The pollution of microplastics in sediments of the Yangtze River Basin: Occurrence, distribution characteristics, and basin-scale multilevel ecological risk assessment. **Water Research**, v. 243, 1 set. 2023a.

YANG, H. *et al.* Distribution, abundance, and risks posed by microplastics in surface waters of the Yangtze River Basin, China. **Environmental Pollution**, v. 333, 15 set. 2023b.

YANG, H. *et al.* Pollution characterization and multi-index ecological risk assessment of microplastics in urban rivers from a Chinese megacity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 480, 5 dez. 2024.

YANG, X. *et al.* Pollution Characteristics and Risk of Microplastics in Soils Related with Land-Use Type. 123DC.

YONKOS, L. T. *et al.* Microplastics in four estuarine rivers in the chesapeake bay, U.S.A. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 24, p. 14195–14202, 16 dez. 2014.

YU, Z. *et al.* Incipient Motion of Exposed Microplastics in an Open-Channel Flow. **Environmental Science and Technology**, v. 56, n. 20, p. 14498–14506, 18 out. 2022.

YUAN, W. *et al.* Environmental fate of microplastics in the world's third-largest river: Basin-wide investigation and microplastic community analysis. **Water Research**, v. 210, 15 fev. 2022.

ZHANG, F. *et al.* Ecological risk assessment of marine microplastics using the analytic hierarchy process: A case study in the Yangtze River Estuary and adjacent marine areas. **Journal of Hazardous Materials**, Elsevier, 2022.

ZHANG, J. *et al.* Urban pipeline rainwater runoff is an important pathway for land-based microplastics transport to inland surface water: A case study in Beijing. **Science of the Total Environment**, v. 861, 25 fev. 2023.

ZHANG, K. *et al.* Microplastic pollution in China's inland water systems: A review of findings, methods, characteristics, effects, and management. **Science of the Total Environment** Elsevier B.V., 15 jul. 2018.

ZHANG, W. *et al.* Persistent organic pollutants carried on plastic resin pellets from two beaches in China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 99, n. 1–2, p. 28–34, 15 out. 2015.

ZHAO, S. *et al.* Analysis of suspended microplastics in the Changjiang Estuary: Implications for riverine plastic load to the ocean. **Water Research**, v. 161, p. 560–569, 15 set. 2019.

ZHENG, S. *et al.* Characteristics of microplastics ingested by zooplankton from the Bohai Sea, China. **Science of The Total Environment**, v. 713, p. 136357, 15 abr. 2020a.

ZHENG, Y. *et al.* Vertical distribution of microplastics in bay sediment reflecting effects of sedimentation dynamics and anthropogenic activities. **Marine Pollution Bulletin**, v. 152, p. 110885, 1 mar. 2020b.

ZHONG, W.; LI, S. **Microplastic pollution control strategy**. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. **Anais...** Institute of Physics Publishing, 11 ago. 2020.

ZHOU, Y. *et al.* Microplastics discharged from urban drainage system: Prominent contribution of sewer overflow pollution. **Water Research**, v. 236, 1 jun. 2023.

ZHU, F. *et al.* Occurrence and Ecological Impacts of Microplastics in Soil Systems: A Review. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 102, n. 6, p. 741–749, 15 jun. 2019.

ZIAJAHROMI, S. *et al.* Microplastic pollution in a stormwater floating treatment wetland: Detection of tyre particles in sediment. **Science of The Total Environment**, v. 713, p. 136356, 15 abr. 2020.

ZYLSTRA, E. R. Accumulation of wind-dispersed trash in desert environments. **Journal of Arid Environments**, v. 89, p. 13–15, 1 fev. 2013.

8. APÊNDICE

Tabela 10: Quantidades absolutas de MPs para 30g de amostra, separados por área, tipo, tamanho e cor

Quantidade de Microplásticos																	
Tipo	Taman.	Cor	Área 1 (Interesse social)			Área 2 (Industrial)			Área 3 (Ocupação Mista)			Área 4 (Alto Padrão)			Área 5 (Comercial)		
			Nº 1	Nº 2	Nº 3	Nº 4	Nº 5	Nº 6	Nº 7	Nº 8	Nº 9	Nº 10	Nº 11	Nº 12	Nº 13	Nº 14	Nº 15
Fibras	0,1 mm e 0,5 mm	Bc	20	16	15	8	9	6	14	11	15	6	5	3	11	5	7
		Pr	4	4	2	5	4	4	5	6	8	2	1	4	5	2	3
		Cl	10	16	8	12	8	11	17	12	8	3	1	1	7	9	6
	0,5 mm a 1,0 mm	Bc	14	7	8	8	8	10	9	5	7	5	3	3	12	10	9
		Pr	4	3	4	5	3	2	3	3	4	3	2	2	4	5	7
		Cl	12	10	7	5	9	2	9	5	8	2	3	5	15	10	12
	1,0 mm e 5,0 mm	Bc	11	8	4	13	12	6	15	18	4	6	8	3	3	6	9
		Pr	4	3	3	4	6	3	7	3	3	4	3	5	6	7	5
		Cl	3	2	1	2	1	1	5	2	2	1	1	2	5	2	4
Filmes	0,1 mm e 0,5 mm	Bc	4	4	3	2	2	2	2	2	2	1	1	1	2	2	1
		Pr	1	0	3	0	2	4	0	1	0	5	0	3	1	1	0
		Cl	4	4	3	2	2	2	3	3	3	2	2	1	3	2	1
	0,5 mm a 1,0 mm	Bc	8	15	7	4	3	6	8	6	8	4	2	3	7	7	5
		Pr	2	2	1	1	1	1	1	2	1	1	2	1	2	2	1
		Cl	3	4	2	2	1	2	2	0	1	0	0	0	2	1	1
	1,0 mm e 5,0 mm	Bc	4	6	2	4	3	5	2	3	6	3	4	2	4	3	4
		Pr	3	3	2	1	2	1	1	2	1	2	2	2	2	2	2
		Cl	2	4	1	1	3	2	1	3	1	1	1	2	1	2	1
Fragmentos	0,1 mm e 0,5 mm	Bc	11	13	7	10	2	7	8	12	5	4	7	6	16	21	12
		Pr	5	4	3	2	1	1	4	4	2	3	2	1	5	6	5
		Cl	3	2	1	1	2	1	4	3	2	2	1	1	2	3	3
	0,5 mm a 1,0 mm	Bc	3	2	1	1	1	1	2	1	2	1	1	1	2	2	1
		Pr	8	8	4	4	2	4	4	4	2	5	2	2	8	4	6
		Cl	2	1	1	1	1	1	3	3	0	1	2	0	2	1	0
	1,0 mm e 5,0 mm	Bc	6	6	2	3	4	6	2	5	6	3	3	5	3	2	3
		Pr	3	3	5	1	1	2	2	2	4	3	0	1	3	3	2
		Cl	5	2	2	3	4	2	4	1	4	1	1	2	4	2	1
Granulos /Pellets	0,1 mm e 0,5 mm	Bc	8	3	6	6	2	3	9	6	7	4	3	8	5	3	10
		Pr	3	3	2	2	2	2	3	3	4	2	1	2	1	2	2
		Cl	4	3	2	2	3	3	3	2	2	1	1	2	2	3	3
	0,5 mm a 1,0 mm	Bc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Pr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Cl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1,0 mm e 5,0 mm	Bc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Pr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Cl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pneus	0,1 mm e 0,5 mm	Bc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Pr	41	33	47	27	37	22	32	36	39	18	17	22	55	44	27
		Cl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0,5 mm a 1,0 mm	Bc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Pr	20	28	21	17	20	17	18	19	21	15	14	16	27	34	23
		Cl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1,0 mm e 5,0 mm	Bc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Pr	3	2	3	2	4	1	3	2	1	0	2	3	4	3	1
		Cl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

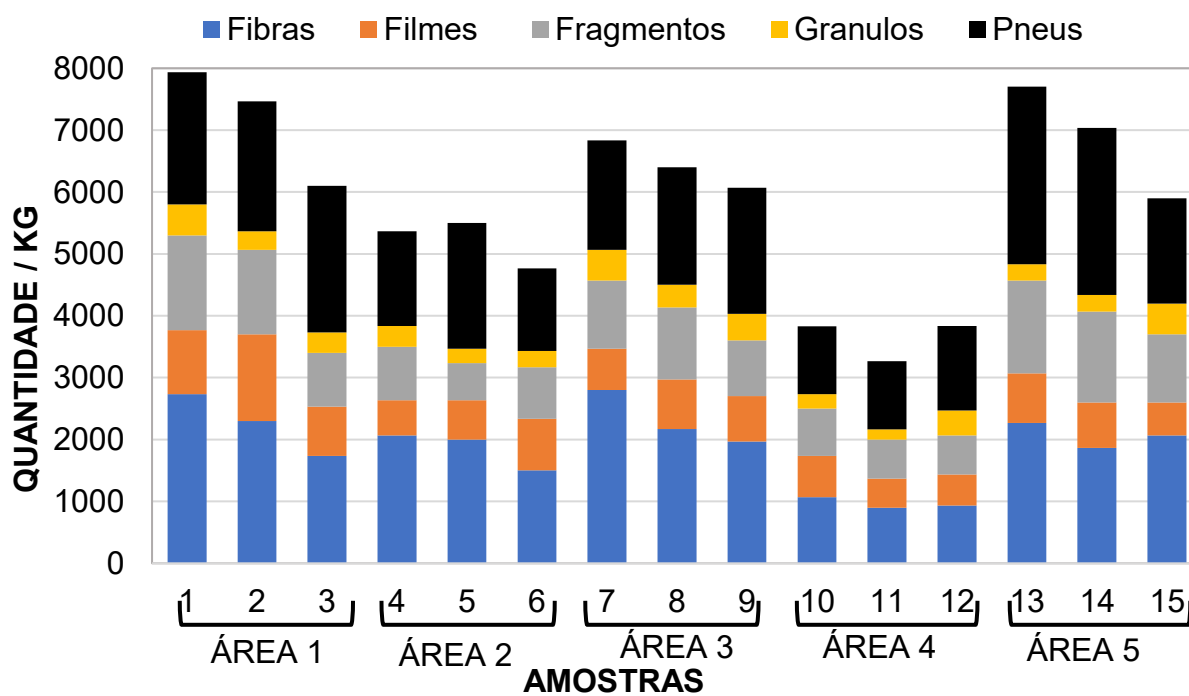
Fonte: Autor (2024)

Figura 29: Média e variação quantitativa dos tipos de MPs/Kg entre todas as áreas



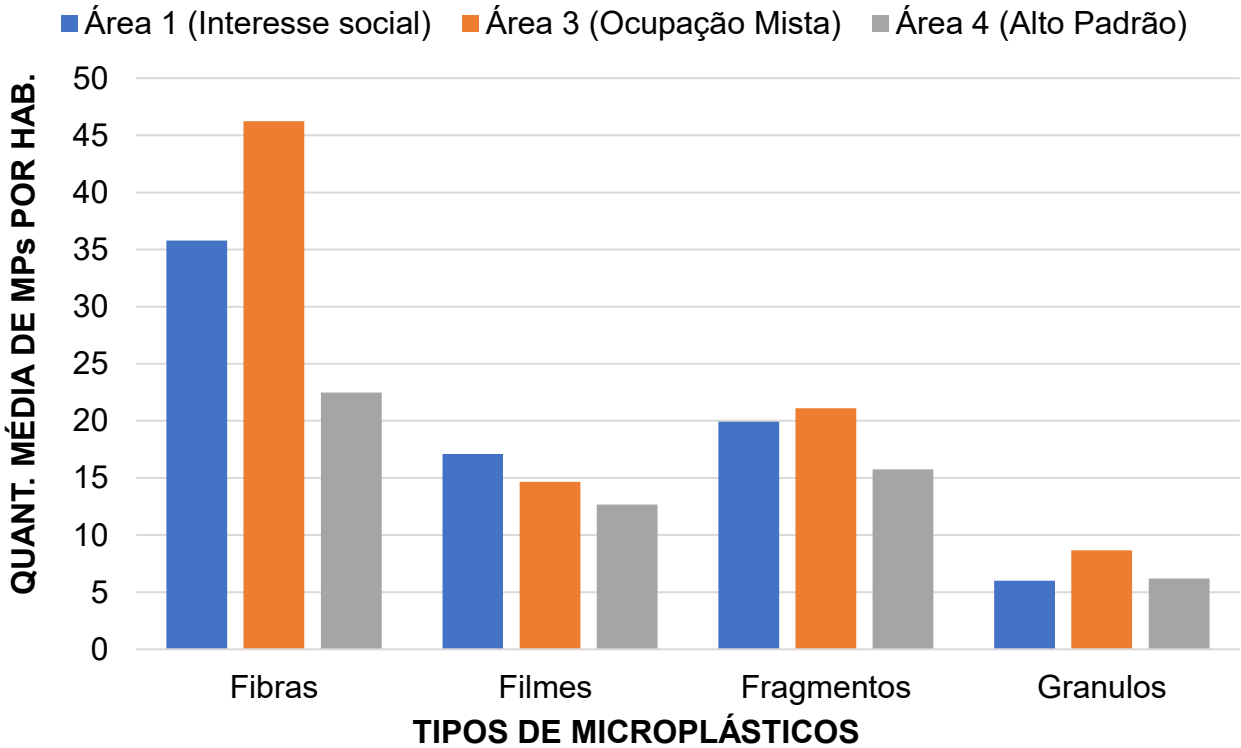
Fonte: Autor (2025)

Figura 30: Somatória das quant. dos tipos de MPs/Kg em todas as amostras



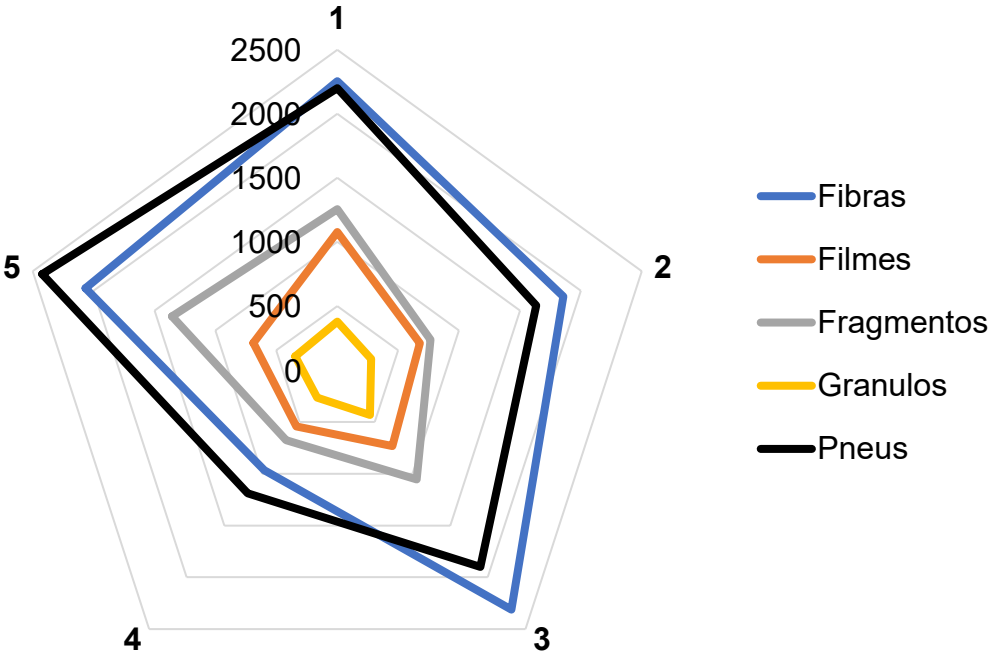
Fonte: Autor (2025)

Figura 31: Distribuição da quant. de MPs por pessoa nas regiões habitacionais



Fonte: Autor (2025)

Figura 32: Radar quantitativo da distribuição de MPs por área de interesse



Fonte: Autor (2025)