

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS CENTRO DE CIÊNCIAS
BIOLÓGICAS E DA SAÚDE PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
E RECURSOS NATURAIS**

ALEXANDRA SAVIO SOARES

Ocorrência de microplásticos em águas subterrâneas e riscos para consumo humano: do conhecimento global ao cenário do Sistema Aquífero Guarani

SÃO CARLOS - SP

2026

ALEXANDRA SAVIO SOARES

Ocorrência de microplásticos em águas subterrâneas e riscos para consumo humano: do conhecimento global ao cenário do Sistema Aquífero Guarani

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ciências na área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais

Orientadora: Dra. Odete Rocha

Coorientadora: Dra. Bárbara Rani-Borges

SÃO CARLOS - SP

2026

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado da candidata Alexandra Savio Soares, realizada em
04/05/2026.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Odete Rocha (UFSCar)

Profa. Dra. Dayana Moscardi dos Santos (UFSCar)

Prof. Dr. Marcelo Luiz Martins Pompêo (USP)

Prof. Dr. Lucas Gonçalves Queiroz (USP)

Profa. Dra. Raquel Aparecida Moreira (USP)

O Relatório de Defesa produzido pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação.

Dedico este trabalho a todos que lutam pela
conscientização de que o futuro da nossa
espécie está pautado na preservação dos
recursos naturais e que, sem um ambiente
saudável, estaremos fadados ao fracasso.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por me conceder saúde e força para percorrer todo o caminho, permitindo-me chegar até aqui. Ao meu marido Leonardo, companheiro de todas as horas e meu maior incentivador, por me fazer acreditar que eu superaria todos os obstáculos para a realização desta conquista. Aos meus pais Mario e Neuza, por me inspirarem com força e determinação na busca dos meus objetivos. Aos meus dois amores felinos, Jade e Jimmy, companheiros inseparáveis, que me oferecem diariamente amor incondicional, leveza e alegria em todos os momentos. À minha orientadora, Prof. Dra. Odete Rocha, por ter aceitado esse desafio, apoiando-me e oferecendo suporte e incentivo em todas as etapas para que esta pesquisa se realizasse. À minha coorientadora, Dra. Bárbara Rani-Borges, por compartilhar seus conhecimentos e experiências, pela compreensão e disponibilidade em todos os momentos que necessitei, fazendo-me acreditar que tudo iria dar certo. À Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) e ao DEBE – Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, pelo oferecimento da estrutura, equipamentos e materiais para a realização das análises laboratoriais. A todos os professores, técnicos de laboratórios e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, que compartilharam conhecimento e sempre estiveram dispostos a me auxiliar em cada etapa durante essa jornada. Ao Laboratório de Espectroscopia Molecular (LEM) do Instituto de Química da Universidade de São Paulo (USP), representado pelo Prof. Dr. Rômulo Augusto Ando e Dra. Bárbara Rani-Borges, e ao Centro de Referência para Quantificação e Tipificação do Lixo do Mar (Celmar), o Prof. Dr. Alexander Turra, à Dra. Marília Nagata Ragagnin e a Dra. Marcela Ravanelli Martins, do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (USP), pela realização das análises das composições químicas dos microplásticos. Ao Laboratório de Física Radiológica e Dosimetria da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto (FFCLRP-USP), em especial ao Prof. Dr. Martin Eduardo Poletti, por ter cedido o espaço para a realização do processamento e análises das amostras e ao técnico de laboratório Eldereis de Paula, pela disponibilidade e suporte técnico em todos os momentos necessários. À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) - Processo Nº. 162969/2022-8, pelo financiamento das bolsas de estudos, sem as quais esta pesquisa não teria sido realizada.

"No final, preservaremos apenas o que
amamos; amaremos apenas o que entendemos;
e entenderemos apenas o que nos foi
ensinado." — Baba Dioum (Ecologista).

RESUMO

As águas subterrâneas contribuem com aproximadamente metade do abastecimento doméstico de água no mundo, mas os riscos da contaminação por microplásticos (MPs) nesse recurso permanecem pouco compreendidos. Neste estudo foram investigadas as características, a ocorrência e os riscos ecológicos ao ambiente e à saúde humana associados aos MPs em águas subterrâneas destinadas ao consumo humano, com ênfase no Sistema Aquífero Guarani (SAG), em Ribeirão Preto (SP). Uma revisão sistemática de 34 estudos (2019–2025) revelou concentrações de MPs em aquíferos globais variando de 0,0003 a 2103 partículas/L, com predominância de partículas <100 µm, fragmentos e fibras, e dos polímeros polipropileno, polietileno e poliestireno. A aplicação de índices de risco integrados mostrou que 69% dos locais apresentaram elevados níveis de PLI (Índice de Carga de Poluição), 40% alto risco polimérico H (Índice de Risco dos Polímeros) e 86% risco extremo PRI (Índice de Risco da Poluição). A ingestão diária estimada (EDI_q) alcançou 140,2 partículas/kg/dia para crianças e 60,09 para adultos, evidenciando maior vulnerabilidade infantil. Investigações de campo em duas áreas de recarga de água do SAG, que são as Lagoas do Saibro e Recreio Internacional, revelaram abundâncias médias de MPs de 20,02 e 7,03 partículas/L, respectivamente, com predominância de fibras e partículas transparentes <100 µm. A maior concentração registrada na Lagoa do Saibro, em comparação com a Lagoa Recreio, foi associada a uma densidade populacional 4,7 vezes superior na área de entorno da primeira. Amostras de água dos poços tubulares apresentaram abundâncias variando de 0,61–3,19 partículas/L, média de 12 partículas/L nos bebedouros públicos e 0,67 partículas/L em água engarrafada. A análise polimérica confirmou predominância de PP, PET e PE, e os valores estimados de ingestão diária foram mais elevados para crianças (até 2,04 partículas/kg/dia) do que para adultos (até 0,53 partículas/kg/dia). A pesquisa conclui que a contaminação por microplásticos (MPs) em aquíferos de abastecimento é espacialmente heterogênea, influenciada por atividades antrópicas, hidrogeologia e uso do solo. Índices integrados mostraram-se mais eficazes do que a simples avaliação da abundância de MPs. Embora sistemas de tratamento reduzam os MPs na maioria dos casos, aumentos pontuais indicam liberação de partículas por infraestruturas poliméricas. O estudo traz evidências inéditas da contaminação por MPs em águas subterrâneas na área do Sistema Aquífero Guarani (SAG), destacando a necessidade de monitoramento padronizado, avaliação integrada de risco e proteção dos recursos hídricos subterrâneos.

Palavras-chave: microplásticos; água subterrânea; água potável; Sistema Aquífero Guarani; avaliação de risco.

ABSTRACT

Groundwater contributes approximately half of the global domestic water supply, yet the risks of microplastic (MP) contamination in this resource remain poorly understood. This study investigated the characteristics, occurrence, and ecological and human health risks associated with MPs in groundwater intended for human consumption, with emphasis on the Guarani Aquifer System (GAS) in Ribeirão Preto (SP, Brazil). A systematic review of 34 studies (2019–2025) revealed MP concentrations in global aquifers ranging from 0.0003 to 2103 particles/L, with predominance of particles <100 µm, fragments and fibers, and of the polymers polypropylene, polyethylene, and polystyrene. The application of integrated risk indices showed that 69% of the sites presented elevated PLI (Pollution Load Index) levels, 40% high polymeric risk H (Polymer Hazard Index), and 86% extreme PRI (Pollution Risk Index). The estimated daily intake of MPs based on quantity (EDI_q) reached 140.2 particles/kg/day for children and 60.09 for adults, evidencing higher child vulnerability. Field investigations in two GAS recharge areas, namely Lagoas do Saibro and Recreio Internacional, revealed mean MP abundances of 20.02 and 7.03 particles/L, respectively, with predominance of fibers and transparent particles <100 µm. The higher concentration recorded at Lagoa do Saibro, compared to Lagoa Recreio, was associated with a 4.7-fold higher population density in the surrounding area of the former. Water samples from tubular wells presented abundances ranging from 0.61 to 3.19 particles/L, a mean of 12 particles/L in public drinking fountains, and 0.67 particles/L in bottled water. Polymeric analysis confirmed predominance of PP, PET, and PE, and the estimated daily intake values were higher for children (up to 2.04 particles/kg/day) than for adults (up to 0.53 particles/kg/day). The research concludes that microplastic (MP) contamination in supply aquifers is spatially heterogeneous, influenced by anthropogenic activities, hydrogeology, and land use. Integrated indices proved more effective than simple MP abundance assessment. Although treatment systems reduce MPs in most cases, sporadic increases indicate particle release from polymeric infrastructures. The study provides unprecedented evidence of MP contamination in groundwater within the Guarani Aquifer System (GAS) area, highlighting the need for standardized monitoring, integrated risk assessment, and protection of groundwater resources.

Keywords: microplastics; groundwater; drinking water; Guarani Aquifer System; risk assessment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma do processo de seleção e triagem dos estudos incluídos nesta revisão.....	22
Figura 2 - Frequência de ocorrência das morfologias de microplásticos relatadas em estudos sobre águas subterrâneas utilizadas para consumo humano.	35
Figura 3 - Frequência de ocorrência dos principais polímeros identificados em estudos sobre microplásticos em águas subterrâneas utilizadas para consumo humano.	37
Figura 4 - Localização das áreas de estudo, Lagoa do Saibro e Lagoa Recreio Internacional, no município de Ribeirão Preto, estado de São Paulo, Brasil.....	64
Figura 5 - Aves que habitam as Lagoas do Saibro (a; b) e Recreio Internacional (c), Ribeirão Preto, São Paulo.....	65
Figura 6 – Proporção (%) de microplásticos distribuídos por faixa de tamanho das Lagoas do Saibro e Recreio Internacional localizadas em Ribeirão Preto, SP, Brasil	69
Figura 7 - Diversidade de microplásticos classificados na morfologia fibra, nas Lagoas do Saibro e Recreio Internacional localizadas em Ribeirão Preto, SP, Brasil	70
Figura 8 - Diversidade de microplásticos classificados por morfologia fragmento, nas Lagoas do Saibro e Recreio Internacional localizadas em Ribeirão Preto, SP, Brasil	71
Figura 9 - Diversidade de microplásticos classificados na morfologia filme, nas Lagoas do Saibro e Recreio Internacional localizadas em Ribeirão Preto, SP, Brasil	71
Figura 10 - Diversidade de microplásticos classificados na morfologia esfera, nas Lagoas do Saibro e Recreio Internacional localizadas em Ribeirão Preto, SP, Brasil.	72
Figura 11 - Vista geral de alguns microplásticos registrados: água superficial Lagoa do Saibro, Ribeirão Preto, SP: a - b fibras; água superficial Lagoa Recreio Internacional, Ribeirão Preto, SP: c - d fragmentos	73
Figura 12 - Composição das partículas identificadas nas amostras de água da Lagoa do Saibro e da Lagoa Recreio Internacional	74
Figura 13 - Mapa esquemático dos pontos de coleta de amostras de água dos poços tubulares: PO 1, PO 2, PO 3, PO 4, PO 5 e PO 6, localizados no município de Ribeirão Preto, SP, Brasil	88
Figura 14 - Fluxograma metodológico das etapas de coleta em campo, acondicionamento, filtração a vácuo e caracterização física e química de microplásticos em amostras de águas subterrâneas de poços artesianos, bebedouros públicos e água engarrafada	89
Figura 15 - Abundância de microplásticos (partículas/L) nos poços de água subterrânea amostrados, e suas respectivas formações geológicas. As colunas representam as médias e as barras verticais indicam o desvio padrão. O teste global de Kruskal-Wallis indicou diferença significativa entre os poços ($p = 0,024$), porém o teste post-hoc de Dunn-Holm não discriminou diferenças significativas em pares específicos ($p > 0,05$) devido à alta variabilidade dos dados	93
Figura 16 - Proporção (%) de microplásticos distribuídos por faixa de tamanho encontrados nas amostras de água coletadas nos poços de água subterrânea localizados em Ribeirão Preto, SP, Brasil	96
Figura 17 - Distribuição morfológica e cores de microplásticos encontrados nas amostras de água coletadas nos poços de água subterrânea em Ribeirão Preto, SP, Brasil. As barras indicam a abundância relativa (%) das	

subcategorias de fibras nos pontos de amostragem (PO 01 a PO 06). Os dados estão pareados com a matriz numérica correspondente abaixo para maior clareza da escala.....	97
Figura 18 - Distribuição morfológica e cores de microplásticos encontrados nas amostras de água coletadas nos poços de água subterrânea em Ribeirão Preto, SP, Brasil. As barras indicam a abundância relativa (%) das subcategorias de fragmentos nos pontos de amostragem (PO 01 a PO 06). Os dados estão pareados com a matriz numérica correspondente abaixo para maior clareza da escala.....	98
Figura 19 - Distribuição morfológica e cores de microplásticos encontrados nas amostras de água coletadas nos poços de água subterrânea em Ribeirão Preto, SP, Brasil. As barras indicam a abundância relativa (%) das subcategorias de filmes nos pontos de amostragem (PO 01 a PO 06). Os dados estão pareados com a matriz numérica correspondente abaixo para maior clareza da escala.....	99
Figura 20 - Vista geral de alguns microplásticos registrados nas amostras de dos poços tubulares: a - c fibras e b - d fragmentos	99
Figura 21 - Abundância de microplásticos (partículas/L) nas águas dos Bebedouros Públicos localizados em Ribeirão Preto, SP, Brasil.....	100
Figura 22 - Proporção (%) de microplásticos, distribuídos por faixa de tamanho, encontrados nas amostras de água coletadas em bebedouros localizados em Ribeirão Preto, SP, Brasil	101
Figura 23 - Distribuição morfológica e cores de microplásticos isolados em amostras de águas subterrâneas coletadas em bebedouros públicos (pontos BP1, BP2 e BP3). As barras representam a abundância relativa (%) de subcategorias específicas de cores dentro das morfologias de fibras e fragmentos. A matriz de dados numéricos correspondente está integrada abaixo para garantir a legibilidade dos valores em diferentes escalas	102
Figura 24 - Proporção (%) de microplásticos distribuídos por faixa de tamanho (μm) nas amostras de água engarrafada provenientes de Ribeirão Preto, SP, Brasil	103
Figura 25 - Distribuição morfológica e cores de microplásticos isolados em amostras de água subterrâneas engarrafada. As barras representam a abundância relativa (%) de subcategorias específicas de cores dentro das morfologias de fibras e fragmentos. A matriz de dados numéricos correspondente está integrada abaixo para garantir a legibilidade dos valores em diferentes escalas	104
Figura 26 - Composição polimérica das partículas de microplásticos encontrados nas amostras de água dos poços tubulares (a), bebedouros públicos (b) e água engarrafada (C).....	105
Figura S 1 - Espectro FTIR de partícula identificado como LDPE (Polietileno de Baixa Densidade).....	81
Figura S 2 - Espectro FTIR de partícula identificado como PET (politereftalato de etileno).....	82
Figura S 3 - Espectro FTIR de partícula identificado como POM (polioximetileno).....	82
Figura S 4 - Espectro FTIR de partícula identificado como PVC (policloreto de vinila).....	83
Figura S 5 - Espectros Raman de amostras representativas dos polímeros. (A) PP (polipropileno); (B) PE (polietileno); (C) PS (poliestireno); (D) PET (politereftalato de etileno); (E) PVC (policloreto de vinila); (F) Nylon (poliamida). Os asteriscos (*) indicam as bandas características utilizadas para identificação de cada polímero.....	118

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Classificação das categorias de risco para o índice de carga de poluição (PLI), o índice de risco do polímero (H) e o índice de risco da poluição (PRI)	25
Tabela 2- Síntese dos estudos sobre microplásticos em águas subterrâneas destinadas ao consumo humano, incluindo continentes, país de amostragem, estação climática, tipo de água (bruta ou tratada), técnica analítica, abundância, tamanho das partículas e volume amostral.	Erro! Indicador não definido. 9
Tabela 3 - Cálculo do índice de carga de poluição (PLI), índice de risco do polímero (H), índice de risco da poluição (PRI) a partir de dados identificados em estudos sobre microplásticos em águas subterrâneas utilizadas para consumo humano.	Erro! Indicador não definido. 9
Tabela 4- Estimativa da ingestão diária de microplásticos por adultos e crianças por meio do consumo de água subterrânea.....	Erro! Indicador não definido. 5
Tabela 5- Estimativa da ingestão oral diária de microplásticos para adultos e crianças com base na abundância de microplásticos presentes nas amostras de água subterrânea (PO 1 a PO 6), bebedouros públicos (BP 1 a BP 3) e água engarrafada (AE).....	108
Tabela S 1- Pontuação de risco do polímero, adotado nos cálculos, com base na classificação de Lithner et al. (2011).....	Erro! Indicador não definido. 9
Tabela S 2 - Vazões e profundidades dos poços tubulares de águas subterrâneas no município de Ribeirão Preto, SP, Brasil.....	118

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
ATR	Reflectância Total Atenuada
BP	Bebedouro Público
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CF	Fator de Contaminação
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica
DATAGEO	Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo
EDIq	Ingestão Diária Estimada de MPs
FTIR	Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier
GF/F	Filtro de Microfibra de Vidro
GHS	Sistema Globalmente Harmonizado de Classificação e Rotulagem de Produtos Químicos
H	Índice de Risco do Polímero
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
KOH	Hidróxido de Potássio
LDIR	Infravermelho Direto com Laser
MP	Microplástico (singular)
MPs	Microplásticos (plural)
μ -FTIR	Microespectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier
μ -Raman	Microespectroscopia Raman
NPs	Nanoplásticos
PA	Poliamida

PAN	Poliacrilonitrila
PC	Policarbonato
PE	Polietileno
PES	Poliéster
PET	Polietileno Tereftalato
PLI	Índice de Carga de Poluição
PMRP	Prefeitura Municipal de Ribeirão Preto
PMMA	Polimetilmetacrilato
PO	Poço Tubular
POM	Polioximetileno (Polyacetal)
PP	Polipropileno
PRI	Índice de Risco da Poluição
PS	Poliestireno
PTFE	Politetrafluoretileno (Teflon)
PU	Poliuretano
PVC	Policloreto de Vinila
QA/QC	Garantia/Controle de Qualidade
Raman	Espectroscopia Raman
ROS	Espécies Reativas de Oxigênio
SAG	Sistema Aquífero Guarani
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
WHO	Organização Mundial da Saúde

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	14
1.1 OBJETIVOS	16
1.1.1 GERAL	17
1.1.2 ESPECÍFICOS	16
REFERÊNCIAS	17
2 CAPÍTULO I - MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DESTINADAS AO CONSUMO HUMANO: INTEGRAÇÃO DE ÍNDICES DE RISCO ECOLÓGICO E DE SAÚDE HUMANA	19
RESUMO	19
2.1 INTRODUÇÃO	20
2.2 METODOLOGIA	21
2.2.1 SELEÇÃO DOS DADOS	21
2.2.2 AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE CARGA DE POLUIÇÃO	23
2.2.3 AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE RISCO DOS POLÍMEROS	23
2.2.4 AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE RISCO DA POLUIÇÃO	24
2.2.5 CLASSIFICAÇÃO DAS CATEGORIAS DE RISCO PARA PLI, H E PRI	25
2.2.6 AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE BASEADA NA ESTIMATIVA DA INGESTÃO DIÁRIA DE PLÁSTICO	25
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
2.3.1 ABUNDÂNCIA, TAMANHO, VOLUME AMOSTRAL E TÉCNICAS DE ANÁLISE DA COMPOSIÇÃO	26
2.3.2 MORFOLOGIA DOS MPS	35
2.3.3 COMPOSIÇÃO DOS MPS	36
2.3.4 AVALIAÇÃO DOS RISCOS ECOLÓGICOS	38
2.3.5 LIMITAÇÕES E INCERTEZAS DOS ÍNDICES DE RISCO ECOLÓGICO (PLI, H E PRI)	43
2.3.6 AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE BASEADA NA ESTIMATIVA DA INGESTÃO DIÁRIA DE PLÁSTICO	44
2.3.7 POTENCIAIS RISCOS DOS MICROPLÁSTICOS NA SAÚDE HUMANA	47
2.4. CONCLUSÕES	50
REFERÊNCIAS	50
APÊNDICE – DADOS SUPLEMENTARES	59

3 CAPÍTULO II - OCORRÊNCIA DE MICROPLÁSTICOS EM LAGOAS LOCALIZADAS EM ÁREAS DE RECARGA DO SISTEMA AQUÍFERO GUARANI NO MUNICÍPIO DE RIBEIRÃO PRETO (SP)	61
RESUMO	61
3.1 INTRODUÇÃO	62
3.2 METODOLOGIA	57
3.2.1 ÁREA DE ESTUDO	63
3.2.2 COLETA DAS AMOSTRAS	65
3.2.3 CARATERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS	66
3.2.4 MEDIDAS DE CONTROLE DE QUALIDADE	66
3.2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA	67
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
3.3.1 ABUNDÂNCIA DOS MICROPLÁSTICOS	67
3.3.2 TAMANHO DOS MICROPLÁSTICOS	69
3.3.3 MORFOLOGIA DOS MICROPLÁSTICOS	70
3.3.4 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DOS MICROPLÁSTICOS	73
3.3.5 RISCOS ECOLÓGICOS, À SAÚDE E AO SISTEMA AQUÍFERO GUARANI	75
3.4. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	76
REFERÊNCIAS	77
APÊNDICE – DADOS SUPLEMENTARES	81
4 CAPÍTULO III - OCORRÊNCIA E CARACTERÍSTICAS DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS ASSOCIADAS AO SISTEMA AQUÍFERO GUARANI: IMPLICAÇÕES PARA A EXPOSIÇÃO HUMANA	84
RESUMO	84
4.1 INTRODUÇÃO	85
4.2 MATERIAIS E MÉTODOS	86
4.2.1 ÁREA DE ESTUDO	86
4.2.2 COLETA DAS AMOSTRAS	89
4.2.3 CARATERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS	90
4.2.4 MEDIDA DE CONTROLE DE QUALIDADE (QA/QC)	92
4.2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA	92
4.3.RESULTADOS E DISCUSSÃO	93

4.3.1 ABUNDÂNCIA, MORFOLOGIA E TAMANHO DOS MICROPLÁSTICOS	93
4.3.1.1 Poços Tubulares	93
4.3.1.2 Bebedouros Públicos	100
4.3.1.3 Água Engarrafada	103
4.3.2 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DOS MICROPLÁSTICOS	105
4.3.3 AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE BASEADA NA ESTIMATIVA DA INGESTÃO DIÁRIA DE PLÁSTICO	107
4.4 CONCLUSÕES	109
REFERÊNCIAS	111
APÊNDICE - DADOS SUPLEMENTARES	118
5 CONCLUSÕES GERAIS	110

1 INTRODUÇÃO GERAL

A fabricação, consumo e descarte de plásticos de forma inadequada tem crescido de forma acelerada, causando impactos ambientais negativos aos organismos e ecossistemas de todo o planeta. Entre os anos de 1950 e 2017, foram produzidas em média 400 milhões de toneladas de plásticos por ano, e os países que mais produzem lixo plástico no mundo são os Estados Unidos, seguidos pela China e Índia (ATLAS, 2020). O Brasil é o quarto maior produtor de lixo plástico, com aproximadamente 11,3 milhões de toneladas produzidas ao ano e estima-se que apenas 1,28% foram de fato recicladas (ATLAS, 2020; WWF - BRASIL, 2019).

A má gestão e a ineficiência no manejo de resíduos plásticos têm contribuído significativamente para o acúmulo destes em diferentes compartimentos ambientais. Uma vez no ambiente, os plásticos são expostos a diversos agentes bióticos, como a atividade de microrganismos e fatores abióticos como radiação solar e variações de temperatura e umidade, que promovem sua degradação e fragmentação progressiva (Lambert; Wagner, 2016). Esse processo resulta na formação de partículas plásticas sólidas que, quando possuem tamanhos ≤ 5 mm, são denominadas microplásticos (MPs) (Thompson et al., 2024). Devido ao pequeno tamanho, os MPs possuem alta capacidade de dispersão, alcançando diferentes ecossistemas e organismos, o que pode comprometer a integridade ecológica (Rani-Borges; Vicente; Pompêo, 2022) e representar riscos à saúde humana.

Entre os compartimentos ambientais impactados, as águas subterrâneas destacam-se por sua relevância estratégica. Estima-se que aproximadamente 50% da água destinada ao uso doméstico em escala global tenha origem em aquíferos subterrâneos, especialmente em regiões rurais, onde frequentemente há ausência de infraestrutura de abastecimento público (UNESCO, 2022). Apesar de sua importância estratégica, as águas subterrâneas vêm sendo submetidas a pressões crescentes, como a superexploração e a contaminação por diferentes tipos de poluentes, incluindo MPs.

Pesquisas recentes têm identificado a presença de MPs em águas subterrâneas em diferentes regiões do mundo, como Illinois (EUA) (Panno et al., 2019), Chennai (Índia) (Manikanda Bharath K et al., 2021), Península de Jiaodong (China) (Mu et al., 2022), sudoeste do Irã (Esfandiari et al., 2022) e Victoria (Austrália) (Samandra et al., 2022). No entanto, porém observa-se poucos estudos relacionadas a este tema nos países das regiões do sul global, como a África e América do Sul (Lee et al., 2024).

Evidências indicam que partículas de MPs presentes em águas superficiais podem migrar para camadas mais profundas do subsolo por meio de fraturas em rochas, sistemas

cársticos, nascentes, sumidouros ou pela conexão hidrológica entre corpos d'água superficiais e subterrâneos (Panno Et Al., 2019; Singh; Bhagwat, 2022).

Apesar da existência de vários estudos, ainda há muitos aquíferos que necessitam ser avaliados em relação à presença ou não de MPs em suas águas. Um exemplo é o Sistema Aquífero Guarani (SAG), considerado o maior manancial subterrâneo transfronteiriço do mundo, o qual é utilizado para abastecimento das populações dos países Argentina, Uruguai, Paraguai e Brasil (CETESB, 2025). A recarga do SAG ocorre principalmente em suas áreas de afloramentos, onde a água da chuva infiltra diretamente no aquífero, caracterizando uma recarga direta. Adicionalmente, ocorre a recarga indireta, onde a água percola através de falhas e fissuras nas camadas de basalto atingindo as rochas sedimentares subjacentes (Iritani; Ezak, 2012; Barbosa et al., 2020). Essas áreas de recarga, especialmente a porção aflorante onde o aquífero está mais próximo da superfície, são particularmente vulneráveis à poluição devido ao uso e ocupação do solo e às diversas atividades antrópicas que ali são desenvolvidas. Além disso, as áreas de recarga direta são mais propensas à contaminação porque há menos camadas de solo e rocha para filtrar ou atenuar os poluentes antes que estes atinjam as águas subterrâneas (Albuquerque Filho Et Al., 2011; Barbosa et al., 2020).

Devido à presença de áreas de recarga do SAG, às fontes de poluição, os pontos de vulnerabilidade deste aquífero e à relevância da água subterrânea para o abastecimento do município de Ribeirão Preto, identificou-se a necessidade de realizar um estudo sobre a presença de MPs nas águas de duas lagoas de recarga: a Lagoa do Saibro e a Lagoa Recreio Internacional, além da análise da água subterrânea, que é captada de poços artesianos, e utilizada para consumo humano. Ainda, de maneira complementar, também foram realizadas coletas de amostras de água em bebedouros públicos e água engarrafada, que são abastecidos por água subterrânea, para verificar a ocorrência de possível contaminação da água por MPs.

Diante disso, essa tese foi organizada em três capítulos onde o Capítulo I consiste em uma revisão da literatura, abrangendo 34 estudos publicados até outubro de 2025, com o objetivo de sintetizar dados globais sobre abundância, características e riscos de MPs em aquíferos utilizados para abastecimento público. Foram aplicados modelos integrados de avaliação de riscos ecológicos (Índice de Carga de Poluição – PLI; Índice de Risco dos Polímeros – H; Índice de Risco da Poluição – PRI) e de exposição humana (ingestão diária estimada – EDIq). Este capítulo permitiu identificar padrões globais de contaminação, lacunas metodológicas e a necessidade de estudos regionais que considerem especificidades hidrogeológicas e antrópicas.

No Capítulo II foi investigada a ocorrência de MPs em duas lagoas situadas em áreas de recarga do SAG – Lagoa do Saibro e Lagoa Recreio Internacional – ambas localizadas em Ribeirão Preto (SP). Foram analisadas a abundância, morfologia, tamanho e cor das partículas, bem como a relação com o uso e ocupação do solo no entorno. Neste capítulo buscou-se compreender como as fontes superficiais de contaminação podem atuar como potenciais vias de entrada de MPs para o sistema aquífero subterrâneo.

O Capítulo III traz a investigação em águas subterrâneas de amostras provenientes de poços tubulares (POs), bebedouros públicos equipados com sistemas de filtração e águas engarrafadas, todos associados ao SAG. Foram determinados parâmetros como a ocorrência, abundância, morfologia, tamanho, composição polimérica e cor dos MPs, além da estimativa da ingestão diária (EDIq) para adultos e crianças, permitindo discutir os potenciais riscos à saúde humana decorrentes do consumo de água contaminada.

Em conjunto, os três capítulos fornecem uma visão integrada e multiescalar da contaminação por MPs em águas subterrâneas – desde a síntese do conhecimento global (Capítulo I) até a geração de dados primários em áreas estratégicas do SAG (Capítulos II e III) –, contribuindo para o avanço do conhecimento sobre fontes, transporte, destino e riscos associados a esses contaminantes em sistemas aquíferos utilizados para abastecimento humano.

Os três Capítulos (I, II e III) da tese ainda serão encaminhados para submissão em revistas científicas e, por isso, poderão passar por modificações para adequação às normas editoriais de cada periódico.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 GERAL

Investigar a ocorrência de microplásticos em áreas de recarga e em águas subterrâneas do Sistema Aquífero Guarani, destinadas ao consumo humano, no município de Ribeirão Preto, São Paulo.

1.1.2 ESPECÍFICOS

1. Realizar uma revisão sistemática da literatura científica sobre a ocorrência de MPs em águas subterrâneas destinadas ao consumo humano, integrando dados de abundância e composição

polimérica à aplicação de índices de risco ecológico (PLI, H, PRI) e de exposição humana (EDIq) para adultos e crianças.

2. Investigar a ocorrência de microplásticos em duas áreas de recarga do Sistema Aquífero Guarani – Lagoa do Saibro e Lagoa Recreio Internacional, localizadas no município de Ribeirão Preto (SP) –, avaliando abundância, características morfológicas (forma, tamanho e cor), composição química e possíveis relações com o uso e ocupação do solo no entorno.
3. Investigar a ocorrência, as características físicas e químicas, bem como os potenciais riscos à saúde associados aos microplásticos em águas subterrâneas provenientes do Sistema Aquífero Guarani, por meio da análise de amostras coletadas em poços tubulares, bebedouros públicos e água engarrafada no município de Ribeirão Preto (SP).
4. Discutir os principais riscos ecológicos e os potenciais efeitos à saúde humana em relação aos microplásticos encontrados nas amostras de água coletadas.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE FILHO, J. L. et al. Subsídios ao Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da área de afloramento do Sistema Aquífero Guarani no Estado de São Paulo. **São Paulo: IPT, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo/CPLA, Coordenadoria de Planejamento Ambiental.(Publ. IPT 3012). 102p, 2011.**

ATLAS, P. **Plastic Atlas: Facts and Figures About the World Synthetic Polymers.** MENA Region First Edition, Heinrich Böll Foundation, Berlin, Germany, and ..., 2020.

CETESB, C. A. DO E. DE S. P. **Aquífero Guarani.** Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/consulta-por-aquiferos-monitorados/aquifero-guarani/>>.

IRITANI, M. A.; EZAK, S. **As águas subterrâneas do Estado de São Paulo.** 3ª ed. São Paulo: : Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SMA, 2012.

LAMBERT, S.; WAGNER, M. Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. **Chemosphere**, v. 145, p. 265–268, 2016.

LEE, J.-Y. et al. Microplastic pollution in groundwater: a systematic review. **Environmental Pollutants and Bioavailability**, v. 36, n. 1, p. 2299545, 31 dez. 2024.

MANIKANDA BHARATH K et al. Spatial distribution of microplastic concentration around landfill sites and its potential risk on groundwater. **Chemosphere**, v. 277, p. 130263, 2021.

MU, H. et al. High abundance of microplastics in groundwater in Jiaodong Peninsula, China. **The Science of the total environment**, v. 839, p. 156318, set. 2022.

PANNO, S. V. et al. Microplastic Contamination in Karst Groundwater Systems.

Groundwater, v. 57, n. 2, p. 189–196, 1 mar. 2019.

RANI-BORGES, B.; VICENTE, E.; POMPÊO, M. Plásticos e microplásticos: poluição em reservatórios. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Eds.). **Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos**. São Paulo: Instituto de Biociências – IB/USP Universidade de São Paulo, 2022. p. 1–23.

SAMANDRA, S. et al. Microplastic contamination of an unconfined groundwater aquifer in Victoria, Australia. **Science of The Total Environment**, v. 802, p. 149727, 2022.

THOMPSON, R. C. et al. Twenty years of microplastics pollution research—what have we learned? **Science**, v. 386, n. 6720, p. eadl2746, 2024.

UNESCO. **The United Nations World Water Development Report 2022: groundwater: making the invisible visible**. [s.l.] UNESCO, 2022. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/notice?id=p::usmarcdef_0000380721>.

WWF - BRASIL. Brasil é o 4º país do mundo que mais gera lixo plástico. **Disponível em:** <https://www.wwf.org.br/?70222/Brasil-e-o-4-pais-do-mundo-que-mais-gera-lixo-plastico> Acesso em, v. 7, 2019.

2 CAPÍTULO I- MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DESTINADAS AO CONSUMO HUMANO: INTEGRAÇÃO DE ÍNDICES DE RISCO ECOLÓGICO E DE SAÚDE HUMANA

RESUMO

Os riscos ecológicos e à saúde humana decorrentes da presença de microplásticos (MPs) em águas subterrâneas destinadas ao consumo humano permanecem insuficientemente compreendidos. O presente estudo consiste em uma revisão da literatura que sintetiza dados de 34 estudos (2019-2025) sobre abundância, características e riscos de MPs em aquíferos utilizados para abastecimento público. A partir desses dados, foram aplicados modelos de avaliação de riscos ecológicos e à saúde. As concentrações relatadas variaram entre 0,0003 e 2103 MPs/L, com predomínio de partículas inferiores a 100 µm. Fragmentos e fibras constituíram as morfologias predominantes, enquanto polipropileno, polietileno e poliestireno figuraram como os polímeros mais frequentemente detectados. A aplicação integrada de índices de risco revelou que 69% dos locais apresentaram elevado nível de poluição (PLI, categoria IV), 40% alto risco polimérico (H, categoria IV) e 86% risco extremo pelo índice de risco de poluição, associando o perigo à toxicidade intrínseca e à abundância dos polímeros identificados. Estudos que avaliaram a eficiência de sistemas de tratamento de água indicaram, em sua maioria, redução significativa na abundância de MPs. Contudo, foi observado um aumento pontual na concentração após o tratamento, possivelmente atribuído à liberação de partículas a partir de componentes poliméricos da própria infraestrutura. A estimativa da ingestão oral máxima alcançou 140,2 partículas/kg/dia para crianças e 60,09 partículas/kg/dia para adultos, evidenciando maior vulnerabilidade relativa em faixas etárias mais jovens. Em conjunto, os resultados demonstram que a integração de métricas de abundância, composição polimérica e índices de risco constitui abordagem robusta para a identificação de áreas prioritárias, subsidiando estratégias de monitoramento e gestão da contaminação por microplásticos em sistemas aquíferos.

Palavras-chave: microplásticos, água potável, águas subterrâneas, avaliação de riscos ecológicos.

2.1 INTRODUÇÃO

No meio ambiente, os plásticos estão sujeitos à ação de múltiplos fatores bióticos e abióticos, que desencadeiam processos de fragmentação, transformando-os em partículas menores. Essas partículas quando possuem tamanhos ≤ 5 mm, são definidas como microplásticos (MPs) (Lambert & Wagner, 2016; Queiroz et al., 2024; Thompson et al., 2024). Devido ao seu reduzido tamanho, os MPs espalham-se e contaminam ambientes e organismos, acarretando riscos à integridade ecológica (Rani-Borges et al., 2022) e à saúde humana.

Diversas fontes antrópicas contribuem para a introdução de MPs no ambiente, incluindo a gestão inadequada de resíduos sólidos urbanos, efluentes residuais, escoamento superficial, atividades agrícolas e industriais, entre outros (Wang et al., 2023; Kumar et al., 2023). Um compartimento ambiental que está sofrendo impactos significativos relacionados à poluição por MPs são as águas subterrâneas. Considerando que aproximadamente metade do volume de água utilizada para consumo doméstico no mundo provém das águas subterrâneas, especialmente em áreas rurais, devido à falta de sistemas públicos de abastecimento (UNESCO, 2022), a contaminação por MPs nesse recurso representa uma preocupação ambiental e sanitária relevantes.

Nos últimos anos, a presença de MPs em águas subterrâneas tem sido documentada em diferentes contextos hidrogeológicos e geográficos, incluindo áreas urbanas, agrícolas e industriais (Samandra et al., 2022; Viaroli et al., 2022; Jeong et al., 2023). Esses estudos evidenciam uma ampla variabilidade na abundância, características físicas e na composição polimérica dos MPs, refletindo tanto diferenças metodológicas quanto a diversidade de fontes e processos de transportes envolvidos. No entanto, a maioria das investigações permanece focada na ocorrência e caracterização básica dos MPs, com menor ênfase na avaliação integrada dos riscos ecológicos e da exposição humana associados a esses contaminantes (Zhang et al., 2020; Pironti et al., 2021).

Diante deste cenário, é necessária a investigação dos riscos ecológicos e à saúde humana ocasionados pela poluição por MPs. Modelos de índices de risco ecológico e de saúde têm sido propostos como ferramentas para sintetizar informações complexas e representar de forma simplificada problemas ambientais, auxiliando a tomada de decisão por gestores e formuladores de políticas públicas (Enyoh et al., 2022). Nesse cenário, destacam-se o Índice de Carga de Poluição (PLI), originalmente desenvolvido para metais e posteriormente adaptado para MPs (Tomlinson et al., 1980; Ranjani et al., 2021), o Índice de Risco dos Polímeros (H) (Xu et al.,

2018), o Índice de Risco da Poluição (PRI) (Nakano et al., 2024) e a Avaliação do Risco à Saúde baseada na ingestão diária estimada de plástico (EDIq) (Ibeto et al., 2021).

Embora esses índices apresentem limitações, eles podem constituir ferramentas úteis para a avaliação dos níveis de poluição e dos riscos ambientais associados aos MPs em águas subterrâneas, enquanto o EDIq permite estimar a exposição humana por meio da ingestão de água. O PLI, por exemplo, foi utilizado para quantificar o nível de poluição por MPs em ambientes costeiros na China (Pan et al., 2021). O índice H foi empregado na avaliação do risco ecológico em corpos d'água de reservas naturais na província de Jilin, China (Yin et al., 2021). O PRI foi aplicado para estimar riscos associados aos MPs em áreas ao redor do Mar do Japão (Nakano et al., 2024), enquanto o EDIq foi utilizado para avaliar a exposição humana aos MPs em amostras de água engarrafada no sudoeste da Nigéria (Ibeto et al., 2023).

No âmbito das águas subterrâneas utilizadas para consumo humano, a aplicação integrada desses índices ainda é relativamente pouco explorada. Diante disso, o objetivo deste estudo foi realizar uma revisão sistemática da literatura científica sobre a ocorrência de MPs em águas subterrâneas destinadas ao consumo humano, integrando dados de abundância e composição polimérica à aplicação de índices de risco ecológico (PLI, H, PRI), e à exposição humana, estimada por meio do índice de ingestão diária de MPs (EDIq) para adultos e crianças. Adicionalmente, foram compiladas informações sobre morfologia, tamanho das partículas, cores, técnicas utilizadas para análise da composição dos MPs e volumes amostrais. Os resultados permitem uma análise abrangente dos riscos ecológicos e dos potenciais impactos à saúde humana associados à presença desses poluentes em águas subterrâneas. Além disso, possibilitam a comparação entre diferentes contextos geográficos, subsidiando estratégias de monitoramento e gestão de aquíferos utilizados para abastecimento humano.

2.2 METODOLOGIA

2.2.1 SELEÇÃO DOS DADOS

Para a realização deste estudo, foram conduzidas buscas em bases de dados de periódicos científicos de artigos publicados até outubro de 2025. As bases de dados pesquisadas foram ScienceDirect, Scopus e Web of Science. As palavras-chave utilizadas foram “Microplastic” and “Groundwater”. Após a busca nas bases de dados, uma primeira triagem foi realizada, onde foram selecionados apenas os artigos que apresentavam uma das palavras-chave ou ambas. Os artigos selecionados foram catalogados utilizando o software StArt (State of the

Art through Systematic Review) para execução da segunda fase de triagem. Nesta etapa, procedeu-se à identificação e remoção de artigos duplicados, seguida por uma avaliação criteriosa dos artigos remanescentes com base nos seguintes critérios de inclusão estabelecidos: (i) publicações originais em língua inglesa submetidas a processo de revisão por pares; (ii) estudos empíricos abordando a ocorrência de MPs em águas subterrâneas destinadas ao consumo humano (Fig. 1). Artigos de revisões bibliográficas sobre o assunto foram excluídos do estudo, além daqueles onde os mesmos dados foram publicados duas vezes.

Os dados extraídos de cada estudo compreenderam: localização geográfica das amostras, estação climática, categoria (água bruta ou tratada), abundância, distribuição de tamanho, volume amostral, técnicas de análises da composição MPs, morfologia e composição química.

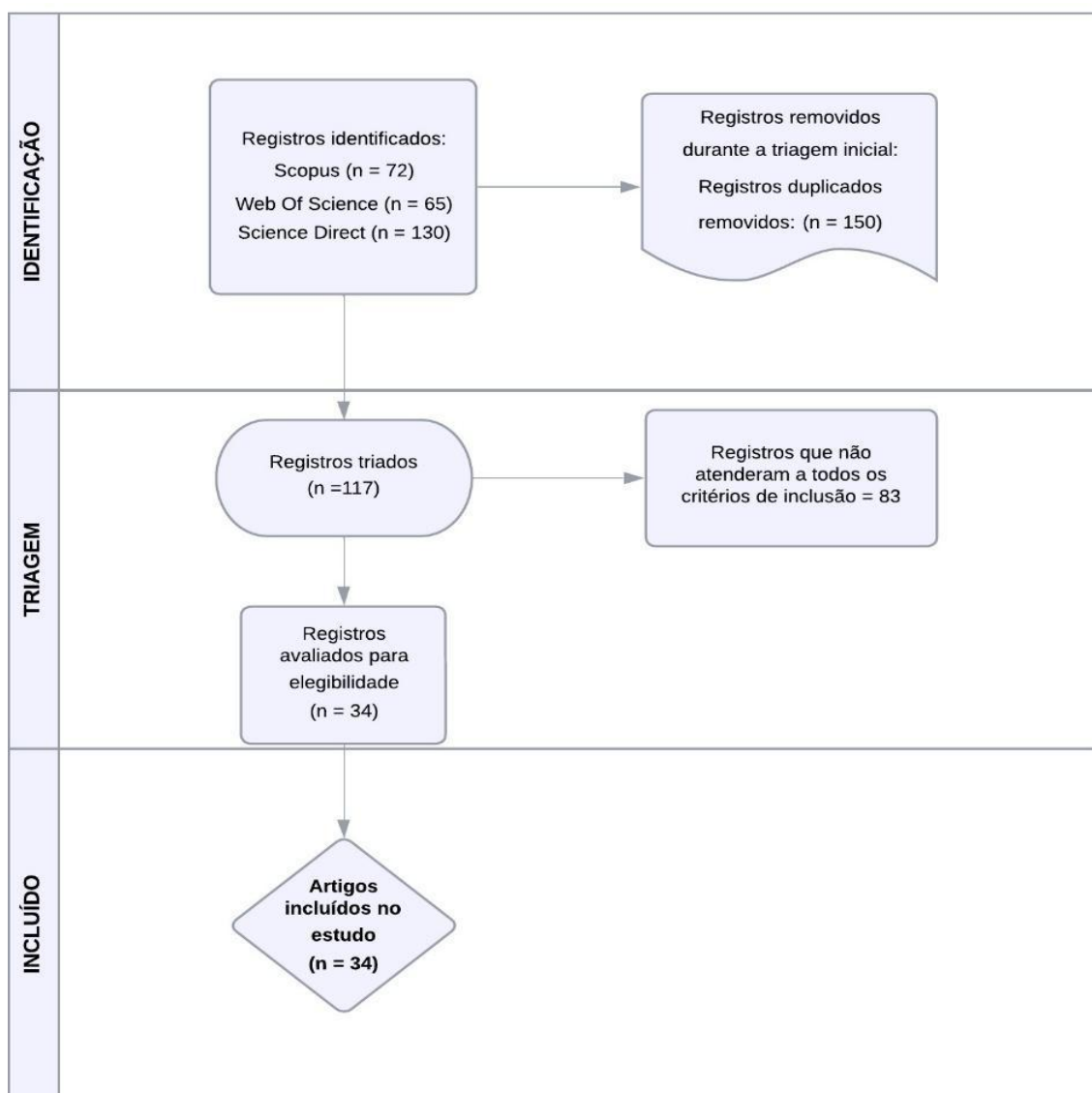


Figura 1 - Fluxograma do processo de seleção e triagem dos estudos incluídos nesta revisão

2.2.2 AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE CARGA DE POLUIÇÃO

Baseado no modelo proposto por Tomlinson et al. (1980), para metais, o índice de carga de poluição (PLI) foi adaptado para quantificar e avaliar as diferenças entre os níveis de poluição por MPs em sistemas aquáticos (Ranjani et al., 2021). Nesse trabalho, esse índice reflete a carga de poluição causada pela presença dos MPs em águas subterrâneas.

O cálculo do PLI é realizado através da aplicação das Equações (1) e (2):

$$CF_i = \frac{C_i}{C_{oi}} \quad (1)$$

$$PLI = \sqrt{CF_i} \quad (2)$$

Onde CF_i representa a razão entre a abundância de MPs observada em cada estudo (C_i) e a abundância de fundo (valor de referência) de MPs (C_{oi}). Neste estudo, o valor adotado para C_{oi} foi a menor abundância de MPs reportada em águas subterrâneas não tratadas entre os estudos investigados nesta revisão (0,001 MPs/L), sendo este o mesmo valor adotado por He et al. (2024).

2.2.3 AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE RISCO DOS POLÍMEROS

O índice de risco dos polímeros (H) foi calculado com base na abordagem proposta por Lithner et al. 2011, conforme operacionalizada por Xu et al. 2018. Esse método baseia-se na periculosidade intrínseca dos polímeros, estimada a partir das propriedades toxicológicas dos monômeros constituintes. Essas pontuações de perigo não devem ser interpretadas como valores absolutos, e sim uma classificação relativa aproximada para evidenciar a presença de substância químicas perigosas (Lithner et al., 2011).

Lithner et al. (2011) atribuíram escores de perigo a diferentes polímeros com base na classificação de risco de seus monômeros segundo o Sistema Globalmente Harmonizado de Classificação e Rotulagem de Produtos Químicos (GHS) (United Nations, 2009). Os riscos associados a esses monômeros incluem, por exemplo, a carcinogenicidade, mutagenicidade em células germinativas, toxicidade aguda e reprodutiva, corrosão/irritação da pele, caráter explosivo e perigo para o ambiente aquático (Lithner et al., 2011).

Baseado na equação de Xu et al. (2018) (Equação 3), neste presente estudo, foi calculado o risco potencial dos tipos de MPs encontrados nas águas subterrâneas utilizadas para consumo humano:

$$H = \sum_n P_n \times S_n \quad (3)$$

Onde H é o índice de risco do polímero, P_n é a porcentagem de tipos de polímeros de MPs coletados em cada estação de amostragem e S_n é a pontuação classificada por Lithner et al. (2011) para o composto polimérico que constitui as partículas de MPs (Xu et al., 2018). A pontuação adotada nos cálculos de cada um dos polímeros está disponível no material suplementar (Tabela S1).

O índice H representa, portanto, uma soma ponderada dos escores de perigo dos polímeros, refletindo simultaneamente a composição química e a abundância relativa dos MPs. Para os estudos incluídos nesta revisão, os valores de P_n foram obtidos diretamente das proporções reportadas de cada tipo de polímero. Nos casos em que os dados de composição polimérica não foram disponibilizados ou estavam incompletos, o índice H não foi calculado. Adicionalmente, polímeros para os quais não há escore de perigo disponível na literatura (por exemplo, alguns materiais naturais ou modificados, como celulose, borracha e silicone) foram excluídos do cálculo, podendo resultar em subestimação do risco total. Nos casos em que os estudos reportaram grupos genéricos de polímeros (por exemplo, “poliacrílicos” ou “polivinílicos”), foi adotada uma abordagem conservadora, considerando-se o polímero com a maior classificação de perigo na referida classe, conforme disponibilidade na literatura.

2.2.4 AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE RISCO DA POLUIÇÃO

Com os dados obtidos sobre a carga de poluição de um sistema e o índice de risco dos polímeros presentes, é possível calcular o índice de risco da poluição (PRI), conforme a Equação 4 (Nakano et al., 2024):

$$PRI = H \times PLI \quad (4)$$

Valores altos de PRI indicam a presença de plásticos com maior risco polimérico ou de plásticos com baixo risco, mas em abundância (Nakano et al., 2024). Dessa forma, é possível

compreender melhor os potenciais impactos dos MPs presentes nesses ambientes, considerando não apenas o número total de partículas, mas também sua composição química.

2.2.5 CLASSIFICAÇÃO DAS CATEGORIAS DE RISCO PARA PLI, H E PRI

Na Tabela 1 são mostradas as faixas de pontuação com as respectivas classificações das categorias de risco para PLI, H e PRI. Esses dados fornecem uma definição do grau de risco causado pela presença de MPs, além de servir como suporte para o gerenciamento do risco associado à poluição por esses contaminantes (Xu et al., 2018).

Tabela 1- Classificação das categorias de risco para o índice de carga de poluição (PLI), o índice de risco do polímero (H) e o índice de risco da poluição (PRI)

PLI	Categoria de Risco	H	Categoria de Risco	PRI	Categoria de Risco
<10	I	< 10	I (Baixo)	<150	Baixo
10–20	II	10-100	II (Médio)	150–300	Médio
20–30	III	100-1000	III (Alto)	300–600	Alto
>30	IV	>1000	IV (Perigo)	600–1200	Perigo
–	–	–	–	>1200	Perigo Extremo

Fonte: Xu et al. (2018); (Li et al., 2020)

Foi empregada uma escala de cores para representar as diferentes categorias de risco para os índices PLI, H e PRI, permitindo a rápida identificação dos níveis de criticidade observados. Nessa representação, o aumento da intensidade do risco é indicado pela transição do verde (baixo risco) para o vermelho (perigo extremo), passando pelas categorias intermediárias de risco médio (amarelo), alto risco (salmão) e perigo (laranja).

2.2.6 AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE BASEADA NA ESTIMATIVA DA INGESTÃO DIÁRIA DE PLÁSTICO

O modelo de avaliação de riscos à saúde humana relacionado à exposição aos MPs baseia-se no cálculo da ingestão diária dessas partículas presentes em águas contaminadas. Para esse cálculo, será utilizada a Equação 5, na qual o EDI_q representa a estimativa da ingestão diária de MPs com base na quantidade ingerida diariamente por meio da água (Enyoh et al., 2022).

$$EDI_q = \frac{P_i \times RI}{BW} \quad (5)$$

O P_i corresponde ao número médio de partículas de MPs encontrados na água de consumo humano (MPs/L), e RI representa a taxa de ingestão de água. De acordo com a World Health Organization (2004), um adulto consome em média 2 L de água por dia, enquanto uma criança 1 L por dia. BW refere-se ao peso corporal médio, cujo valor considerado é de 70 kg para adultos e 15 kg para as crianças, conforme sugerido por Ibeto et al., (2019) e Ibe et al (2020).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 ABUNDÂNCIA, TAMANHO, VOLUME AMOSTRAL E TÉCNICAS DE ANÁLISE DA COMPOSIÇÃO

A partir do levantamento bibliográfico, foi possível compilar informações sobre o país de coleta das amostras, categoria (água bruta ou tratada), técnica de análise química dos MPs, abundância, tamanhos do MPs encontrados e volume das amostras (Tabela 2). A distribuição geográfica dos sítios de amostragem revelou uma maior concentração de estudos em aquíferos asiáticos. Os artigos analisados foram publicados entre 2019 e 2025, evidenciando que a poluição por microplásticos em águas subterrâneas potáveis representa uma frente emergente de pesquisa científica.

A abundância média variou de 0,0003 a 2103 partículas de MPs/L. Evidências apontam que o influxo de MPs atmosféricos nas águas subterrâneas ocorre por meio dos processos de deposição, infiltrando-se nos poços e, posteriormente, atingindo os sistemas de águas subterrâneas (Wei et al., 2024). Ocorre também a migração dos MPs presentes na superfície através de rachaduras, fissuras e condutos em sistemas cársticos ou rocha fraturada (Jeong et al., 2023; Koelmans et al., 2019). A marcante variabilidade observada nos valores de abundância pode estar associada à intensidade das pressões antrópicas locais, como a proximidade de zonas industriais, atividades agrícolas, aterros sanitários e densidade populacional (Lee et al., 2024).

Fenômenos meteorológicos, como as chuvas, também podem influenciar a quantidade de MPs encontrados em águas subterrâneas. No entanto, a literatura não apresenta um consenso em qual estação, chuvosa ou seca, ocorre a maior concentração de MPs em águas subterrâneas,

pois os padrões sazonais variam de acordo com o contexto hidrogeológico e com o regime de uso do solo. No estudo realizado por Jeong et al. (2023) em uma região agrícola na Coreia do Sul, as concentrações de MPs foram maiores na estação seca do que na estação úmida, interpretação que foi atribuída principalmente ao efeito de diluição da precipitação na recarga do aquífero. De acordo com os autores, as partículas do solo e as rochas atuam como barreiras que dificultam o movimento vertical dos MPs, mesmo quando o volume de infiltração aumenta devido às chuvas. Além disso, os pontos de amostragem estavam próximos a regiões montanhosas florestais com mínima atividade humana, onde o fluxo de água subterrânea menos contaminada, proveniente dessas áreas preservadas, contribuiu para a diluição da concentração de MPs nos poços durante a estação chuvosa. Em contrapartida, outro estudo, também realizado em área agrícola na Coreia do Sul, evidenciou concentrações maiores de MPs na estação chuvosa. Cha et al., (2024) argumentaram que a diferença observada provavelmente ocorreu devido às fortes chuvas, que facilitaram a entrada de MPs da superfície do solo para o aquífero. A região do estudo apresenta intensa atividade agrícola, com diversos tipos de plásticos sendo utilizados em todos os setores. Ainda, ocorre o bombeamento intensivo das águas subterrâneas, o que pode atrair MPs das áreas circundantes para o interior dos poços.

Eventos hidrológicos extremos, como chuvas intensas e inundações, mobilizam, recarregam e redistribuem MPs entre superfície, solo e águas subterrâneas, especialmente em aquíferos conectados a rios e zonas inundáveis (Khant et al., 2022; Dev et al., 2025; Kumar et al., 2025). O Ciclone Michaung, por exemplo, elevou em 50–74% as concentrações de MPs nas águas subterrâneas na Índia. Poços abertos, mais expostos ao escoamento superficial e à deposição atmosférica, apresentaram as maiores contagens, enquanto poços tubulares, que captam aquíferos mais profundos, registraram valores mais baixos. Inundações podem, portanto, carregar detritos superficiais, incluindo MPs, para o lençol freático, amplificando a contaminação em áreas com acúmulo de resíduos plásticos (Kumar et al., 2021; Khant et al., 2022).

Os dados disponíveis indicam, no entanto, que a sazonalidade não exerce um padrão único sobre as concentrações de MPs em aquíferos. As variações observadas entre estudos decorrem da interação entre fatores hidrogeológicos locais, intensidade das atividades antrópicas e formas de uso do aquífero. Em áreas preservadas com recarga diluidora, a estação chuvosa pode reduzir as concentrações de MPs (Jeong et al., 2023). Já em regiões com uso intensivo de plásticos na agricultura e elevado bombeamento, as chuvas tendem a intensificar o transporte de MPs da superfície para o subsolo, elevando as concentrações no período úmido (Cha et al., 2024). Esses contrastes reforçam a necessidade de abordagens integradas que

considerem especificidades locais para interpretar corretamente os padrões sazonais de contaminação por microplásticos em sistemas aquíferos.

Os tamanhos das partículas de MPs variaram de 0,45 a 5000 μm , com frequente ocorrência de partículas com dimensões inferiores a 100 μm , embora a distribuição de tamanhos varie consideravelmente entre os estudos. Estudos prévios também indicam que MPs menores que 100 μm tendem a ser mais abundantes em águas subterrâneas (He et al., 2024; Dey et al., 2023). Esse padrão pode estar associado à retenção preferencial de partículas maiores ao longo do transporte em poros e fraturas do meio geológico (Xu et al., 2024).

Tabela 2 - Síntese dos estudos sobre microplásticos em águas subterrâneas destinadas ao consumo humano, incluindo continentes, país de amostragem, estação climática, tipo de água (bruta ou tratada), técnica analítica, abundância, tamanho das partículas e volume amostral

Continentes	País de coleta das amostras	Estações do ano/Estação climática	Categoria (bruta/tratada)	Técnica de análise da composição MPs	Abundância média (MPs/L)	Tamanho dos MPs (μm)	Volume da Amostra (L)	Referências
África	Nigéria	Estação Seca	Água bruta	Microscopia Ótica (OMAX) e Rose Bengal	$16,13 \pm 3,83$	<100	1	Shokunbi et al., 2025
			Água tratada		$10,74 \pm 3,76$			
América do Norte	México	Verão	água tratada	μ -Raman	18 ± 7	100–5000	1	Shruti et al., 2020
Ásia	Arábia Saudita	-	água bruta	μ -FTIR	$2,1 \pm 5$	25–500	5	Almaiman et al., 2021
	Bangladesh	-	sem classificação	FTIR	$24,63 \pm 16,13$	<500 (91,7%); 500-1000 (6,9%); 1000-5000 (1,4%)	0,5	Paray et al., 2024
	China	Primavera, Verão e Outono	sem classificação	μ -Raman	$4,5 \pm 1,98$	1-10 (5,19%); 10-100 (6,91%); 100-1000 (13,83%); 1000-3000 (29,88%); 3000-5000 (44,20%)	2	An et al., 2022
	China	-	sem classificação	Raman	2,7	10–100 (84%); 150–500 (15%); > 500 (1%)	4	Liu et al., 2022
	China	Verão	sem classificação	LDIR	2103	20-471	0,6	Mu et al., 2022

Continentes	País de coleta das amostras	Estações do ano/Estação climática	Categoria (bruta/tratada)	Técnica de análise da composição MPs	Abundância média (MPs/L)	Tamanho dos MPs (μm)	Volume da Amostra (L)	Referências
Ásia	China	Outono	sem classificação	μ -Raman	29	0-2500; 0-20 (38,6%); 20-50 (41,4%)	1	Shi et al., 2022
	China	-	sem classificação	μ -FTIR	$27,9 \pm 1,44$	10-200 (73,10%); 200-1000 (16,40%); 1000-2000 (7,40%); 2000-5000 (3,10%)	5	Wu et al., 2022
	China	Inverno	sem classificação	Raman	2,7	3-150	1	Shu et al., 2023
	China	Estação Seca	sem classificação	μ -FTIR	$9,6 \pm 1,3$	0,45-5000	50	Wei et al., 2024
		Estação Chuvosa	sem classificação		$8,5 \pm 2,1$			
	Coreia do Sul	Estação seca	sem classificação	μ -FTIR	0,192	20,3-869,6	500	Jeong et al., 2023
		Estação chuvosa	sem classificação		0,059	20,3-673		
	Coreia do Sul	Verão e Outono	sem classificação	μ -FTIR	0,07	20-50 (74%); 50-100 (21%)	500	Kim et al., 2023
	Coreia do Sul	Estação Seca	sem classificação	μ -FTIR	0 a 0,56	20-5000 (Predominância: 20-100)	100-500	Cha et al., 2024
		Estação Chuvosa	sem classificação		0,04 a 17,77			

Continentes	País de coleta das amostras	Estações do ano/Estação climática	Categoria (bruta/tratada)	Técnica de análise da composição MPs	Abundância média (MPs/L)	Tamanho dos MPs (μm)	Volume da Amostra (L)	Referências
Ásia	Índia	-	sem classificação	ATR-FTIR	$29,73 \pm 3,27$	1-500+	1	Patterson et al., 2023
	Índia	Estação Chuvosa	sem classificação	Raman	35,46	<200 (93,55%); >200 (6,45%)	2	Kumar et al., 2025
	Índia	Pré-Inundação	sem classificação	ATR-FTIR, μ -FTIR e μ -Raman	Poços Abertos (Open wells): 23; Poços Tubulares (Bore wells): 18; Bombas Manuais (Handpumps): 20	-	2,5	Ravishankar et al., 2025
		Pós-Inundação			Poços Abertos (Open wells): 40; Poços Tubulares (Bore wells): 27; Bombas Manuais (Handpumps): 34			
	Índia	Pós-Monção	sem classificação	FTIR e Raman	0,011	-	0,5	Saha et al., 2025
	Índia	Primavera e Verão	sem classificação	μ -Raman	$103,73 \pm 2,28$	20-4100	5	Sruthy et al., 2025
	Irã	Primavera	sem classificação	μ -Raman	0,48	< 100 (60%); ≤ 500	20	Esfandiari et al., 2022

Continentes	País de coleta das amostras	Estações do ano/Estação climática	Categoria (bruta/tratada)	Técnica de análise da composição MPs	Abundância média (MPs/L)	Tamanho dos MPs (μm)	Volume da Amostra (L)	Referências
Ásia	Irã	Primavera e Verão	sem classificação	μ -Raman	$2 \pm 0,6$		50	Feizi et al., 2024
	Malásia	-	sem classificação	FTIR	2,02	<5000	45	Saipolbahri et al., 2024
Europa	Alemanha	Verão	água bruta	μ -FTIR	0,001	50-150	300-1000	Mintenig et al., 2019
			água tratada		0,0003		1200-2500	
	Alemanha	-	água bruta	μ -Raman	0,197	5-1000	2500	Pittroff et al., 2021
	Alemanha	-	água bruta	μ -FTIR e ATR-FTIR	$0,097 \pm 0,053$	11-530	1000-1212,8	Weisser et al., 2021
		-	água tratada		$0,049 \pm 0,003$		1000-1453,2	
	Dinamarca	Outono	água bruta	μ -Raman	$2,5 \pm 2,0$;	1-204,6	1000	Maurizi et al., 2023
			água tratada		$1,4 \pm 1,3$			
	Holanda	-	água bruta	LDIR	1	20-5000	3500	Bauerlein et al., 2022
	Ilhas Canárias	Inverno	sem classificação	FTIR	11,8	35-1900	1	Rodríguez-Alcántara et al., 2024
	Itália	Verão	água bruta	μ -Raman	$5 \pm 1,5$;	<20-130	4	Brancaleone et al., 2024
			água tratada		<1	40-140	10	
	Polônia	Outono	sem classificação	μ -Raman	$1,30 \pm 2,11$	28-4827	20-100	Tarasewicz et al., 2025
	Suíça	Primavera	água bruta	FTIR	$0,008 \pm 0,007$	20-50 (33%); 50-100 (67%)	830	Velasco et al., 2024

Continentes	País de coleta das amostras	Estações do ano/Estação climática	Categoria (bruta/tratada)	Técnica de análise da composição MPs	Abundância média (MPs/L)	Tamanho dos MPs (μm)	Volume da Amostra (L)	Referências
Europa			água nanofiltrada		$0,036 \pm 0,011$	20–50 (52%); 50–100 (33%); 100–500 (15%)	1000	
	Suíça	Primavera	sem classificação	μ -FTIR	$0,008 \pm 0,007$	20-100	500–1000 - média de 833	Velasco et al., 2025
Oceania	Austrália	Verão	sem classificação	LDIR	38 ± 8	18-491	1	Samandra et al., 2022
	Fiji	Estação seca	sem classificação	ATR-FTIR e μ FTIR	0.35 ± 0.09	150->500	100	Lata et al., 2025

Nota: ATR: Reflectância Total Atenuada; LDIR: Laser Direct Infrared; FTIR: Espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier; μ -FTIR: Micro-espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier; Raman: Espectroscopia Raman; μ -Raman: Micro-espectroscopia Raman.

- Dados não reportados nos respectivos estudos.

A análise do tamanho dos MPs é fundamental, pois partículas menores ($<100\ \mu\text{m}$) apresentam maior biodisponibilidade para organismos vivos e maior potencial de liberação de compostos tóxicos, como aditivos e monômeros (Anjana et al., 2020; Biale et al., 2021). Além disso, sua elevada área superficial específica favorece a adsorção de contaminantes ambientais, amplificando os riscos ecológicos e à saúde humana (Xu et al., 2024; Han et al., 2021).

Observa-se também a ausência de padronização nos limites inferiores de detecção de tamanho entre os estudos, com ampla variação nos intervalos analisados, o que dificulta a comparação direta e a realização de sínteses quantitativas. Adicionalmente, muitos trabalhos não reportam os dados detalhados de distribuição por faixas de tamanho dos valores absolutos ou percentuais, limitando a aplicação de análises estatísticas comparativas.

Uma ampla variação nos volumes amostrais foi observada entre os estudos analisados (0,5 a 3.500 L), refletindo a ausência de protocolos padronizados para a coleta de MPs em águas subterrâneas (Lee et al., 2024). A adoção de métodos de amostragem harmonizados, incluindo faixas de volume adequadas ao nível esperado de contaminação, é apontada como condição essencial para melhorar a comparabilidade entre estudos e permitir a padronização das métricas de quantificação de MPs (Zhao et al., 2024). Essa harmonização também é fundamental para subsidiar modelos globais de distribuição de MPs, permitindo comparações entre estudos e regiões em diferentes escalas espaciais (Metz et al., 2020). Os protocolos unificados de amostragem e controle de qualidade em águas subterrâneas podem fornecer estimativas mais robustas das cargas de MPs, auxiliando gestores ambientais a rastrear com maior precisão os níveis de contaminação, identificar hotspots e a priorizar áreas para ações de monitoramento e mitigação.

As principais técnicas utilizadas para analisar a composição química dos MPs nos estudos revisados foram a Microscopia por Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (μFTIR e FTIR) e Microscopia por Espectroscopia Raman (μRaman) (Tabela 2). Essas técnicas são as mais empregadas para análise ambiental de MPs (Maurizi et al., 2023). Elas fornecem uma impressão digital espectral única para cada tipo de polímero, permitindo sua identificação química inequívoca e são capazes de analisar partículas na faixa micrométrica e até sub-micrométrica (no caso do μRaman) (Pittroff et al., 2021). Embora essas técnicas enfrentem o desafio do tempo necessário para a realização das análises, elas podem se tornar relevantes e adequadas às amostras de águas subterrâneas devido à excelente capacidade de análises de partículas pequenas ($\geq 20\ \mu\text{m}$).

2.3.2 MORFOLOGIA DOS MPS

Atualmente, não há um consenso estabelecido quanto a categorização e terminologia sobre as formas dos MPs. Desse modo, os pesquisadores adotam as classificações que consideram mais adequadas, e as classificações e nomenclaturas utilizadas para descrever os MPs são inconsistentes (Lusher et al., 2020). A falta de uniformidade nos termos empregados também foi observada nos artigos analisados neste estudo, nos quais diversas nomenclaturas foram utilizadas sem definições claras de suas características. Visando uniformizar essas classificações e contabilizar os dados, seguimos a proposta de Hartmann et al. (2019). Em alguns estudos os MPs foram referidos apenas como “partículas” ou “microplásticos”, sem especificação de suas formas, desse modo não foi possível determinar quais formatos foram identificados. Assim, foi mantida a nomenclatura com a qual foi publicada. Nos casos em que os termos “nurdle”, “pellet” e “pseudoesférico” foram utilizados, esses foram agrupados e classificados como “esferóides”. Fragmentos e as fibras foram as formas de MPs mais citadas (Fig. 2), sendo que a prevalência dessas formas indica que os MPs presentes em águas subterrâneas são, em sua maioria, provenientes da degradação de plásticos maiores.

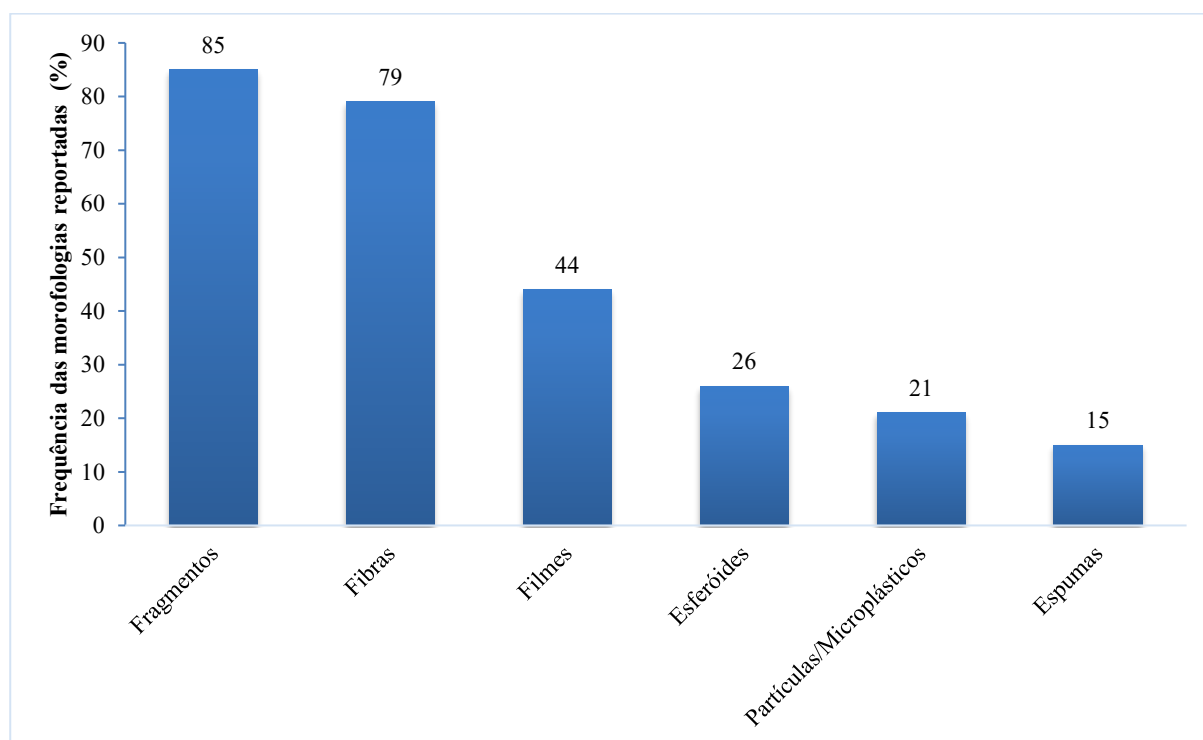


Figura 2 - Frequência de ocorrência das morfologias de microplásticos relatadas em estudos sobre águas subterrâneas utilizadas para consumo humano.

Diversos fatores podem influenciar a variabilidade e distribuição dos MPs, como as atividades humanas (Eerkes-Medrano et al., 2015), e o tipo de fonte de poluição predominante nos locais de amostragens. Os autores dos estudos incluídos nesse trabalho identificaram como principais fontes antrópicas de contaminação de águas subterrâneas por MPs: zonas agrícolas, áreas urbanas residenciais, polos industriais, áreas turísticas, aterro sanitário, posto de combustível, área pesqueira e ocorrência de lançamento de esgoto. Essas fontes podem incluir o lançamento de efluentes de sistemas sépticos e de águas residuais industriais, escoamento agrícola e descarte inadequado de resíduos plásticos que acabam lixiviando MPs para as águas subterrâneas (Panno et al., 2019; Wu et al., 2022; Alvarado-Zambrano et al., 2023; Dey et al., 2023).

2.3.3 COMPOSIÇÃO DOS MPS

Os polímeros mais citados nos estudos incluídos nesta revisão foram o Polipropileno (PP) – 91%; Polietileno (PE) – 78%; e Poliestireno (PS) – 63% . Esses dados reforçam que PP e PE são os polímeros mais abundantes nas amostras de águas subterrâneas, resultado esse consistente com sua ampla produção e uso nas últimas décadas como principais materiais para embalagens e construção civil (Patterson et al., 2023). A diversidade de MPs observada, conforme demonstrado na Figura 3, também pode estar associada a processos naturais e atividades antrópicas (Liu et al., 2025).

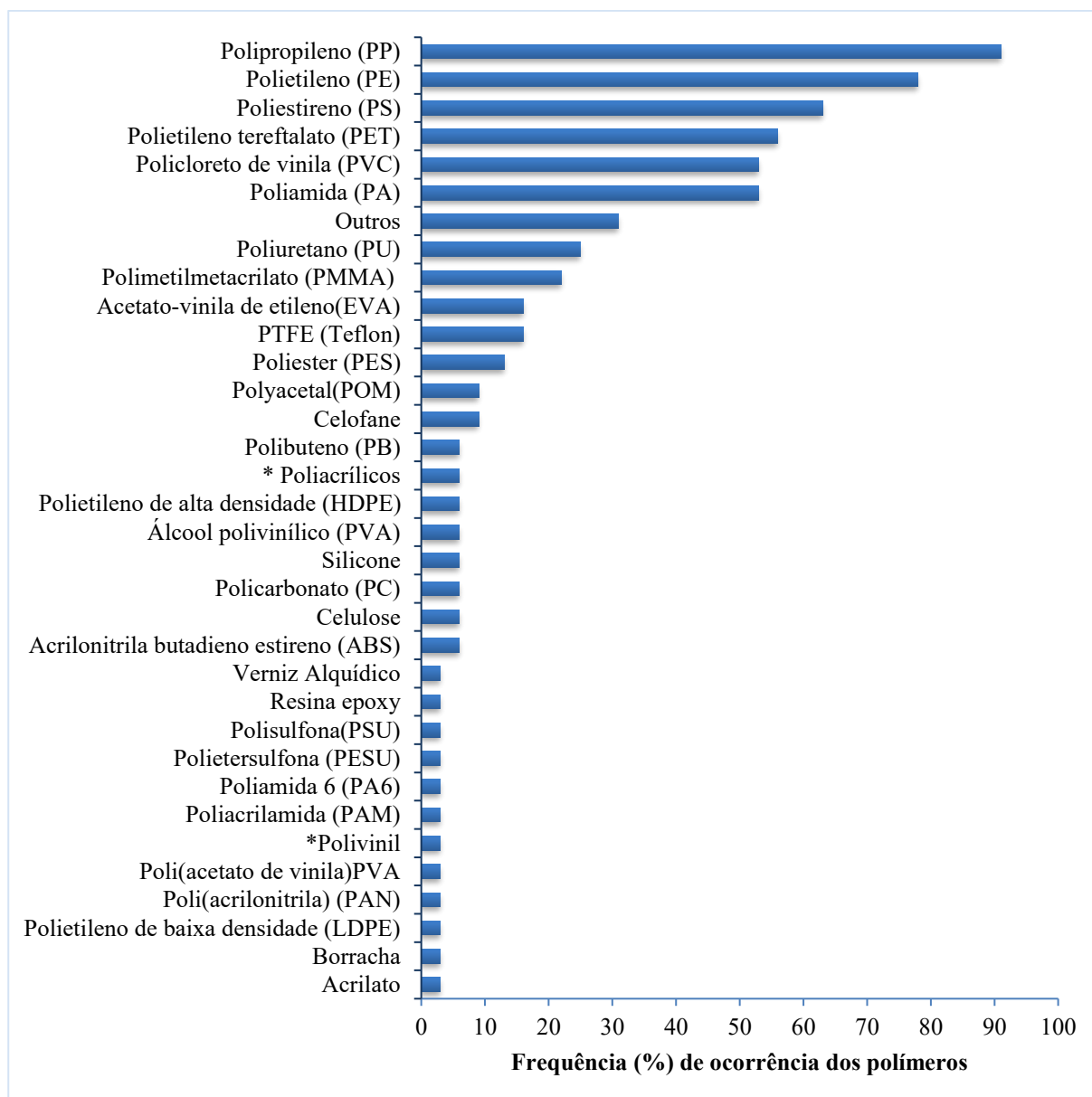


Figura 3 - Frequência de ocorrência dos principais polímeros identificados em estudos sobre microplásticos em águas subterrâneas utilizadas para consumo humano.

Nota: * Poliacrílicos - Nesta categoria os autores reuniram: (poli(ácido acrílico) (PAA); poli(acrilamida) (PAM); poli(acrilamida carboxil); poli(acrilamida-co-ácido acrílico); poli(acrilonitrila) (PAN)); *Polivinil: (poli(acetato de vinila) (PVA); poli(álcool vinílico) (PVOH); poli(estearato de vinila)).

Além dos polímeros mais comumente encontrados nas águas subterrâneas há também aqueles encontrados em menor número, porém considerados de alto risco como PU, PVC e POM, devido ao risco associado aos resíduos de monômeros e à presença de aditivos químicos (Lithner et al., 2011). A maioria dos polímeros possuem a propriedade de adsorver outros poluentes presentes no ambiente circundante ou lixiviar produtos tóxicos durante o uso e o intemperismo, representando riscos complementares para todos os organismos que os ingerem (Patterson et al., 2023; Luo et al., 2022).

3.4 AVALIAÇÃO DOS RISCOS ECOLÓGICOS

Para avaliar sistematicamente os riscos ecológicos, foram aplicados três índices complementares conforme demonstrado na Tabela 3: o Índice de Carga de Poluição (PLI), que neste caso quantifica a acumulação de MPs nos aquíferos, mostrando o nível de contaminação; o Índice de Risco do Polímero (H), avaliando a periculosidade intrínseca dos polímeros detectados nas amostras; o Índice de Risco da Poluição (PRI), integrando toxicidade e níveis de ocorrência. Esta abordagem multivariada permitiu uma classificação estratificada dos riscos baseado na abundância (partículas/L) e o risco potencial dos polímeros, com base nos dados apresentados em estudos já publicados referente à presença de microplásticos em águas subterrâneas utilizadas para consumo humano.

Tabela 3 - Cálculo do índice de carga de poluição (PLI), índice de risco do polímero (H), índice de risco da poluição (PRI) a partir de dados identificados em estudos sobre microplásticos em águas subterrâneas utilizadas para consumo humano

Continentes	País de coleta das amostras	Referências	Categoria (bruta/tratada)	Abundância (partículas/L)	Menor valor encontrado (partículas/L)	PLI	H	PRI
África	Nigéria	Shokunbi et al., 2025	água bruta	16,13	0,001	127,004	-	-
			água tratada	10,74	0,001	103,634		
América do Norte	México	Shruti et al., 2020	água tratada	18	0,001	134,164	-	-
	Arábia Saudita	Almaiman et al., 2021	água bruta	2,1	0,001	45,826	430,45	19725,697
Ásia	Bangladesh	Paray et al., 2024	sem classificação	24,63	0,001	156,939	9,75	1530,16
	China	An et al., 2022	sem classificação	4,5	0,001	67,082	135,548	9092,836
	China	Liu et al., 2022	sem classificação	2,7	0,001	51,962	635,61	33027,264
	China	Mu et al., 2022	sem classificação	2103	0,001	1450,172	401,717	582558,18
	China	Shi et al., 2022	sem classificação	29	0,001	170,294	-	-
	China	Wu et al., 2022	sem classificação	27,9	0,001	167,033	553,809	92504,391
	China	Shu et al., 2023	sem classificação	2,7	0,001	51,962	16,544	859,662
	China	Wei et al., 2024	sem classificação	9,6	0,001	97,98	11,47	1123,826
			sem classificação	8,5	0,001	92,195	11,09	1022,447
	Coreia do Sul	Jeong et al., 2023	sem classificação	0,192	0,001	13,856	875,633	12133,123
			sem classificação	0,059	0,001	7,681	553,521	4251,672
	Coreia do Sul	Kim et al., 2023	sem classificação	0,07	0,001	8,367	148,342	1241,118
	Coreia do Sul	Cha et al., 2024	sem classificação	0,56	0,001	23,664	*3,23	76,436
			sem classificação	17,77	0,001	133,304		430,572
	Índia	Patterson et al., 2023	sem classificação	29,73	0,001	172,424	1011,14	174344,7
	India	Kumar et al., 2025	sem classificação	35,46	0,001	188,308	16,2	3050,613

Continentes	País de coleta das amostras	Referências	Categoria (bruta/tratada)	Abundância (partículas/L)	Menor valor encontrado (partículas/L)	PLI	H	PRI
Ásia	Índia	Ravishankar et al., 2025	sem classificação	Poços Abertos: 23	0,001	Poços Abertos: 151,658	-	-
				Poços Tubulares: 18		Poços Tubulares: 134,164	-	-
				Bombas Manuais: 20		Bombas Manuais: 141,421	-	-
				Poços Abertos: 40		Poços Abertos: 200,000	-	-
				Poços Tubulares: 27		Poços Tubulares: 164,317	-	-
				Bombas Manuais: 34		Bombas Manuais: 184,391	-	-
	Índia	Saha et al., 2025	sem classificação	0,011	0,001	3,317	2164,636	7179,285
	Índia	Sruthy et al., 2025	sem classificação	103,73	0,001	322,071	217,672	70105,962
	Irã	Esfandiari et al., 2022	sem classificação	0,48	0,001	21,909	73,531	1610,983
	Irã	Feizi et al., 2024	sem classificação	2	0,001	44,721	-	-
	Malásia	Saipolbahri et al., 2024	sem classificação	2,02	0,001	44,944	-	-
Europa	Alemanha	Mintenig et al., 2019	água bruta	0,002	0,001	1	3352,9	3352,9
			água tratada	0	0,001	0,548	5647,438	3093,229

Continentes	País de coleta das amostras	Referências	Categoria (bruta/tratada)	Abundância (partículas/L)	Menor valor encontrado (partículas/L)	PLI	H	PRI
Europa	Alemanha	Pittroff et al., 2021	água bruta	0,197	0,001	14,036	1062,65	14915,004
	Alemanha	Weisser et al., 2021	água bruta	0,097	0,001	9,849	4974,57	48993,833
			água tratada	0,049	0,001	7	3818	26726
	Dinamarca	Maurizi et al., 2023	água bruta	2,5	0,001	50	2060,657	103032,83
			água tratada	1,4	0,001	37,417	1680,695	62885,834
	Holanda	Bauerlein et al., 2022	água bruta	1	0,001	31,623	1087,074	34376,298
	Ilhas Canárias	Rodríguez-Alcántara et al., 2024	sem classificação	11,8	0,001	108,628	16,59	1802,135
	Itália	Brancaleone et al., 2024	água bruta	5	0,001	70,711	2,4	169,706
			água tratada	1	0,001	31,623	1	31,623
	Polônia	Tarasewicz et al., 2025	sem classificação	1,3	0,001	36,056	7784,225	280664,22
	Suíça	Velasco et al., 2024	água bruta	0,008	0,001	2,828	1701,82	4813,474
			água nanofiltrada	0,036	0,001	6	745,11	4470,66
	Suíça	Velasco et al., 2025	sem classificação	0,008	0,001	2,828	1918,734	5426,998
Oceania	Austrália	Samandra et al., 2022	sem classificação	38	0,001	194,936	2343,226	456778,82
	Fiji	Lata et al., 2025	sem classificação	0,35	0,001	18,708	226,78	4242,665

Nota: Os índices foram calculados neste estudo com base nos dados de abundância e composição polimérica reportados nos estudos incluídos na revisão.

- Dados não reportados nos respectivos estudos.

* Média das duas estações climáticas.

Os resultados do PLI revelaram que aproximadamente 69% das amostras enquadraram-se na categoria de risco IV (níveis elevados de poluição), enquanto 21%, 6% e 4% classificaram-se nas categorias I, II e III, respectivamente. A avaliação do PLI indica o nível de poluição com base na abundância de MPs presentes no ambiente (He et al., 2024).

Deve-se observar que ao avaliar o nível de risco dos MPs utilizando o PLI, considerando a menor concentração encontrada naquele ambiente (MPs de fundo ou *background*), haverá influência significativa nos resultados devido à variação das abundâncias de acordo com as características temporais e espaciais (Tran-Nguyen et al., 2024). A aplicação de um valor de fundo com alta concentração pode subestimar os níveis de poluição em áreas com alta poluição. No entanto, ele pode servir como um indicador importante para análise de impacto ambiental, além de ser um possível método de monitoramento de ecossistemas ou processos que possam contaminar águas destinadas ao consumo humano. Para isso, ele deve ser avaliado em conjunto com o PRI, onde é combinado os valores de abundância, bem como o índice de risco dos polímeros (Bae et al., 2025).

Estudos em águas superficiais indicam que 45% dos locais apresentam níveis de PLI classificados como perigosos, enquanto apenas 27% apresentam baixo risco (Bae et al., 2025). Em contraste, ambientes menos impactados, como a Antártida costeira, apresentam predominância de baixos níveis de poluição, com mais de 90% dos locais classificados na categoria mais baixa (Gurumoorthi & Luis, 2023).

Neste estudo, o índice de risco polimérico (H) evidenciou que cerca de 40% dos dados disponíveis para realização do cálculo, enquadram-se na categoria de risco IV (perigo). Esse padrão está associado à presença de polímeros com alta pontuação de risco, como poliuretano (PU), poliacrilonitrila (PAN) e policloreto de vinila (PVC) (Lithner et al., 2011). Embora polímeros como PP, PET e PS apresentem menor risco relativo, sua ocorrência ainda representa potenciais impactos ecológicos e à saúde. Ressalta-se que alguns materiais (ex.: borracha, celulose, EVOH, PTFE e silicone) não puderam ser incluídos devido à ausência de pontuação de risco. Portanto, o índice H contribui significativamente para a identificação de pontos críticos de contaminação em determinados locais (Nakano et al., 2024). Além disso, pode indicar o potencial de perigo associado à composição polimérica dos MPs, considerando além da quantidade o risco intrínseco de cada polímero presente.

Os resultados do PRI indicaram que 81% dos locais avaliados, com dados disponíveis, apresentam risco extremo, refletindo a combinação entre elevada abundância de MPs e presença de polímeros de alta toxicidade. Em águas subterrâneas da Austrália, altos valores de abundância e risco polimérico, associados principalmente ao PVC, resultaram em classificação

de perigo extremo (Samandra et al., 2022). Por outro lado, mesmo em condições de baixa abundância, como observado por Mintenig et al. (2019), a presença de polímeros de alto risco, como PVC e PEST, levou à classificação de risco elevado. Esses resultados evidenciam que o PRI é influenciado tanto pela quantidade de MPs quanto pela composição polimérica. Assim, a redução do risco ecológico associado aos MPs depende também da substituição por polímeros de menor toxicidade na produção de materiais (Yoon et al., 2024).

Os resultados também demonstraram variações nos índices de riscos entre os locais que apresentaram dados tanto para água bruta quanto para água tratada (Tabela 3). Comparações entre água bruta e tratada indicaram, em geral, redução na abundância de MPs e nos índices de risco, evidenciando a eficácia dos sistemas de tratamento (Maurizi et al., 2023; Weisser et al., 2021; Brancalone et al., 2024). No entanto, aumentos pontuais após tratamento também foram observados, possivelmente associados à liberação de partículas provenientes de materiais plásticos dos próprios sistemas de filtração (Velasco et al., 2024). Adicionalmente, aumentos no índice H após tratamento podem ocorrer devido ao enriquecimento relativo de polímeros de maior toxicidade, como o PVC (Mintenig et al., 2019).

O desgaste de materiais plásticos em infraestruturas, como tubulações de PVC, pode contribuir para a liberação de MPs, especialmente sob condições de envelhecimento, alta pressão do fluxo de água e exposição a agentes oxidantes, como cloro (He et al., 2023; Liu et al., 2025). Esses resultados destacam a necessidade de avaliar criticamente todas as etapas dos sistemas de tratamento e distribuição de água.

2.3.5 LIMITAÇÕES E INCERTEZAS DOS ÍNDICES DE RISCO ECOLÓGICO (PLI, H E PRI)

Os índices de risco ecológico (PLI, H e PRI), são metodologias que podem ser facilmente aplicadas a diferentes ambientes, contudo apresentam limitações relevantes que precisam ser discutidas. No caso do PLI, a principal limitação está associada à definição do valor de fundo, o qual influencia diretamente o cálculo do fator de poluição e, consequentemente, o valor e a classificação final do índice (Ranjani et al., 2021). Para contaminantes emergentes, como os MPs, não existem valores naturais ou pré-industriais bem estabelecidos, o que torna necessária a adoção de um valor de referência geralmente baseado no menor valor reportado na literatura ou no próprio conjunto de dados analisados. Dessa forma, o PLI pode incorporar incertezas associadas à variabilidade metodológica entre estudos, às diferenças nos limites de detecção analítica e à heterogeneidade espacial dos ambientes

amostrados. Assim, os valores de PLI devem ser interpretados principalmente como indicadores relativos e comparativos de pressão ecológica e identificação de *hotspots*, e não como medidas absolutas de poluição ambiental.

Em relação ao índice H, uma limitação importante refere-se à indisponibilidade de informações sobre as proporções relativas de cada polímero nas amostras, o que pode inviabilizar ou fragilizar o cálculo, como observado em alguns estudos nos quais a caracterização polimérica foi parcial ou inexistente. Além disso, alguns polímeros ainda não possuem pontuação de risco definida, o que torna o índice H incompleto e pode resultar em subestimação do risco ecológico associado ao conjunto total de MPs presentes. O índice PRI, integra a carga de poluição (PLI) e o risco polimérico (H) e, portanto, herda as incertezas associadas a ambos. Em contextos com elevadas abundâncias de MPs e presença de polímeros de maior periculosidade, essas incertezas podem ser amplificadas. Assim, o PRI deve ser interpretado como um indicador comparativo de risco relativo, e não como uma medida absoluta do risco ecológico.

2.3.6 AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE BASEADA NA ESTIMATIVA DA INGESTÃO DIÁRIA DE PLÁSTICO

Os resultados referentes à estimativa da ingestão oral diária de MPs presentes em água subterrânea, variaram de 0,00002 a 140,20 MPs/kg-dia para crianças, enquanto para os adultos foram de 0,000009 a 60,09 MPs/kg-dia (Tabela 4). Essas variações estão diretamente relacionadas às diferentes abundâncias de MPs encontrados em cada região e com a quantidade de água ingerida diariamente. Pessoas fisicamente ativas ou expostas a ambientes mais quentes farão maior ingestão de água (Institute of Medicine, 2005). Enyoh et al. (2022) ressaltam que os valores de EDI_q, quando > 1 , indicam alta ingestão de MPs, e baixa quando < 1 .

Tabela 4- Estimativa da ingestão diária de microplásticos por adultos e crianças por meio do consumo de água subterrânea

Continentes	País de coleta das amostras	Estações do ano/Estação climática	Categoria (bruta/tratada)	EDIq (adultos) partículas/kg-dia	EDIq (crianças) partículas/kg-dia	Referências
África	Nigéria	Estação Seca	Água bruta	0,46	1,08	Shokunbi et al., 2025
			Água tratada	0,31	0,72	
América do Norte	México	Verão	água tratada	0,51	1,2	Shruti et al., 2020
	Arábia Saudita	-	água bruta	0,06	0,14	Almaiman et al., 2021
Ásia	Bangladesh	-	sem classificação	0,7	1,64	Paray et al., 2024
	China	Primavera, Verão e Outono	sem classificação	0,13	0,3	An et al., 2022
	China	-	sem classificação	0,08	0,18	Liu et al., 2022
	China	Verão	sem classificação	60,09	140,2	Mu et al., 2022
	China	Outono	sem classificação	0,83	1,93	Shi et al., 2022
	China	-	sem classificação	0,8	1,86	Wu et al., 2022
	China	Inverno	sem classificação	0,08	0,18	Shu et al., 2023
	China	Estação Seca	sem classificação	0,27	0,64	Wei et al., 2024
		Estação Chuvosa	sem classificação	0,24	0,57	
	Coreia do Sul	Estação seca	sem classificação	0,01	0,01	Jeong et al., 2023
		Estação chuvosa	sem classificação	0	0,0039	
	Coreia do Sul	Verão e Outono	sem classificação	0	0,0047	Kim et al., 2023
	Coreia do Sul	Estação Seca	sem classificação	0,02	0,04	Cha et al., 2024
		Estação Chuvosa	sem classificação	0,51	1,18	
	Índia	-	sem classificação	0,85	1,98	Patterson et al., 2023
	India	Estação Chuvosa	sem classificação	1,01	2,36	Kumar et al., 2025
	Índia	Pré-Inundação	sem classificação	Poços abertos: 0,66 Poços tubulares: 0,51 Bombas manuais: 0,57	Poços abertos: 1,53 Poços tubulares: 1,20 Bombas manuais: 1,33	Ravishankar et al., 2025

Continentes	País de coleta das amostras	Estações do ano/Estação climática	Categoria (bruta/tratada)	EDIq (adultos) partículas/kg-dia	EDIq (crianças) partículas/kg-dia	Referências
		Pós-Inundação		Poços abertos: 1,14 Poços tubulares: 0,77 Bombas manuais: 0,97	Poços abertos: 2,67 Poços tubulares: 1,80 Bombas manuais: 2,27	
Ásia	Índia	Pós-Monção	sem classificação	0,00031	0,0007	Saha et al., 2025
	Índia	Primavera e Verão	sem classificação	2,96	6,92	Sruthy et al., 2025
	Irã	Primavera	sem classificação	0,01	0,03	Esfandiari et al., 2022
	Irã	Primavera e Verão	sem classificação	0,06	0,13	Feizi et al., 2024
	Malásia	-	sem classificação	0,06	0,13	Saipolbahri et al., 2024
Europa	Alemanha	Verão	água bruta	0,000049	0,00011	Mintenig et al., 2019
			água tratada	0,000009	0,00002	
	Alemanha	-	água bruta	0,01	0,01	Pittroff et al., 2021
	Alemanha	-	água bruta	0,0028	0,01	Weisser et al., 2021
		-	água tratada	0,0014	0	
	Dinamarca	Outono	água bruta	0,07	0,17	Maurizi et al., 2023
			água tratada	0,04	0,09	
	Holanda	-	água bruta	0,03	0,07	Bauerlein et al., 2022
	Ilhas Canárias	Inverno	sem classificação	0,34	0,79	Rodríguez-Alcántara et al., 2024
	Itália	Verão	água bruta	0,14	0,33	Brancaleone et al., 2024
			água tratada	0,03	0,07	
	Polónia	Outono	sem classificação	0,04	0,09	Tarasewicz et al., 2025
	Suíça	Primavera	água bruta	0,0002	0,0005	Velasco et al., 2024
			água nanofiltrada	0,001	0,0024	
	Suíça	Primavera	sem classificação	0,0002	0,0005	Velasco et al., 2025
Oceania	Austrália	Verão	sem classificação	1,09	2,53	Samandra et al., 2022
	Fiji	Estação seca	sem classificação	0,01	0,02	Lata et al., 2025

A EDIq quantifica a ingestão teórica de partículas e reflete um modelo teórico de exposição e não pressupõe a dose efetivamente absorvida pelo organismo, servindo como um

indicador conservador em avaliações preliminares de risco à saúde. Além disso, a ingestão humana de MPs varia de acordo com as diferentes faixas etárias, fazendo com que as crianças estejam expostas a maiores riscos em relação aos adultos (Han et al., 2024). Em nosso estudo, com relação a ingestão de MPs por kg, as taxas de ingestão das crianças são aproximadamente 2,33 vezes maiores em comparação aos adultos. Portanto, uma criança com o peso corporal de 15 kg e uma taxa de ingestão de 140,20 MPs/kg, fará a ingestão de 2.103 MPs/dia. Para um adulto com peso corporal médio de 70 kg e taxa de ingestão de 60,09 MPs/kg esse total será de 4.206,3 MPs/dia.

A determinação de doses toxicológicas para os MPs é complexa, pois, além da toxicidade causada pela presença dos monômeros, é importante considerar que outras características desses materiais tornam a questão difícil de ser analisada. Os MPs apresentam diversos tamanhos, formas, tipos, composições, densidades e interações com outros produtos químicos presentes no ambiente, que podem alterar a toxicidade dessas partículas (Tang et al., 2024).

2.3.7 POTENCIAIS RISCOS DOS MICROPLÁSTICOS NA SAÚDE HUMANA

A exposição aos MPs tem sido associada à indução de estresse oxidativo, resultante da produção excessiva de Espécies Reativas de Oxigênio (ROS) pelas células (Anik et al., 2025). O estresse oxidativo pode levar à degradação celular e à formação de subprodutos prejudiciais, causando peroxidação lipídica e morte celular (Kumar et al., 2023; He et al., 2020). Diversos estudos indicam a ocorrência de distúrbios metabólicos, neurotoxicidade e aumento do risco de câncer em humanos causados pela exposição aos MPs (Rahman et al., 2021). Os nanoplásticos (NPs), que são partículas de plásticos menores que 1 μm , (Tirkey et al., 2021), podem contribuir para a citotoxicidade e desempenhar um papel na carcinogênese ligada ao dano ao DNA (Liu & Zheng, 2025; Rubio et al., 2020).

Conforme uma partícula de plástico tem seu tamanho reduzido, aumenta o seu potencial de acumulação e translocação nos tecidos dos organismos, enquanto outras propriedades físicas, como o formato e a carga das partículas, também podem influenciar na translocação através das barreiras biológicas (Browne et al., 2008). A influência das propriedades dos MPs/NPs é evidente tanto na forma quanto na sua capacidade de absorver e transportar contaminantes (Wang et al., 2020).

Os MPs são agentes complexos de toxicidade que expõem os humanos a três componentes interligados simultaneamente, o chamado “nexo de exposição tripla”, que está

relacionado às características físicas dos microplásticos, substâncias químicas presentes nos plásticos e os poluentes ambientais (Alijagic et al., 2024). Partículas de MPs com formas esféricas foram relatadas por produzir menos danos e resposta inflamatória no intestino do que aquelas com formas irregulares (Khan et al., 2023). Os plásticos recebem diversos aditivos químicos durante sua fabricação, incorporados aos polímeros para ajustar e melhorar propriedades químicas, físicas e mecânicas (Hahladakis et al., 2018). Além disso, devido à sua grande área de superfície e natureza hidrofóbica, os MPs adsorvem facilmente poluentes orgânicos persistentes, metais, antibióticos e carregam patógenos (Yu et al., 2019; Campanale et al., 2020). Desse modo, podem amplificar os riscos para saúde humana ao atuarem como vetores para contaminantes ambientais e agentes infecciosos. Portanto, o conceito denexo de exposição tripla descreve a interação simultânea entre partículas de microplástico, aditivos químicos incorporados ao plástico e poluentes ambientais adsorvidos nas superfícies dos MPs, formando um sistema integrado de risco em que cada componente potencializa os efeitos dos outros sobre a saúde humana.

Estudos indicam que a ingestão constitui a principal via de exposição humana aos microplásticos (Anik et al., 2025). Yan et al. (2022) demonstraram que as concentrações de MPs podem estar associadas ao desenvolvimento de doenças intestinais em humanos ou, estas podem aumentar a predisposição e a retenção de MPs no trato gastrointestinal. Os autores observaram maior abundância de MPs com diâmetro inferior a 50 µm em indivíduos diagnosticados com doenças inflamatórias intestinais, em comparação com indivíduos saudáveis. De acordo com esse estudo, partículas de MPs com tamanho inferior a 150 µm podem atravessar o epitélio intestinal e aumentar a permeabilidade, favorecendo disfunções imunológicas e respostas inflamatórias, além de desencadear a geração de espécies reativas de oxigênio, um processo relevante na progressão da inflamação (Yan et al., 2022).

Alguns pesquisadores trazem indicações sobre doses de referência para determinados tipos de plásticos, com base em pesquisas realizadas em animais, como os ratos. Tang et al. (2024) sugeriram que os valores para seres humanos, considerados como doses de referência e que poderiam ser considerados seguros seriam < 0,358 mg/kg/dia (masculino) e < 0,179 mg/kg/dia (feminino) para polietileno, assim como < 0,25 mg/kg/dia para polipropileno intemperizado. No entanto, os mesmos autores ressaltaram que a avaliação dose-resposta possui limitações quando MPs monodispersos de tipos específicos, como é o caso do PS, PE e PP não representam suficientemente a diversidade de MPs polidispersos e envelhecidos do ambiente (Tang et al., 2024). Portanto, os riscos associados aos MPs para a saúde das pessoas ainda não estão completamente estabelecidos. Pesquisas adicionais são necessárias para que se possa

produzir maiores evidências sobre seus efeitos em humanos (Han et al., 2024), bem como a compreensão sobre as quantidades mínimas que os causam.

2.4 CONCLUSÕES

Os resultados compilados evidenciam que a contaminação por microplásticos em aquíferos utilizados para abastecimento humano apresenta elevada heterogeneidade espacial, determinada pela interação entre influências antrópicas locais, características hidrogeológicas e usos do solo. Não se observa um padrão sazonal único: enquanto em alguns contextos as chuvas atuam na diluição das concentrações, em outros, eventos extremos intensificam a mobilização e infiltração de partículas da superfície para as águas subterrâneas. Predominam partículas <100 µm, o que é consistente com a retenção seletiva de fragmentos maiores no meio poroso. Os polímeros mais frequentes (PP, PE e PS) refletem os padrões globais de produção e descarte, enquanto a ocorrência de polímeros de maior periculosidade (PVC, PU e resina epóxi) varia regionalmente, associada a atividades agrícolas, urbanas e industriais específicas.

A aplicação integrada de índices de risco mostrou-se mais robusta que avaliações baseadas apenas na abundância, permitindo identificar áreas críticas e hierarquizar prioridades de intervenção. Sistemas de tratamento reduziram abundância e risco na maioria dos casos, mas aumentos pontuais alertam para a necessidade de cuidado na seleção de materiais plásticos em tubulações e filtros. Crianças configuram grupo potencialmente mais vulnerável, com maior ingestão estimada por massa corporal. A ausência de valores de referência seguros para a maioria dos polímeros e a diversidade de MPs dificultam extrapolações, mas os resultados reforçam a urgência de diretrizes para monitoramento em aquíferos de abastecimento e de políticas públicas preventivas.

REFERÊNCIAS

- Alijagic, A., Suljević, D., Fočak, M., Sulejmanović, J., Šehović, E., Särndahl, E., & Engwall, M. (2024). The triple exposure nexus of microplastic particles, plastic-associated chemicals, and environmental pollutants from a human health perspective. *Environment International*, 188, 108736. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108736>
- Almaiman, L., Aljomah, A., Bineid, M., Aljeldah, F. M., Aldawsari, F., Liebmann, B., Lomako, I., Sexlinger, K., & Alarfaj, R. (2021). The occurrence and dietary intake related to the presence of microplastics in drinking water in Saudi Arabia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(7), 390. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09132-9>
- Alvarado-Zambrano, D., Rivera-Hernández, J. R., & Green-Ruiz, C. (2023). First insight into microplastic groundwater pollution in Latin America: the case of a coastal aquifer in Northwest Mexico. *Environmental Science and Pollution Research International*, 30(29), 73600–73611. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27461-9>

An, X., Li, W., Lan, J., & Adnan, M. (2022). Preliminary Study on the Distribution, Source, and Ecological Risk of Typical Microplastics in Karst Groundwater in Guizhou Province, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(22). <https://doi.org/10.3390/ijerph192214751>

Anik, A. H., Oishy, M. N., Murshed, M. F., Abdullah, R. B., & Khan, M. R. (2025). Distribution and health impacts of micro- and nanoplastics (MNPs) in human organs: Accumulation, translocation, and toxicity – A systematic review of current evidence. *Journal of Hazardous Materials: Plastics*, 1(July), 100002. <https://doi.org/10.1016/j.hazmp.2025.100002>

Anjana, K., Hinduja, M., Sujitha, K., & Dharani, G. (2020). Review on plastic wastes in marine environment–Biodegradation and biotechnological solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110733. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110733>

Bae, S., Kim, H.-M., Jung, Y., Park, J.-W., Moon, H. G., & Kim, S. (2025). Assessment of potential ecological risk for microplastics in freshwater ecosystems. *Chemosphere*, 370, 143995. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143995>

Bäuerlein, P. S., Hofman-Caris, R. C. H. M., Pieke, E. N., & ter Laak, T. L. (2022). Fate of microplastics in the drinking water production. *Water Research*, 221, 118790. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118790>

Biale, G., La Nasa, J., Mattonai, M., Corti, A., Vinciguerra, V., Castelvetro, V., & Modugno, F. (2021). A Systematic Study on the Degradation Products Generated from Artificially Aged Microplastics. *Polymers*, 13(12). <https://doi.org/10.3390/polym13121997>

Brancaleone, E., Mattei, D., Fuscoletti, V., Lucentini, L., Favero, G., Cecchini, G., Frugis, A., Gioia, V., & Lazzazzara, M. (2024). Microplastic in Drinking Water: A Pilot Study. *Microplastics*, 3(1), 31–45. <https://doi.org/10.3390/microplastics3010003>

Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C. (2008). Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*, 42(13), 5026–5031. <https://doi.org/10.1021/es800249a>

C.N. Ibeto C.E. Enyoh, A. C. O. L. A. O. T. O., & Okanya, V. (2023). Microplastics pollution indices of bottled water from South Eastern Nigeria. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 103(19), 8176–8195. <https://doi.org/10.1080/03067319.2021.1982926>

Campanale, C., Savino, I., Pojar, I., Massarelli, C., & Uricchio, V. F. (2020). A practical overview of methodologies for sampling and analysis of microplastics in riverine environments. *Sustainability*, 12(17), 6755. <https://doi.org/10.3390/su12176755>

Cha, J., Lee, J.-Y., & Lee, J. (2024). Effects of groundwater sample volume on identified microplastics in groundwater of an agricultural area in Korea. *Science of The Total Environment*, 911, 168650. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168650>

Dey, U., Raj, D., Mondal, M., Roy, P., Mukherjee, A., Mondal, N. K., & Das, K. (2023). Microplastics in groundwater: An overview of source, distribution, mobility constraints and

potential health impacts during the anthropocene. *Groundwater for Sustainable Development*, 23(August), 101036. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.101036>

Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, 75, 63–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>

Enyoh, C. E., Wang, Q., Andrew, W. V., & Tanzin, C. (2022). Index models for ecological and health risks assessment of environmental micro-and nano-sized plastics. *AIMS Environmental Science*, 9(1), 51–65. <https://doi.org/10.3934/environsci.2022004>

Esfandiari, A., Abbasi, S., Peely, A. B., Mowla, D., Ghanbarian, M. A., Oleszczuk, P., & Turner, A. (2022). Distribution and transport of microplastics in groundwater (Shiraz aquifer, southwest Iran). *Water Research*, 220, 118622. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118622>

Feizi, F., Akhbarizadeh, R., & Hamidian, A. H. (2024). Microplastics in urban water systems, Tehran Metropolitan, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(7), 643. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12815-8>

Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., & Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 179–199. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>

Han, X., Wang, S., Yu, X., Vogt, R. D., Feng, J., Zhai, L., Ma, W., Zhu, L., & Lu, X. (2021). Kinetics and Size Effects on Adsorption of Cu(II), Cr(III), and Pb(II) Onto Polyethylene, Polypropylene, and Polyethylene Terephthalate Microplastic Particles. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.785146>

Han, Z., Jiang, J., Xia, J., Yan, C., & Cui, C. (2024). Occurrence and fate of microplastics from a water source to two different drinking water treatment plants in a megacity in eastern China. *Environmental Pollution*, 346, 123546. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123546>

Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Dagaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>

He, Y.-Q., McDonough, L. K., Zainab, S. M., Guo, Z.-F., Chen, C., & Xu, Y.-Y. (2024). Microplastic accumulation in groundwater: Data-scaled insights and future research. *Water Research*, 258, 121808. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121808>

He, Y., Li, J., Chen, J., Miao, X., Li, G., He, Q., Xu, H., Li, H., & Wei, Y. (2020). Cytotoxic effects of polystyrene nanoplastics with different surface functionalization on human HepG2 cells. *Science of the Total Environment*, 723, 138180. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138180>

Ibe, F. C., Enyoh, C. E., Opara, A. I., & Ibe, B. O. (2020). Evaluation of pollution status of groundwater resources of parts of Owerri metropolis and environs, Southeastern Nigeria, using

health risk and contamination models. *International Journal of Energy and Water Resources*, 4, 357–374. <https://doi.org/10.1007/s42108-020-00071-8>

Ibeto, C. N., Enyoh, C. E., Ofomatah, A. C., Loveline, O. A., Okafocha, T. O., & Okanya, V. (2021). Microplastics pollution indices of bottled water from South Eastern Nigeria. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 103. <https://doi.org/10.1080/03067319.2021.1982926>

Ibeto, C. N., Nkechi, W. C., & Ekere, N. R. (2019). Health risks of polychlorinated biphenyls (PCBs) levels in fish and sediment from River Niger (Onitsha Axis). *Journal of Aquatic Food Product Technology*, 28(2), 138–149. <https://doi.org/10.1080/10498850.2019.1568332>

Institute of Medicine. (2005). Dietary reference intakes for water, potassium, sodium, chloride, and sulfate. National Academies Press.

Jeong, E., Kim, Y.-I., Lee, J.-Y., & Raza, M. (2023). Microplastic contamination in groundwater of rural area, eastern part of Korea. *Science of The Total Environment*, 895, 165006. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165006>

Khan, A., & Jia, Z. (2023). Recent insights into uptake, toxicity, and molecular targets of microplastics and nanoplastics relevant to human health impacts. *iScience*, 26(2), 106061. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2023.106061>

Kim, Y.-I., Jeong, E., Lee, J.-Y., Chia, R. W., & Raza, M. (2023). Microplastic contamination in groundwater on a volcanic Jeju Island of Korea. *Environmental Research*, 226, 115682. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115682>

Koelmans, A. A., Mohamed Nor, N. H., Hermesen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., & De France, J. (2019). Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, 155, 410–422. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>

Kumar, M., Gupta, P., Dogra, S., Sarkar, D., Mora, A., Ornelas-Soto, N., & Mahlknecht, J. (2025). Propensity and repercussion of microplastics in the soil-water-urban continuum. *Journal of Contaminant Hydrology*, 274, 104663. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2025.104663>

Kumar, V., Singh, E., Singh, S., Pandey, A., & Bhargava, P. C. (2023). Micro- and nano-plastics (MNPs) as emerging pollutant in ground water: Environmental impact, potential risks, limitations and way forward towards sustainable management. *Chemical Engineering Journal*, 459, 141568. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.141568>

Lambert, S., & Wagner, M. (2016). Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. *Chemosphere*, 145, 265–268. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.078>

Lata, R., Waqainabete, T., Aru, S., & Rohindra, D. (2025). Measurement and daily consumption of microplastics in drinking water from a Small Island Developing State—Fiji: from freshwater to groundwater sources. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197(4), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-13877-y>

Lee, J.-Y., Cha, J., Ha, K., & Viaroli, S. (2024). Microplastic pollution in groundwater: a

systematic review. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 36(1), 2299545. <https://doi.org/10.1080/26395940.2023.2299545>

Li, R., Yu, L., Chai, M., Wu, H., & Zhu, X. (2020). The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China. *Science of The Total Environment*, 708, 135025. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135025>

Lithner, D., Larsson, Å., & Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of The Total Environment*, 409(18), 3309–3324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>

Liu, J., & Zheng, L. (2025). Microplastic migration and transformation pathways and exposure health risks. *Environmental Pollution*, 368, 125700. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.125700>

Liu, S., Li, C., Bundschuh, J., Gao, X., Gong, X., Li, H., Zhu, M., Yi, L., Fu, W., & Yu, F. (2025). Microplastics in groundwater: Environmental fate and possible interactions with coexisting contaminants. *Environmental Pollution*, 372, 126026. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126026>

Liu, Y., Wu, L., Shi, G., Cao, S., & Li, Y. (2022). Characteristics and sources of microplastic pollution in the water and sediments of the Jinjiang River Basin, Fujian Province, China. *China Geology*, 5(3), 429–438. <https://doi.org/10.31035/cg2022051>

Luo, H., Liu, C., He, D., Sun, J., Li, J., & Pan, X. (2022). Effects of aging on environmental behavior of plastic additives: Migration, leaching, and ecotoxicity. *Science of The Total Environment*, 849, 157951. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157951>

Lusher, A. L., Bråte, I. L. N., Munno, K., Hurley, R. R., & Welden, N. A. (2020). Is It or Isn't It: The Importance of Visual Classification in Microplastic Characterization. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1139–1153. <https://doi.org/10.1177/0003702820930733>

Maurizi, L., Iordachescu, L., Kirstein, I. V, Nielsen, A. H., & Vollertsen, J. (2023). Do drinking water plants retain microplastics? An exploratory study using Raman micro-spectroscopy. *Heliyon*, 9(6), e17113. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e17113>

Metz, T., Koch, M., & Lenz, P. (2020). Quantification of microplastics: Which parameters are essential for a reliable inter-study comparison? *Marine Pollution Bulletin*, 157, 111330. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111330>

Mintenig, S. M., Löder, M. G. J., Primpke, S., & Gerdts, G. (2019). Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Science of The Total Environment*, 648, 631–635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178>

Mu, H., Wang, Y., Zhang, H., Guo, F., Li, A., Zhang, S., Liu, S., & Liu, T. (2022). High abundance of microplastics in groundwater in Jiaodong Peninsula, China. *The Science of the Total Environment*, 839, 156318. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156318>

Nakano, H., Alfonso, M. B., Jandang, S., Imai, K., & Arakawa, H. (2024). Microplastic pollution indexes in the coastal and open ocean areas around Japan. *Regional Studies in Marine*

Science, 69, 103287. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103287>

Pan, Z., Liu, Q., Jiang, R., Li, W., Sun, X., Lin, H., Jiang, S., & Huang, H. (2021). Microplastic pollution and ecological risk assessment in an estuarine environment: The Dongshan Bay of China. *Chemosphere*, 262, 127876. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127876>

Panno, S. V., Kelly, W. R., Scott, J., Zheng, W., McNeish, R. E., Holm, N., Hoellein, T. J., & Baranski, E. L. (2019). Microplastic Contamination in Karst Groundwater Systems. *Groundwater*, 57(2), 189–196. <https://doi.org/10.1111/gwat.12862>

Paray, B. A., Yu, J., Sultana, S., Banik, P., Nur, A.-A. U., Haque, M. R., Rahman, M. M., Arai, T., Yan, L., & Hossain, M. B. (2024). Contamination, morphological and chemical characterization, and hazard risk analyses of microplastics in drinking water sourced from groundwater in a developing nation. *Frontiers in Environmental Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1379311>

Patterson, J., Laju, R. L., Jeyasanta, K. I., Shelciya, S., Esmeralda, V. G., Asir, N. G. G., Narmatha, M., & Booth, A. M. (2023). Hydrochemical quality and microplastic levels of the groundwaters of Tuticorin, southeast coast of India. *Hydrogeology Journal*, 31(1), 167–184. <https://doi.org/10.1007/s10040-022-02582-6>

Pironti, C., Ricciardi, M., Motta, O., Miele, Y., Proto, A., & Montano, L. (2021). Microplastics in the Environment: Intake through the Food Web, Human Exposure and Toxicological Effects. *Toxics*, 9(9). <https://doi.org/10.3390/toxics9090224>

Pittroff, M., Müller, Y. K., Witzig, C. S., Scheurer, M., Storck, F. R., & Zumbülte, N. (2021). Microplastic analysis in drinking water based on fractionated filtration sampling and Raman microspectroscopy. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(42), 59439–59451. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12467-y>

Queiroz, L. G., Pompêo, M., de Moraes, B. R., Ando, R. A., & Rani-Borges, B. (2024). Implications of damming and morphological diversity of microplastics in the sediment from a tropical freshwater reservoir. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(2), 112234. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.112234>

Rahman, A., Sarkar, A., Yadav, O. P., Achari, G., & Slobodnik, J. (2021). Potential human health risks due to environmental exposure to nano- and microplastics and knowledge gaps: A scoping review. *Science of The Total Environment*, 757, 143872. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143872>

Rani-Borges, B., Vicente, E., & Pompêo, M. (2022). Plásticos e microplásticos: poluição em reservatórios. In M. Pompêo, V. MOSCHINI-CARLOS, & J. C. LÓPEZ-DOVAL (Orgs.), *Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos* (p. 1–23). Instituto de Biociências – IB/USP Universidade de São Paulo.

Ranjani, M., Veerasingam, S., Venkatachalapathy, R., Mugilarasan, M., Bagaev, A., Mukhanov, V., & Vethamony, P. (2021). Assessment of potential ecological risk of microplastics in the coastal sediments of India: A meta-analysis. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111969. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111969>

Ravishankar, G. C. B., Chandrasekaran, L. N., & Sekar, S. (2025). Impact of the 2023 floods on microplastic contamination in coastal groundwater: a comparative analysis of chennai's pre- and post-flood conditions. *Journal of Coastal Conservation*, 29(5), 53. <https://doi.org/10.1007/s11852-025-01134-w>

Rodríguez-Alcántara, J. S., Contreras-Llin, A., Cruz-Pérez, N., García-Gil, A., Baquedano, C., Marazuela, M. Á., Diaz-Cruz, M. S., León, J. M., & Santamarta, J. C. (2024). Presence of microplastics in the groundwater of volcanic islands, El Hierro and La Palma (Canary Islands). *Journal of Contaminant Hydrology*, 263, 104340. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104340>

Rubio, L., Barguilla, I., Domenech, J., Marcos, R., & Hernández, A. (2020). Biological effects, including oxidative stress and genotoxic damage, of polystyrene nanoparticles in different human hematopoietic cell lines. *Journal of Hazardous Materials*, 398, 122900. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122900>

Saha, A., Saikia, K. K., & Handique, S. (2025). Distribution characteristics of microplastics and potentially toxic elements as co-contaminants in groundwater in mid-Brahmaputra Valley, northeastern India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197(7), 1–21. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-14266-1>

Saipolbahri, N., Subki, N. S., & Mohd Fauzi, N. (2024). Physical Characterization of Microplastic Pollutants in Groundwater. *Paper ASIA*, 40(5b SE-Articles), 76–83. <https://doi.org/10.59953/paperasia.v40i5b.80>

Samandra, S., Johnston, J. M., Jaeger, J. E., Symons, B., Xie, S., Currell, M., Ellis, A. V., & Clarke, B. O. (2022). Microplastic contamination of an unconfined groundwater aquifer in Victoria, Australia. *Science of The Total Environment*, 802, 149727. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149727>

Shi, J., Dong, Y., Shi, Y., Yin, T., He, W., An, T., Tang, Y., Hou, X., Chong, S., Chen, D., Qin, K., & Lin, H. (2022). Groundwater antibiotics and microplastics in a drinking-water source area, northern China: Occurrence, spatial distribution, risk assessment, and correlation. *Environmental Research*, 210, 112855. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112855>

Shokunbi, O. S., Makanju, F., Nneoma, J., & Shokunbi, O. S. (2025). From source to distribution channel: A baseline study of microplastic occurrence in drinking water in Ogun State, Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197(4), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-13929-3>

Shruti, V. C., Pérez-Guevara, F., & Kuttralam-Muniasamy, G. (2020). Metro station free drinking water fountain- A potential “microplastics hotspot” for human consumption. *Environmental Pollution*, 261, 114227. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114227>

Shu, X., Xu, L., Yang, M., Qin, Z., Zhang, Q., & Zhang, L. (2023). Spatial distribution characteristics and migration of microplastics in surface water, groundwater and sediment in karst areas: The case of Yulong River in Guilin, Southwest China. *Science of The Total Environment*, 868, 161578. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161578>

Sruthy, S., Navaneeth, A., Jesni, K. C., Binish, M. B., Mohan, M., Surendran, U., PS, H., &

Samuel, M. P. (2025). Microplastic Contamination in Urban Groundwater: Risk Assessment, Citizen Perception and Policy Imperatives—a Case Study of Kozhikode City, Kerala State, India. *Science of The Total Environment*, 1000. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180395>

Tang, K. H. D., Li, R., Li, Z., & Wang, D. (2024). Health risk of human exposure to microplastics: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 22(3), 1155–1183. <https://doi.org/10.1007/s10311-024-01727-1>

Tarasewicz, K., Karpowicz, M., Deoniziak, K., Dubis, A. T., Więcko, A., & Jekatierynczuk-Rudczyk, E. (2025). A threat beneath the surface: Microplastic contamination in the groundwater of one of Europe's largest wetland complexes. *Science of The Total Environment*, 976, 179329. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179329>

Thompson, R. C., Courteney-Jones, W., Boucher, J., Pahl, S., Raubenheimer, K., & Koelmans, A. A. (2024). Twenty years of microplastics pollution research—what have we learned? *Science*, 0(0), eadl2746. <https://doi.org/10.1126/science.adl2746>

Tirkey, A., & Upadhyay, L. S. B. (2021). Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112604. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112604>

Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., & Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33(1), 566–575. <https://doi.org/10.1007/BF02414780>

Tran-Nguyen, Q. A., Le, T. M., Nguyen, H. N. Y., Nguyen, Q. T., & Trinh-Dang, M. (2024). Microplastics in the surface water of urban lakes in central Vietnam: Pollution level, characteristics, and ecological risk assessment. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 9, 100622. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100622>

UNESCO. (2022). The United Nations World Water Development Report 2022: groundwater: making the invisible visible. UNESCO. https://unesdoc.unesco.org/notice?id=p::usmarcdef_0000380721

United Nations. (2009). Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS) 2011. UNECE. http://www.unece.org/trans/danger/publi/ghs/ghs_rev03/03files_e.html

Velasco, A. N., Borboën, D., Gentile, S. R., Zimmermann, S., Ramaciotti, P., Perdaems, P., Jeanneret, B., Arenas, L. R., Le Coustumer, P., & Stoll, S. (2025). Microplastics detection and characterisation in the urban water cycle of Geneva, Switzerland: Assessing the supply network impacts. *Chemosphere*, 385, 144558. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144558>

Velasco, A. N., Ellero, A., Ramseier Gentile, S., Zimmermann, S., Ramaciotti, P., & Stoll, S. (2024). Impact of a nanofiltration system on microplastic contamination in Geneva groundwater (Switzerland). *Environmental Science and Pollution Research*, 31(9), 13512–13522. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-31940-y>

Viaroli, S., Lancia, M., & Re, V. (2022). Microplastics contamination of groundwater: Current

evidence and future perspectives. A review. *Science of the Total Environment*, 824, 153851. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153851>

Wang, F., Zhang, M., Sha, W., Wang, Y., Hao, H., Dou, Y., & Li, Y. (2020). Sorption Behavior and Mechanisms of Organic Contaminants to Nano and Microplastics. *Molecules*, 25(8). <https://doi.org/10.3390/molecules25081827>

Wang, Y., Huang, D.-Q., Yang, J.-H., Li, G.-F., Zhou, Y.-X., Zhang, J.-Y., Lu, Y., Fan, N.-S., & Jin, R.-C. (2023). Polyamide microplastics act as carriers for cephalixin in the anammox process. *Chemical Engineering Journal*, 451, 138685. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.138685>

Wei, Z., Wei, T., Chen, Y., Zhou, R., Zhang, L., & Zhong, S. (2024). Seasonal dynamics and typology of microplastic pollution in Huixian karst wetland groundwater: Implications for ecosystem health. *Journal of Environmental Management*, 358, 120882. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120882>

Weisser, J., Beer, I., Hufnagl, B., Hofmann, T., Lohninger, H., Ivleva, N. P., & Glas, K. (2021). From the Well to the Bottle: Identifying Sources of Microplastics in Mineral Water. *Water*, 13(6). <https://doi.org/10.3390/w13060841>

WHO. World Health Organization. (2004). Guidelines for drinking-water quality (Vol. 1). World health organization.

Wu, B., Li, L.-W., Zu, Y.-X., Nan, J., Chen, X.-Q., Sun, K., & Li, Z.-L. (2022). Microplastics contamination in groundwater of a drinking-water source area, northern China. *Environmental Research*, 214, 114048. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114048>

Xu, J., Zuo, R., Wu, G., Liu, J., Liu, J., Huang, C., & Wang, Z. (2024). Global distribution, drivers, and potential hazards of microplastics in groundwater: A review. *Science of The Total Environment*, 954, 176194. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176194>

Xu, P., Peng, G., Su, L., Gao, Y., Gao, L., & Li, D. (2018). Microplastic risk assessment in surface waters: A case study in the Changjiang Estuary, China. *Marine pollution bulletin*, 133, 647–654. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.020>

Yan, Z., Liu, Y., Zhang, T., Zhang, F., Ren, H., & Zhang, Y. (2022). Analysis of Microplastics in Human Feces Reveals a Correlation between Fecal Microplastics and Inflammatory Bowel Disease Status. *Environmental Science & Technology*, 56(1), 414–421. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03924>

Yin, K., Wang, D., Zhao, H., Wang, Y., Guo, M., Liu, Y., Li, B., & Xing, M. (2021). Microplastics pollution and risk assessment in water bodies of two nature reserves in Jilin Province: correlation analysis with the degree of human activity. *Science of the total environment*, 799, 149390. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149390>

Yu, F., Yang, C., Zhu, Z., Bai, X., & Ma, J. (2019). Adsorption behavior of organic pollutants and metals on micro/nanoplastics in the aquatic environment. *Science of The Total Environment*, 694, 133643. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133643>

Zhang, M., Li, J., Ding, H., Ding, J., Jiang, F., Ding, N. X., & Sun, C. (2020). Distribution Characteristics and Influencing Factors of Microplastics in Urban Tap Water and Water Sources in Qingdao, China. *Analytical Letters*, 53(8), 1312–1327. <https://doi.org/10.1080/00032719.2019.1705476>

Zhao, B., Richardson, R. E., & You, F. (2024). Microplastics monitoring in freshwater systems: A review of global efforts, knowledge gaps, and research priorities. *Journal of Hazardous Materials*, 477, 135329. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135329>

APÊNDICE – DADOS SUPLEMENTARES

Tabela S 1- Pontuação de risco do polímero, adotado nos cálculos, com base na classificação de Lithner et al. (2011)

Polímero	Pontuação de risco do polímero
Poliuretano (PU)	13844
Poliacrilonitrila (PAN)	12379
* Poliacrílicos: (poli(ácido acrílico) (PAA); poli(acrilamida) (PAM); poli(acrilamida carboxil); poli(acrilamida-co-ácido acrílico); poli(acrilonitrila) (PAN)).	11521
Policloreto de vinila (PVC)	10001
Resina epoxy	7139
Acrilonitrila butadieno estireno (ABS)	6552
Polyacetel ou Polioximetileno (POM)	1500
Policarbonato (PC)	1177
Poliéster (PES)	1117
Polimetilmetacrilato (PMMA)	1021
Poliamida (PA)	50
Poliamida 6 (PA6)	50
Poliestireno (PS)	30
Polietileno de alta densidade (HDPE)	11
Polietileno (PE)	11
Polietileno de Baixa Densidade (LDPE)	10
Acetato-vinila de etileno(EVA)	9
Polietileno tereftalato (PET)	4
Álcool polivinílico (PVA)	1
Celofane	1
*Polivinil: (poli(acetato de vinila) (PVA); poli(álcool vinílico) (PVOH); poli(estearato de vinila)).	1
Poli(acetato de vinila)PVAc	1
Polipropileno (PP)	1
Acrilato	Não classificado

Borracha	Não classificado
Celulose	Não classificado
Etileno-álcool vinílico (EVOH)	Não classificado
Polibuteno (PB)	Não classificado
Poliacrilamida (PAM)	Não classificado
Polietersulfona (PESU)	Não classificado
PTFE (Teflon)	Não classificado
Politereftalato de trimetileno (PTT)	Não classificado
Polisulfona (PSU)	Não classificado
Silicone	Não classificado
Verniz Alquídico	Não classificado
Outros	Não classificado

3 CAPÍTULO II - OCORRÊNCIA DE MICROPLÁSTICOS EM LAGOAS LOCALIZADAS EM ÁREAS DE RECARGA DO SISTEMA AQUÍFERO GUARANI NO MUNICÍPIO DE RIBEIRÃO PRETO (SP)

RESUMO

O Sistema Aquífero Guarani (SAG) possui diversas áreas de recarga distribuídas por toda sua extensão geográfica, locais esses suscetíveis à contaminação por diversos poluentes emergentes, incluindo os microplásticos (MPs). No entanto, ainda são insuficientes os estudos sobre a ocorrência, características e riscos desses contaminantes nessas zonas estratégicas, particularmente quanto à degradação da qualidade da água subterrânea, e implicações para a saúde humana via sistemas de abastecimento público. Diante disso, neste estudo investigou-se a ocorrência de MPs em duas importantes áreas de recarga do SAG, as Lagoas do Saibro e Recreio Internacional, ambas localizadas em Ribeirão Preto, São Paulo. Foram coletadas amostras de água (10 L) destas lagoas para verificar a ocorrência, abundância e características dos MPs, como tamanho, forma e cor. Os resultados obtidos revelaram maior abundância média de MPs na Lagoa do Saibro (20,02 partículas/L) em comparação com a Lagoa Recreio Internacional (7,03 partículas/L), com predominância de fibras e fragmentos em ambas. Nas duas lagoas os MPs menores que 100 µm foram os mais frequentes, com predominância de partículas transparentes. Foram identificados os polímeros tereftalato de polietileno (PET), polietileno de baixa densidade (LDPE) e policloreto de vinila (PVC) nas amostras de água das duas lagoas, e o polioximetileno (POM) exclusivamente na Lagoa do Saibro. A Lagoa do Saibro está localizada em uma região cuja densidade populacional é 4,7 vezes maior do que a da área do entorno da Lagoa Recreio Internacional, o que sugere uma possível influência de fatores antrópicos nessa distribuição diferenciada de MPs. As lagoas estão inseridas em áreas de alta vulnerabilidade do SAG à poluição, o que reforça a preocupação com o potencial transporte de MPs para o aquífero, um recurso vital para o abastecimento de milhões de pessoas. Com este estudo evidenciou-se a importância de um monitoramento contínuo e a urgente necessidade de preservação das áreas de recarga do Aquífero Guarani, no município de Ribeirão Preto, para minimizar os impactos dos MPs na qualidade da água subterrânea e na saúde pública. A conscientização da população e a sensibilização de autoridades responsáveis pelo manejo do aquífero nesta área é crucial para garantir a sustentabilidade desse recurso estratégico para o Brasil e países vizinhos.

Palavras-chave: áreas de recarga, microplásticos, poluição, sistema aquífero guarani.

3.1 INTRODUÇÃO

O Sistema Aquífero Guarani (SAG), é considerado o maior manancial de água doce transfronteiriço do mundo, e está presente no Brasil, Argentina, Uruguai e Paraguai (CETESB, 2022). O SAG desempenha um papel estratégico na segurança hídrica desses países que estão na América do Sul, fornecendo água potável a uma parcela expressiva residente em sua área de ocorrência (SANTOS et al., 2008).

A dinâmica dos processos de recarga dos aquíferos envolve múltiplas fontes superficiais como lagos, rios, córregos, nascentes, áreas úmidas, corpos marinhos, além de propriedades hidrogeológicas, especialmente a condutividade hidráulica dos materiais do subsolo (DEY et al., 2023; IRVINE et al., 2024). A recarga do SAG ocorre predominantemente nas zonas de afloramento, que correspondem a aproximadamente 10% de sua extensão total, além de envolver mecanismos de recarga indireta associados à infiltração vertical da água ao longo de fraturas e descontinuidades presentes nas formações basálticas (IRITANI; EZAK, 2012; BARBOSA et al., 2020). As transformações no uso e cobertura da terra, associadas a pressões antrópicas diversas, ampliam a vulnerabilidade dessas zonas à introdução de contaminantes, entre os quais se destacam os microplásticos (MPs). Essas partículas, caracterizadas por dimensões iguais ou inferiores a 5 mm, vêm sendo reportadas em diferentes compartimentos ambientais, incluindo sistemas aquíferos (THOMPSON et al., 2024).

A avaliação da ocorrência de MPs em zonas de recarga aquífera é essencial, pois essas regiões atuam como interfaces críticas para a infiltração e a transferência de contaminantes para o sistema aquífero. Embora o SAG possua múltiplas zonas de recarga, até o presente não há registros de investigações que abordem a contaminação por MPs em áreas inseridas nesse sistema. No estado de São Paulo, município de Ribeirão Preto, destacam-se duas importantes áreas de recarga do SAG, a Lagoa do Saibro e a Lagoa Recreio Internacional. Essas lagoas encontram-se próximas ou sobre áreas consideradas como de alta vulnerabilidade aquífera, conforme dados do DATAGEO (2024).

A vulnerabilidade de um aquífero está relacionada à facilidade com que contaminantes podem alcançar o sistema subterrâneo, sendo fortemente condicionada pelas características litológicas da zona não saturada (FOSTER et al., 2002). A classificação de alta vulnerabilidade aquífera refere-se a compartimentos geográficos nos quais, além das características intrínsecas do meio hidrogeológico, que condicionam a suscetibilidade do aquífero à infiltração de contaminantes provenientes das camadas superficiais, também se considera a presença de

fontes potenciais de poluição associadas às atividades antrópicas desenvolvidas próximas a essas áreas (ALBUQUERQUE FILHO et al., 2011).

Considerando a relevância da Lagoa do Saibro e da Lagoa Recreio Internacional como zonas de recarga do SAG, bem como o potencial aporte de resíduos plásticos nessas áreas e a ausência de estudos prévios sobre a ocorrência de MPs nas áreas por elas abrangidas, este estudo teve como objetivo investigar a ocorrência, abundância, morfologia, tamanho e coloração de MPs em amostras de água. Adicionalmente, foram analisados os possíveis riscos associados à presença desses contaminantes para os organismos aquáticos locais, para as pessoas que frequentam essas áreas e para a potencial contaminação do SAG, considerando o aporte de MPs para a água subterrânea. Essa pesquisa evidencia a importância de ampliar a atenção do poder público e da sociedade quanto à necessidade de conservação dessas áreas, estratégicas para a recarga do aquífero, responsável pelo abastecimento hídrico de milhões de pessoas no Brasil e nos demais países em que este aquífero ocorre.

3.2 METODOLOGIA

3.2.1 ÁREA DE ESTUDO

A Lagoa do Saibro está situada no município de Ribeirão Preto, estado de São Paulo (21°11'30"S; 47°45'5"O), e ocupa uma área de aproximadamente 75.000 m². Localizada na bacia hidrográfica do Rio Pardo, microbacia do Córrego das Palmeiras, afluente do Rio Pardo, essa lagoa encontra-se inserida em uma região de adensamento urbano e sujeita a forte pressão imobiliária (Silva et al., 2017). Seu entorno é caracterizado pelo uso intensivo do solo, com a presença de empreendimentos residenciais, estabelecimentos comerciais, uma indústria, academia e vias com elevado fluxo veicular.

A Lagoa Recreio Internacional localiza-se na bacia do Rio Pardo, microbacia do Córrego do Esgoto (21°11'41"S; 47°43'26"O), também afluente do Rio Pardo (Silva et al. 2017). A ocupação do solo em seu entorno é diversificada, incluindo áreas destinadas à agricultura (cana-de-açúcar), pesqueiros, haras e loteamentos residenciais. A lagoa encontra-se a cerca de 200 metros de uma área anteriormente utilizada como aterro para disposição de resíduos sólidos urbanos, em operação entre os anos de 1974 e 1978 (Google Earth Pro 2024; PMRP 2024).

Para a elaboração do mapa com os pontos de coleta (Fig.4), foram utilizados a fonte de dados do DataGEO (Sistema Ambiental Paulista) e o software QGis Geographic

Information System (Versão 3.34). Localizadas em áreas de afloramento do SAG, essas lagoas facilitam a passagem da água da chuva diretamente para o aquífero. Essas regiões são formadas por solos arenosos, friáveis, permeáveis e de baixa capacidade para reter poluentes e por isso, são altamente vulneráveis à contaminação (ALBUQUERQUE FILHO et al., 2011). Segundo análise espacial realizada com base em dados do Sistema Ambiental Paulista – DataGEO (2024), a Lagoa do Saibro está localizada a aproximadamente 400 metros de uma zona classificada como de alta vulnerabilidade natural à poluição dos aquíferos, enquanto a Lagoa Recreio Internacional está situada diretamente sobre uma área de alta vulnerabilidade.

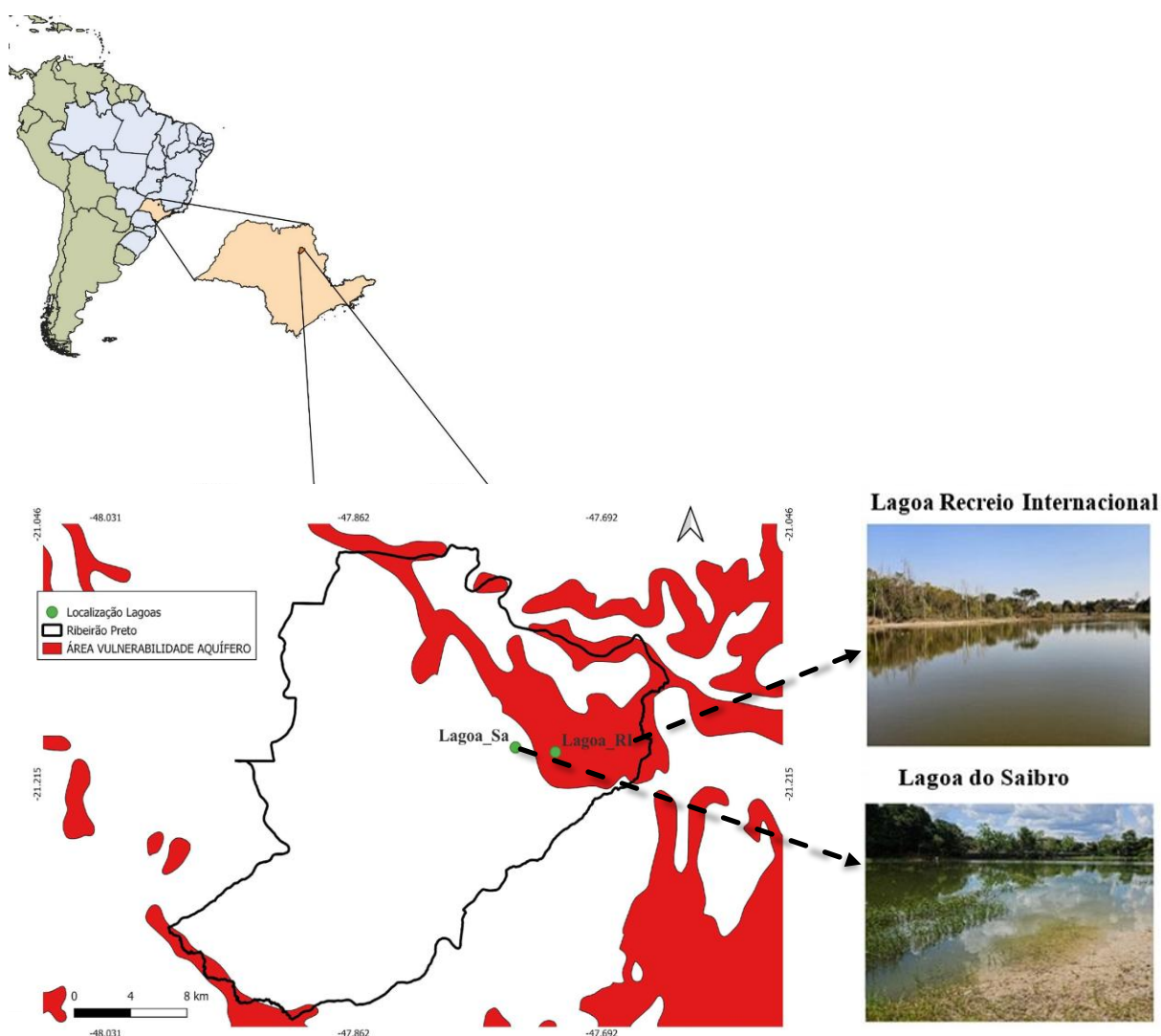


Figura 4 - Localização das áreas de estudo, Lagoa do Saibro e Lagoa Recreio Internacional, no município de Ribeirão Preto, Estado de São Paulo, Brasil.

Essas lagoas abrigam diferentes espécies de peixes, que servem de alimento para diversas aves, como a garça-branca-grande (*Ardea alba*) e o biguá (*Nannopterum brasilianum*) que habitam ou visitam esses ambientes para se alimentarem (Fig. 5).

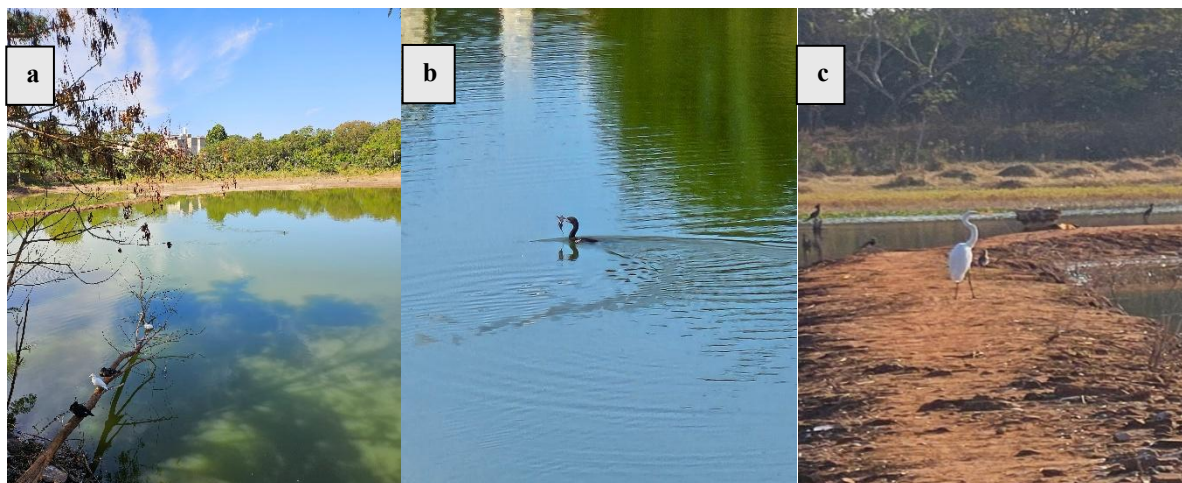


Figura 5 – Aves que habitam as Lagoas do Saibro (a; b) e Recreio Internacional (c), Ribeirão Preto, São Paulo. (Fotos: autor)

3.2.2 COLETA DAS AMOSTRAS

As coletas das amostras de água na Lagoa do Saibro e Lagoa Recreio Internacional foram realizadas no mês de março e agosto de 2024, respectivamente. Embora as coletas tenham ocorrido em períodos distintos devido a condições climáticas e acesso aos locais, os dados refletem cenários hidrológicos complementares da região (fim do período chuvoso e auge do período seco, respectivamente). Portanto, os resultados foram analisados de forma independente, direcionados à caracterização e identificação dos microplásticos em função das características antrópicas do entorno de cada corpo d'água, e não como uma comparação temporal direta.

Amostras de 10 litros de água, em triplicata, foram coletadas com o auxílio de um balde de inox nas margens das lagoas. No campo, a água foi filtrada por meio de peneira de aço inoxidável com abertura de 25 μm , visando a retenção de partículas sólidas. O material retido foi lavado com água destilada previamente filtrada, transferido para frascos de vidro e acondicionados em caixa térmica para transporte até o laboratório. Em laboratório, as amostras foram submetidas à digestão da matéria orgânica utilizando solução de hidróxido de potássio (KOH) a 30%, com tempo de reação de 48 horas. Após esse período, o conteúdo foi filtrado, com auxílio de sistema de filtração a vácuo, em membranas de microfibras de vidro (Whatman,

GF/F, porosidade de 0,7 μm e diâmetro de 47 mm). Os filtros foram acondicionados em placas de Petri de vidro e mantidos em ambiente controlado até as análises subsequentes.

3.2.3 CARACTERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS

Os filtros obtidos a partir das amostras de água das lagoas foram examinados por microscopia óptica utilizando um equipamento Leica DM500, com ampliações entre 40x e 200x. A quantificação dos MPs foi realizada por contagem direta, e os resultados foram expressos em número de partículas por litro. Concomitantemente, foi feita a caracterização morfológica das partículas quanto à coloração, forma e tamanho. As partículas identificadas foram classificadas em quatro categorias morfológicas: fibras, fragmentos, filmes e esferas. As medidas de tamanho das partículas foram realizadas com o auxílio do software *ImageJ*. A classificação das partículas foi estabelecida com base em sete classes de tamanho: Classe 1 (25–100 μm), Classe 2 (101–300 μm), Classe 3 (301–500 μm), Classe 4 (501–700 μm), Classe 5 (701–900 μm), Classe 6 (901–1000 μm), Classe 7 (1001–5000 μm).

A composição química das partículas de MPs foi analisada utilizando um microscópio, Infravermelho/Raman AIRsigh (Shimadzu), localizado no Centro de Referência para Quantificação e Tipificação do Lixo do Mar do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IOUSP). Os espectros de FTIR foram adquiridos na região de 700 a 4000 cm^{-1} , com 240 acumulações e resolução de 8 cm^{-1} , no modo de absorbância. Os espectros obtidos foram posteriormente processados no software OriginPro, e a identificação dos polímeros foi realizada por comparação com espectros de referência descritos na literatura científica.

3.2.4 MEDIDAS DE CONTROLE DE QUALIDADE

Durante todas as etapas de coleta e análise laboratorial, foram adotadas medidas rigorosas de controle de qualidade para minimizar o risco de contaminação por MPs. Os materiais e instrumentos empregados foram previamente lavados com água destilada, previamente filtrada três vezes utilizando filtros de microfibras de vidro Whatman GF/F, porosidade de 0,7 μm , diâmetro de 47 mm. Além disso, foram enxaguados com acetona para remoção de possíveis contaminantes residuais. Após a limpeza, todos os itens foram envoltos em papel alumínio com o objetivo de evitar contaminação atmosférica. Durante a coleta e os procedimentos laboratoriais, foram utilizadas exclusivamente vestimentas de algodão, e as bancadas de trabalho eram sistematicamente higienizadas com acetona antes de cada

procedimento. A ocorrência de contaminações atmosféricas foi monitorada por meio de amostras controle (brancos), expostas às mesmas condições ambientais e de manuseio que as das amostras experimentais. Filtros de microfibras de vidro (Whatman GF/F), acondicionados em placas de Petri de vidro, foram utilizados como controles passivos durante as etapas de campo e laboratório. As contagens de MPs obtidas nos controles foram sistematicamente subtraídas dos valores finais das amostras, assegurando a correção de interferências externas e aumentando a confiabilidade dos dados.

3.2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A abundância dos MPs nas amostras de água das lagoas foi calculada como a média do número de partículas obtidas das réplicas de cada amostra. Os valores foram expressos pelo número de partículas por litro (partículas/L). Para avaliar a normalidade dos dados foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$). Como os dados apresentaram normalidade, foi aplicado o teste t de Student (Welch) para calcular se houve diferenças significativas da abundância de partículas entre as duas lagoas.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 ABUNDÂNCIA DOS MICROPLÁSTICOS

A abundância de MPs identificados nas amostras de água variou de acordo com as diferentes fontes e locais. As análises realizadas nas amostras de água superficial evidenciaram abundância de MPs na Lagoa do Saibro que variaram de 13,90 a 28,07 partículas/L, com média de $20,02 \pm 7,28$ partículas/L (Fig. 6). Na Lagoa Recreio Internacional, os valores foram mais baixos, oscilando entre 6,40 e 7,50 partículas/L, e média de $7,03 \pm 0,57$ partículas/L. De acordo com a análise estatística os valores de abundância entre as duas lagoas não apresentam diferenças estatisticamente significativas ($p > 0,05$) – $p = 0,08973$. A abundância de MPs nas amostras de água superficial das lagoas estudadas insere-se nas faixas reportadas para outros sistemas lênticos urbanos no mundo, como do Lago Poyang, China, que variou de 5 a 34 partículas/L (YUAN et al., 2019), e de 4 a 26 partículas/L em Lagos da Sibéria, Rússia (MALYGINA et al., 2021). Em comparação aos lagos urbanos altamente impactados, como aqueles de Dhaka, Bangladesh, onde foram observadas concentrações máximas de até 36 itens/L (MERCY et al., 2023; PARVIN et al., 2022), as concentrações registradas nas lagoas

avaliadas variaram de valores inferiores até valores da mesma ordem de magnitude. Esses resultados evidenciam a ocorrência de MPs nos ambientes avaliados e são consistentes com o padrão global reportado na literatura, que relaciona a presença e o aumento das concentrações de MPs em lagos à influência das atividades antrópicas (CHEN et al., 2024).

Pan et al. (2023) demonstraram que a abundância e as características morfológicas dos MPs em ambientes lacustres estão positivamente associadas à densidade populacional e à intensidade das atividades antrópicas nas áreas circundantes. Este padrão foi corroborado pelos dados do presente estudo: a Lagoa do Saibro, situada em região com densidade demográfica de 2.342 hab/km², apresentou abundância de MPs entre 2,5 e 4,9 vezes superior à observada na Lagoa Recreio Internacional, localizada em área com densidade de 497 hab/km² (IBGE 2022).

Além da densidade populacional, a maior abundância de MPs na Lagoa do Saibro pode estar associada a processos de aporte difuso, como o escoamento superficial urbano, que transporta resíduos plásticos fragmentados de áreas pavimentadas para o corpo hídrico (WANG et al., 2022). Outros fatores potencialmente contribuintes incluem o manejo inadequado de resíduos sólidos (DUSAUCY et al., 2021), o descarte irregular por frequentadores das lagoas, e a presença de atividades comerciais e industriais que podem intensificar a introdução de partículas plásticas no ambiente aquático (LIU et al., 2022). Adicionalmente, a deposição atmosférica e a ressuspensão de sedimentos podem atuar como fontes secundárias, contribuindo para a manutenção dessas partículas no ambiente (LIU et al., 2022; GUO et al., 2024). Características hidrodinâmicas, como o maior tempo de residência da água em sistemas lênticos, podem favorecer o acúmulo de MPs, especialmente em áreas sob maior influência antrópica (FELTON et al., 2025). Diferenças locais na circulação da água e na morfometria das lagoas também podem influenciar a retenção e distribuição das partículas. (FELTON et al., 2025).

As diferenças nas abundâncias encontradas em diversos estudos também podem ser influenciadas por limitações analíticas e pelos procedimentos de amostragem, como o volume da amostra e, principalmente, o tamanho da malha da rede utilizada na coleta. Uma pesquisa realizada por Figueiredo & Vianna (2018) sobre amostragens com malhas de 64 e 200 µm de abertura demonstrou que a abundância de MPs foi significativamente menor em amostras coletadas com a rede de 200 µm. Lindeque et al. (2020) sugerem que amostragens com redes de malhas menores que 100 µm podem representar melhor a contaminação de um ambiente por MPs. Portanto, destaca-se a grande importância na padronização dos protocolos de amostragem de MPs (BERTOLDI et al., 2021) para evitar a subestimação dos resultados desses poluentes.

3.3.2 TAMANHO DOS MICROPLÁSTICOS

Em ambas as lagoas estudadas, observou-se predominância de MPs na faixa de tamanho de 25–100 μm , representando 45 % das partículas na Lagoa do Saibro e 26% na Lagoa Recreio Internacional (Fig. 6). A segunda classe mais frequente correspondeu às partículas de 301–500 μm , que totalizaram 15% e 22% nas Lagoas do Saibro e Recreio Internacional, respectivamente. Resultados semelhantes foram reportados por Pan et al. (2023) indicando que MPs com dimensões inferiores a 1 mm tendem a predominar em ecossistemas lacustres, uma vez que são facilmente transportados por forças hidrodinâmicas e pelo vento, promovendo sua ampla dispersão no ambiente.

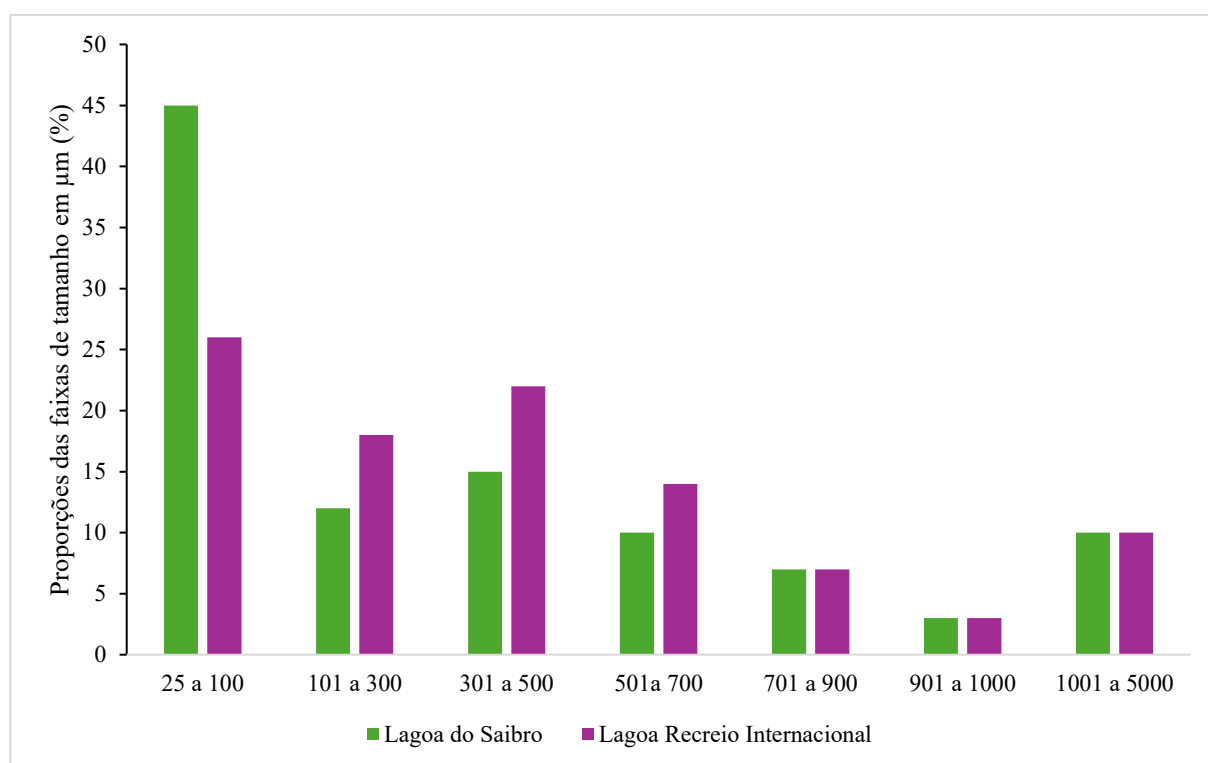


Figura 6 - Proporção (%) de microplásticos distribuídos por faixa de tamanho das Lagoas do Saibro e Recreio Internacional localizadas em Ribeirão Preto, SP, Brasil.

As pequenas partículas de plásticos podem ser mais deletérias aos organismos devido à sua maior área de superfície, facilitando a adsorção de poluentes (ZHANG et al., 2021). Além disso, o tamanho dos MPs influencia sua disponibilidade para os organismos. MPs de menor tamanho e nos formatos de fragmentos e fibras são facilmente ingeridos por organismos aquáticos, pois podem ser confundidos com seu alimento natural, como o fitoplâncton (PAN et al., 2023; PILAPITIYA; RATNAYAKE, 2024). Assim, os MPs consumidos podem causar

impactos negativos na biota in vivo, podendo ser transmitidos aos predadores e, eventualmente, alcançarem os seres humanos (KIM et al., 2024). Partículas menores que 150 µm podem atravessar o epitélio gastrointestinal e causar exposição sistêmica por absorção, por meio da dieta (BOSTAN et al., 2023).

3.3.3 MORFOLOGIA DOS MICROPLÁSTICOS

As fibras constituíram a morfologia mais frequente, representando aproximadamente 48% na Lagoa do Saibro e 72% na Lagoa Recreio Internacional. Além disso, foram identificados fragmentos, filmes e esferas de diferentes cores, embora em menores proporções. As Figuras 7, 8, 9 e 10 apresentam a distribuição detalhada dessas morfologias, incluindo a variação de cores associadas. Observou-se predominância de microplásticos transparentes, tanto entre as fibras quanto entre os fragmentos.

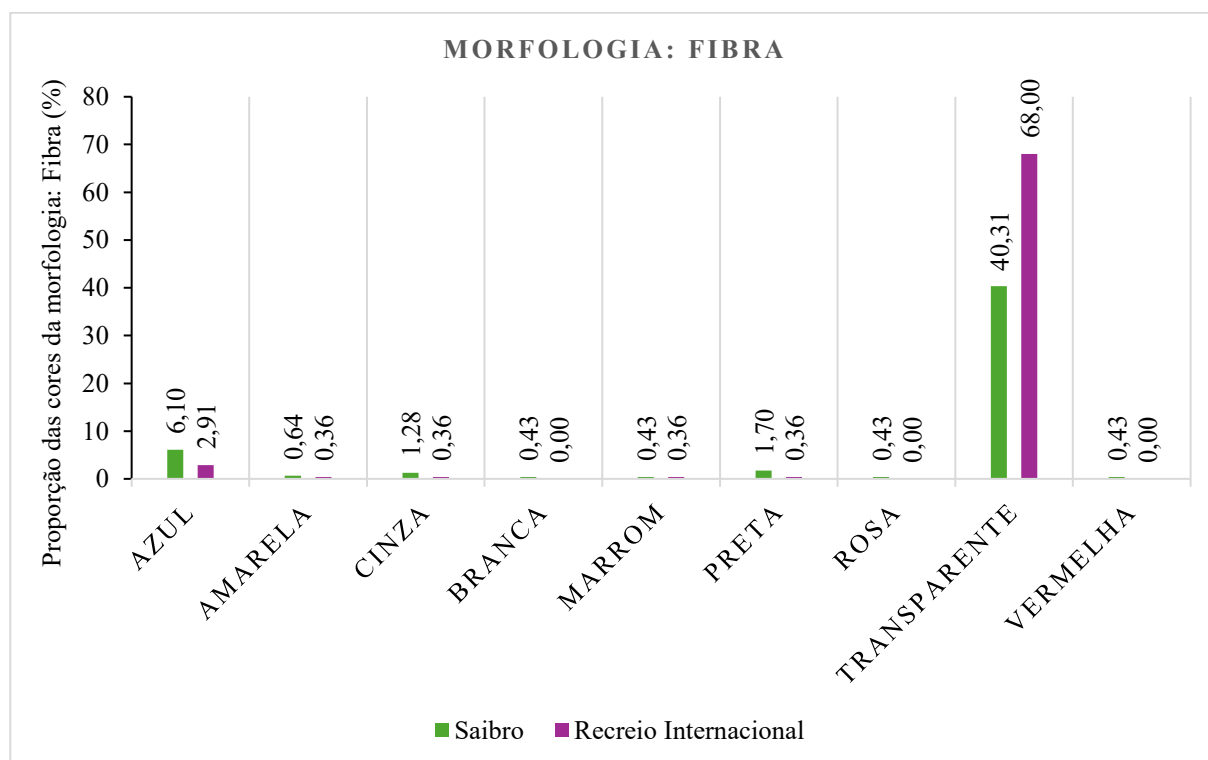


Figura 7 - Diversidade de microplásticos classificados na morfologia fibra, nas Lagoas do Saibro e Recreio Internacional localizadas em Ribeirão Preto, SP, Brasil.

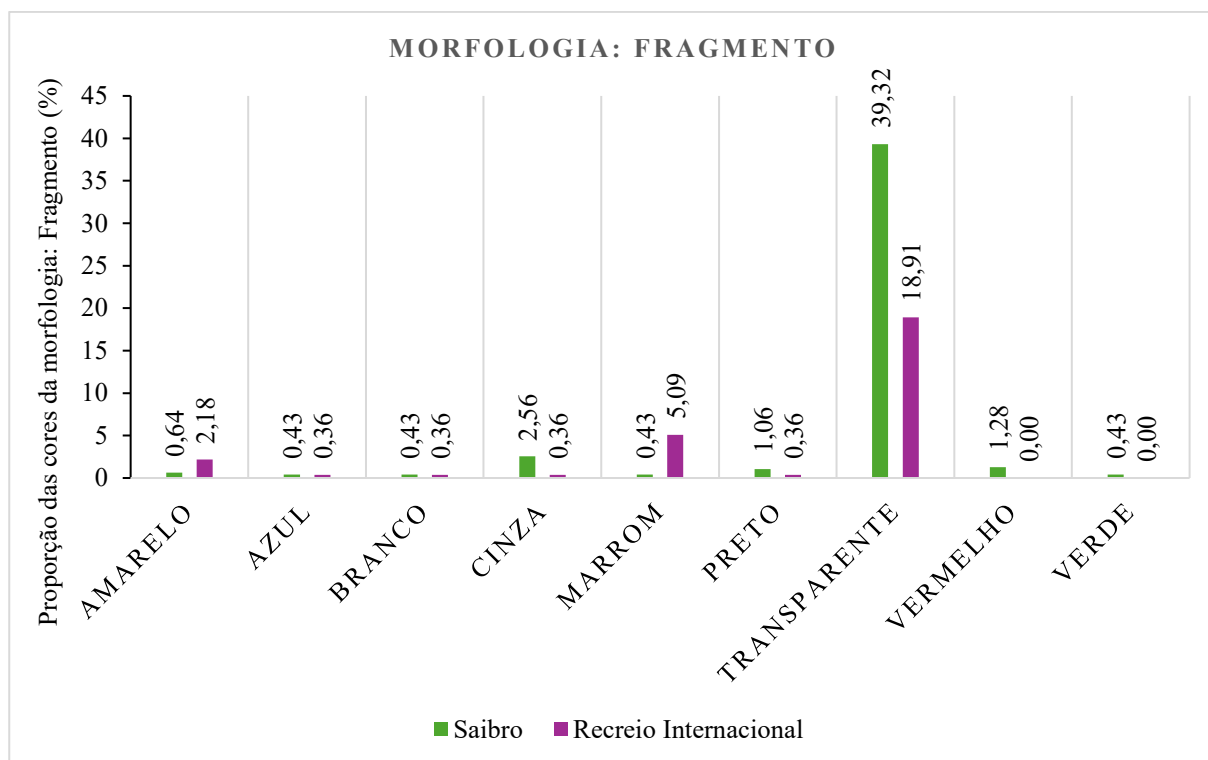


Figura 8 - Diversidade de microplásticos classificados na morfologia fragmento, nas Lagoas do Saibro e Recreio Internacional localizadas em Ribeirão Preto, SP, Brasil.

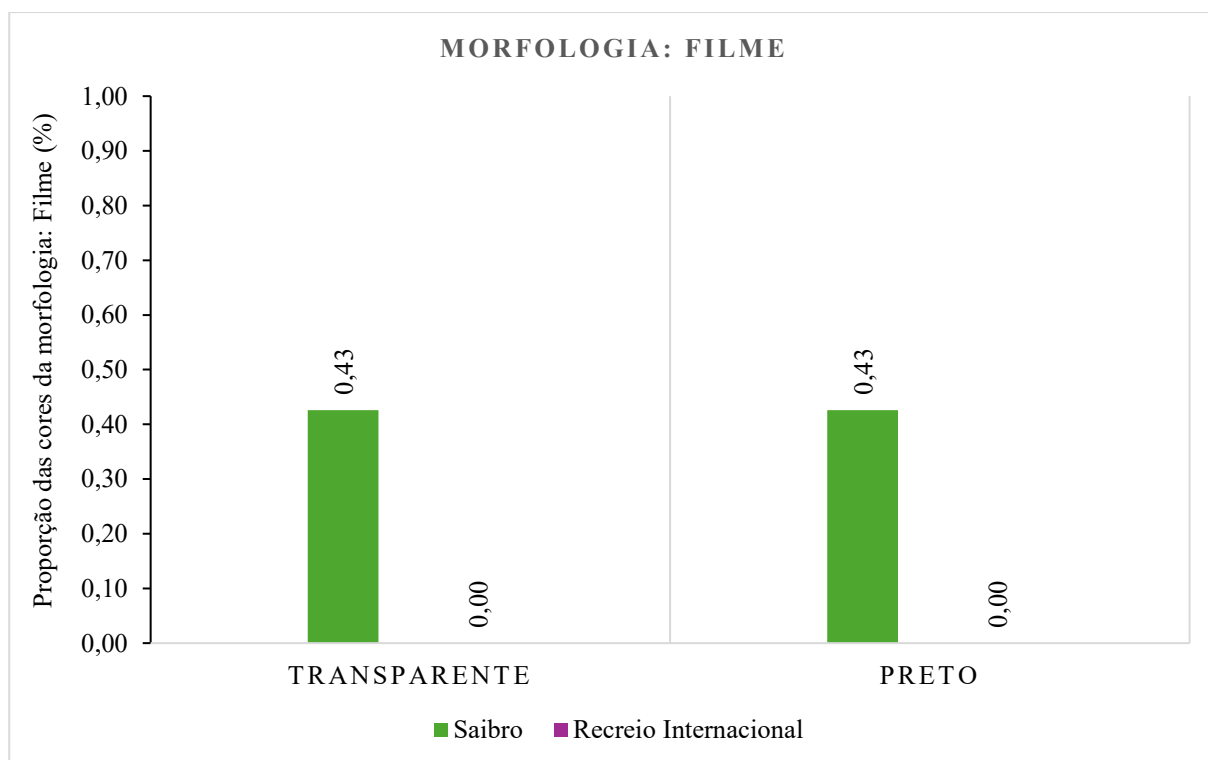


Figura 9 - Diversidade de microplásticos classificados na morfologia filme, nas Lagoas do Saibro e Recreio Internacional localizadas em Ribeirão Preto, SP, Brasil.

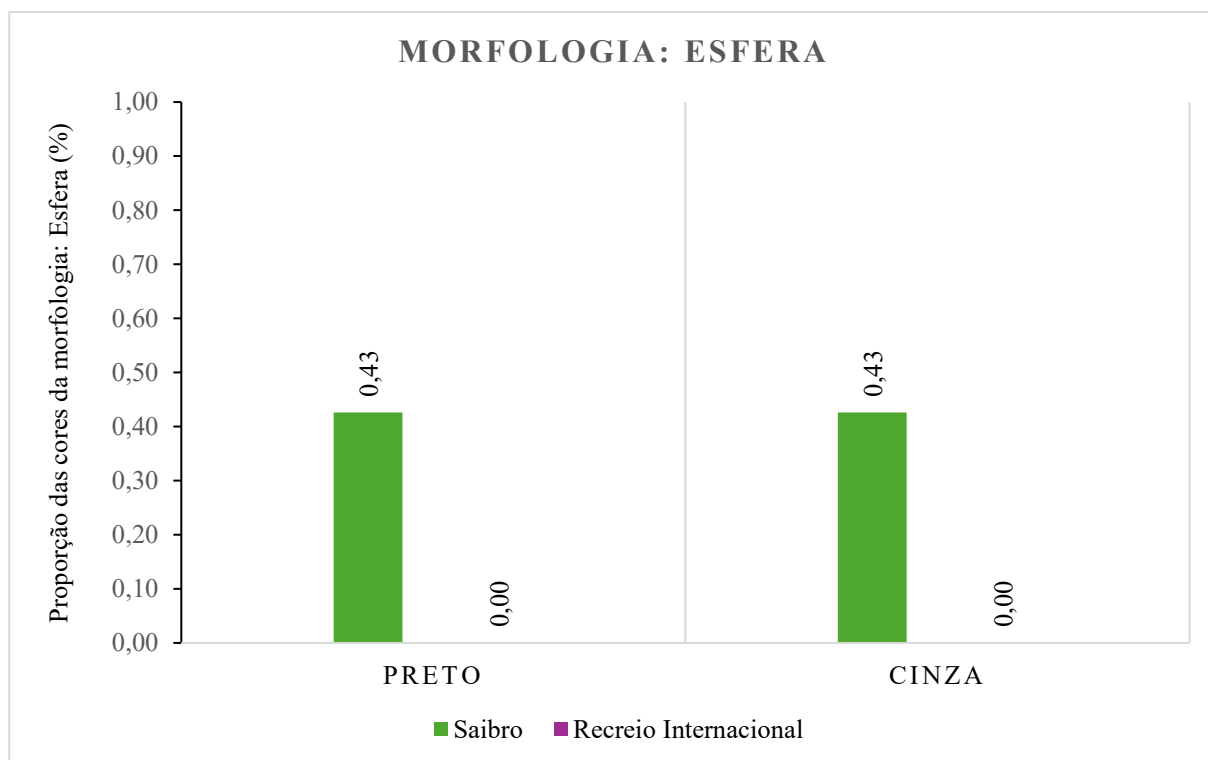


Figura 10 - Diversidade de microplásticos classificados na morfologia esfera, nas Lagoas do Saibro e Recreio Internacional localizadas em Ribeirão Preto, SP, Brasil.

Os resultados revelaram diferenças marcantes na distribuição das morfologias de MPs encontrados nas lagoas, sugerindo que fatores ambientais e antrópicos exercem papel importante na variabilidade dos tipos observados (Fig. 11). Eerkes-Medrano et al. (2015), destacam que atividades humanas, regimes de vento e precipitação influenciam significativamente o aporte e a redistribuição de MPs em ambientes aquáticos. Além disso, propriedades intrínsecas das partículas, como forma, tamanho, densidade e textura, modulam a interação com forças físicas, determinando sua mobilidade e padrões de deposição (Ballent et al. 2013).

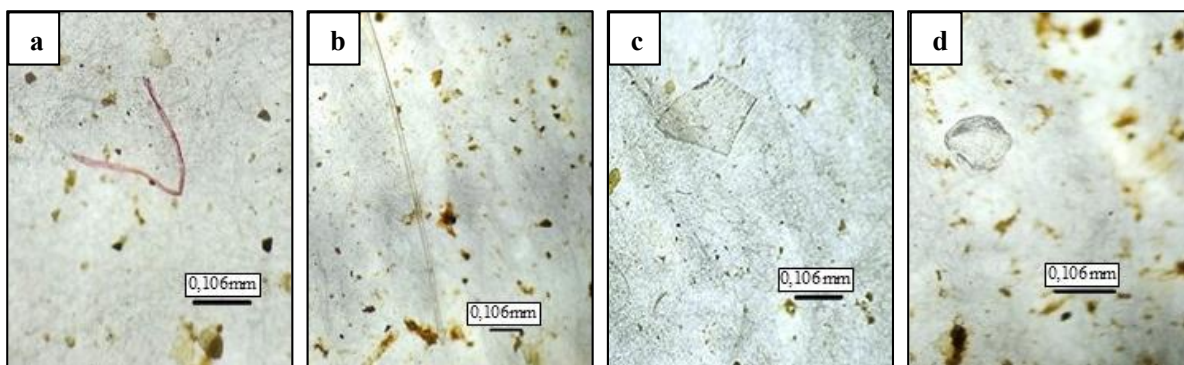


Figura 11 - Vista geral de alguns microplásticos registrados: água superficial Lagoa do Saibro, Ribeirão Preto, SP: a - b fibras; água superficial Lagoa Recreio Internacional, Ribeirão Preto, SP: c - d fragmentos.

A Lagoa do Saibro está inserida em uma área de intensa urbanização, caracterizada pela presença de residências, comércios, indústrias e uma avenida com tráfego intenso. Esse ambiente altamente antropizado favorece o aporte direto de MPs, seja pelo descarte inadequado de resíduos nas margens, seja pelas atividades recreativas, como natação e pesca, praticadas frequentemente no local. Na Lagoa Recreio Internacional, por outro lado, a presença de MPs parece estar associada principalmente às atividades agrícolas do entorno, à fragmentação de resíduos plásticos provenientes do antigo depósito de lixo situado nas proximidades e à deposição direta por frequentadores. A predominância de MPs transparentes, observada em ambas as lagoas, é um indicativo de processos de degradação (RANI-BORGES et al., 2024). A degradação pode ocorrer por processos bióticos (biológicos) e abióticos (físicos e químicos), ou a combinação deles (KYE et al., 2023; QUEIROZ et al., 2024). Esses processos ocasionam perda de pigmentos durante a degradação do polímero (LUO et al., 2020), em razão da relativa fragilidade das ligações desses pigmentos com a cadeia polimérica do plástico (RANI-BORGES et al., 2024).

3.3.4 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DOS MICROPLÁSTICOS

Para a análise da composição polimérica das partículas foram selecionadas aleatoriamente 25 partículas para cada uma das lagoas. Limitações na identificação de certas partículas ocorreram devido ao método de caracterização relacionada à espessura das partículas e a presença de pigmentos e biofilme aderida às partículas. Com isso, houve a confirmação polimérica para 18 partículas. Os polímeros plásticos identificados foram o PET, LDPE e PVC em ambos os pontos, e o polímero POM, foi detectado exclusivamente

na Lagoa do Saibro (Fig. 12). Os espectros do FTIR de cada tipo de polímero identificado estão demonstrados nas informações suplementares (S1-S4).

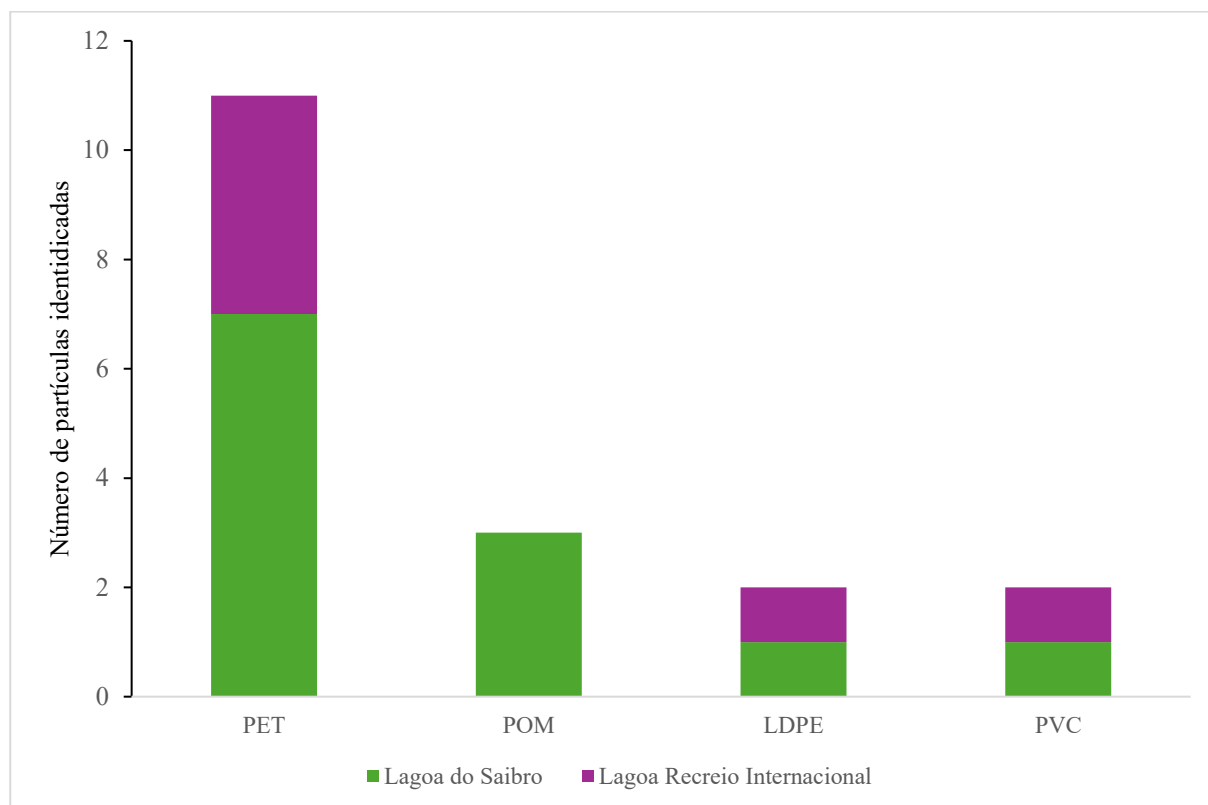


Figura 12 – Composição das partículas identificadas nas amostras de água da Lagoa do Saibro e da Lagoa Recreio Internacional.

Nota: PET (tereftalato de polietileno), LDPE (polietileno de baixa densidade) e PVC (policloreto de vinila); POM (polioximetileno)

O PET é amplamente utilizado em embalagens de bebidas, fibras têxteis e recipientes alimentícios, sendo frequentemente reportado em ambientes aquáticos urbanos devido ao descarte inadequado de embalagens e à contribuição de fibras sintéticas provenientes de efluentes domésticos e lavagem de roupas (Li et al., 2020; Nisticò, 2020; Palacios-Mateo et al., 2021). Sua maior frequência nas amostras pode refletir tanto o elevado consumo desse material quanto sua persistência ambiental (Webb et al., 2012).

A detecção de LDPE e PVC em ambas as lagoas também sugere múltiplas fontes antrópicas comuns entre os locais. O LDPE é geralmente associado a sacolas plásticas, filmes de embalagem e materiais flexíveis, enquanto o PVC pode estar relacionado a resíduos de construção civil, tubulações, cabos elétricos e embalagens específicas (Kawecki & Nowack, 2019; Kudzin et al., 2024). O POM é um polímero empregado principalmente em aplicações técnicas e industriais, como componentes mecânicos, engrenagens, peças automotivas e

dispositivos de engenharia (Lüft & P.M., 2014). Sua ocorrência pode indicar as fontes locais específicas associadas às atividades industriais e comerciais que estão na proximidade da lagoa, bem como o descarte irregular desses materiais nas proximidades da lagoa.

As diferenças observadas entre as lagoas podem estar relacionadas a variações no uso e ocupação do solo, densidade populacional do entorno, intensidade de atividades recreativas, proximidade de vias urbanas, sistemas de drenagem pluvial e descarte irregular de resíduos. Entretanto, a interpretação dos resultados deve considerar as limitações metodológicas desse estudo. A dificuldade de identificação de algumas partículas, em função da espessura, presença de pigmentos e matéria orgânica aderida, pode ter reduzido a taxa de sucesso analítico e subestimado a diversidade polimérica real. Pigmentos e biofilmes aderidos frequentemente interferem em técnicas espectroscópicas, dificultando a obtenção de espectros representativos (Tziourrou et al., 2023). Portanto, estudos futuros com maior número de partículas, pré-tratamento mais robusto para remoção de matéria orgânica e técnicas complementares de identificação poderiam fornecer estimativas mais abrangentes da composição polimérica.

3.3.5 RISCOS ECOLÓGICOS, À SAÚDE E AO SISTEMA AQUÍFERO GUARANI

Diversos estudos demonstram que os MPs impactam negativamente organismos aquáticos, como as microalgas de água doce causando inibição do crescimento, redução da fotossíntese, alterações enzimáticas e estresse oxidativo (Rani-Borges; Moschini-Carlos; Pompêo, 2021). Adicionalmente os MPs ingeridos por peixes podem ser transferidos para predadores, como aves e humanos que consomem esses animais (Kim et al., 2022; Carbery et al., 2018), afetando a saúde dos moradores que pescam na Lagoa do Saibro e Lagoa Recreio Internacional.

A presença de polímeros encontrados na água das lagoas representa uma ameaça significativa devido a sua persistência e capacidade de interagir com a biota. Estudos mostram que o PVC é um dos polímeros mais dominantes em sedimentos de água doce e que a exposição ao PVC pode causar redução no crescimento, diminuição na produção de glóbulos brancos e vermelhos, além de alterações comportamentais em espécies como o *Etroplus suratensis* (Narwal & Kakakhel, 2025). Em robalos (*Dicentrarchus labrax*), o PVC foi associado a alterações circulatórias, problemas inflamatórios e inchaço das vilosidades intestinais (Espinosa et al., 2017). Microfibras de PET foram associadas a deformidades e problemas reprodutivos em *Ceriodaphnia dubia*, (Ziajahromi et al., 2017), enquanto o LDPE afetou negativamente o crescimento de peixes, como a dourada (*Sparus aurata*) (Alomar et al., 2021).

Além dos impactos causados aos organismos presentes na lagoas, observa-se que os MPs também representam uma ameaça potencial à qualidade das águas subterrâneas, especialmente no caso do SAG. Esses poluentes podem alcançar o aquífero em função das características hidrogeológicas locais, incluindo o tempo de recarga, a condutividade hidráulica e o tipo de fonte de poluição (difusas ou pontuais) (Severini et al., 2022). Tem sido sugerido que a morfologia dos MPs influencia seu transporte no subsolo, sendo que a estrutura linear das fibras pode facilitar sua passagem pelos espaços porosos dos aquíferos (Valsan et al., 2023) (Xu et al., 2024). Em uma revisão bibliográfica, Xu et al., (2024) identificaram fibras, fragmentos e filmes como formas predominantes de MPs em águas subterrâneas. Essas mesmas morfologias foram registradas no presente estudo, o que pode indicar risco potencial ao aquífero, considerando que as lagoas avaliadas estão localizadas em áreas de vulnerabilidade à poluição. Essa condição aumenta a probabilidade de mobilização e infiltração desses contaminantes em direção ao SAG. Dessa forma, a proteção imediata das áreas de recarga do aquífero é essencial para prevenir ou, ao menos, reduzir o aporte de MPs às águas subterrâneas.

3.4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As águas subterrâneas constituem um recurso vital para o abastecimento humano, cuja qualidade depende diretamente da proteção de suas áreas de recarga. Este estudo revela a alta concentração de microplásticos (6,40 a 28,07 partículas/L) em duas lagoas conectadas ao Sistema Aquífero Guarani, um dos maiores reservatórios de água doce subterrânea do mundo. Foram identificadas partículas plásticas de microplásticos de diversos formatos, cores, tamanhos e composição (PET, LDPE, PVC e POM) nas águas da Lagoa do Saibro e da Lagoa Recreio Internacional, ambas localizadas em áreas estratégicas para a recarga do aquífero. A presença desses poluentes compromete a qualidade da água do Sistema Aquífero Guarani, no município de Ribeirão Preto, colocando em risco a saúde da população humana e de animais que dela se abastecem. Os resultados obtidos destacam a urgência de se implementarem medidas eficazes de proteção, incluindo o monitoramento contínuo da presença de microplásticos em áreas de recarga e avanços na compreensão dos processos de transporte desses contaminantes em sistemas aquíferos. Compreender os processos que ocorrem nesses ecossistemas é fundamental para assegurar o abastecimento saudável para a atual e as futuras gerações.

REFERÊNCIAS

- Albuquerque Filho, J. L., CARVALHO, A. M., BARBOSA, M. C., IKEMATSU, P., FREITAS, C. G. L., MONTEIRO, A., IRITANI, M., PRESSINOTTI, M. M. N., ROCHA, T., & SILVA, M. P. M. (2011). Subsídios ao Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da área de afloramento do Sistema Aquífero Guarani no Estado de São Paulo. São Paulo: IPT, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo/CPLA, Coordenadoria de Planejamento Ambiental.(Publ. IPT 3012). 102p.
- Alomar, C., Sanz-Martín, M., Compa, M., Rios-Fuster, B., Álvarez, E., Ripolles, V., Valencia, J. M., & Deudero, S. (2021). Microplastic ingestion in reared aquaculture fish: Biological responses to low-density polyethylene controlled diets in *Sparus aurata*. *Environmental Pollution* (Barking, Essex : 1987), 280, 116960. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116960>
- Barbosa, F. D., Alcantara, A. G. L., Moschini, L. E., Pugliesi, É., Pinto, M. J. R., & Hanai, F. Y. (2020). ÁREAS DE AFLORAMENTO DO AQUÍFERO GUARANI (SP) E POLÍTICAS DE RECURSOS HÍDRICOS: medidas para gestão. *Revista de Políticas Públicas*, 24(1), 87–107.
- Bertoldi, C., Lara, L. Z., de L. Mizushima, F. A., Martins, F. C. G., Battisti, M. A., Hinrichs, R., & Fernandes, A. N. (2021). First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. *Science of The Total Environment*, 759, 143503. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143503>
- Bostan, N., Ilyas, N., Akhtar, N., Mehmood, S., Saman, R. U., Sayyed, R. Z., Shatid, A. A., Alfaifi, M. Y., Elbehairi, S. E. I., & Pandiaraj, S. (2023). Toxicity assessment of microplastic (MPs); a threat to the ecosystem. *Environmental Research*, 234, 116523. <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.envres.2023.116523>
- Carbery, M., O'Connor, W., & Palanisami, T. (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environ. Int.*, 115, 400. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007>
- CETESB. Environmental Company of the State of São Paulo. (2022). Groundwater Quality in the State of São Paulo 2019–2021. <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/publicacoes-e-relatorios/>
- Chen, D., Wang, P., Liu, S., Wang, R., Wu, Y., Zhu, A.-X., & Deng, C. (2024). Global patterns of lake microplastic pollution: Insights from regional human development levels. *Science of The Total Environment*, 954, 176620. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176620>
- Dey, U., Raj, D., Mondal, M., Roy, P., Mukherjee, A., Mondal, N. K., & Das, K. (2023). Microplastics in groundwater: An overview of source, distribution, mobility constraints and potential health impacts during the anthropocene. *Groundwater for Sustainable Development*, 23, 101036. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.101036>
- Dusaucy, J., Gateuille, D., Perrette, Y., & Naffrechoux, E. (2021). Microplastic pollution of worldwide lakes. *Environmental Pollution*, 284, 117075. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117075>

- Espinosa, C., Cuesta, A., & Esteban, M. Á. (2017). Effects of dietary polyvinylchloride microparticles on general health, immune status and expression of several genes related to stress in gilthead seabream (*Sparus aurata* L.). *Fish & Shellfish Immunology*, 68, 251–259. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fsi.2017.07.006>
- Felton, A., Farner, S., Day, L., Gibbs-Huerta, S. E., Zamarripa, B., & Hutchinson, J. (2025). Spatial–Temporal Characterization of Microplastics in the Surface Water of an Urban Ephemeral River. *Microplastics*, 4(1). <https://doi.org/10.3390/microplastics4010009>
- Figueiredo, G. M., & Vianna, T. M. P. (2018). Suspended microplastics in a highly polluted bay: Abundance, size, and availability for mesozooplankton. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 256–265. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.020>
- Foster, S., Hirata, R., Gomes, D., Monica, D., & Paris, M. (2002). Groundwater Quality Protection. The International Bank for Reconstruction and Development / The World Bank.
- Guo, M., Noori, R., & Abolfathi, S. (2024). Microplastics in freshwater systems: Dynamic behaviour and transport processes. *Resources, Conservation and Recycling*, 205, 107578. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107578>
- Iritani, M. A., & Ezak, S. (2012). As águas subterrâneas do Estado de São Paulo (3a). : Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SMA.
- Irvine, D. J., Singha, K., Kurylyk, B. L., Briggs, M. A., Sebastian, Y., Tait, D. R., & Helton, A. M. (2024). Groundwater-Surface water interactions research: Past trends and future directions. *Journal of Hydrology*, 644, 132061. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.132061>
- Kawecki, D., & Nowack, B. (2019). Polymer-Specific Modeling of the Environmental Emissions of Seven Commodity Plastics As Macro- and Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 53(16), 9664–9676. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02900>
- Kim, L., Cui, R., Il Kwak, J., & An, Y.-J. (2022). Trophic transfer of nanoplastics through a microalgae–crustacean–small yellow croaker food chain: Inhibition of digestive enzyme activity in fish. *Journal of Hazardous Materials*, 440, 129715. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129715>
- Kim, D., Kim, S. A., Nam, S.-H., Kwak, J. Il, Kim, L., Lee, T.-Y., Kim, H., An, S., & An, Y.-J. (2024). Microplastic ingestion in aquatic and soil biota: A comprehensive review of laboratory studies on edible size and intake pattern. *Marine Pollution Bulletin*, 200, 116056. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116056>
- Kudzin, M. H., Piwowarska, D., Festinger, N., & Chruściel, J. J. (2024). Risks Associated with the Presence of Polyvinyl Chloride in the Environment and Methods for Its Disposal and Utilization. *Materials*, 17(1). <https://doi.org/10.3390/ma17010173>
- Kye, H., Kim, J., Ju, S., Lee, J., Lim, C., & Yoon, Y. (2023). Microplastics in water systems: A review of their impacts on the environment and their potential hazards. *Heliyon*, 9(3), e14359. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14359>

- Li, C., Busquets, R., & Campos, L. C. (2020). Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. *Science of The Total Environment*, 707, 135578. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578>
- Lindeque, P. K., Cole, M., Coppock, R. L., Lewis, C. N., Miller, R. Z., Watts, A. J. R., Wilson-McNeal, A., Wright, S. L., & Galloway, T. S. (2020). Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environmental Pollution*, 265, 114721. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114721>
- Liu, Z., Bai, Y., Ma, T., Liu, X., Wei, H., Meng, H., Fu, Y., Ma, Z., Zhang, L., & Zhao, J. (2022). Distribution and possible sources of atmospheric microplastic deposition in a valley basin city (Lanzhou, China). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 233, 113353. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113353>
- Lüft, S., & P.M., V. (2014). Polyoxymethylene: State of Art, New Challenges and Opportunities. In *Polyoxymethylene Handbook* (p. 1–19). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118914458.ch1>
- Luo, H., Zhao, Y., Li, Y., Xiang, Y., He, D., & Pan, X. (2020). Aging of microplastics affects their surface properties, thermal decomposition, additives leaching and interactions in simulated fluids. *Science of The Total Environment*, 714, 136862. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136862>
- Malygina, N., Mitrofanova, E., Kuryatnikova, N., Biryukov, R., Zolotov, D., Pershin, D., & Chernykh, D. (2021). Microplastic Pollution in the Surface Waters from Plain and Mountainous Lakes in Siberia, Russia. *Water*, 13(16). <https://doi.org/10.3390/w13162287>
- Mercy, F. T., Alam, A. K. M. R., & Akbor, M. A. (2023). Abundance and characteristics of microplastics in major urban lakes of Dhaka, Bangladesh. *Heliyon*, 9(4), e14587. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14587>
- Narwal, N., & Kakakhel, M. A. (2025). Assessing microplastics in aquatic ecosystem: Sources, effects, and nature-based solution. A review. *Regional Studies in Marine Science*, 82, 104030. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rsma.2025.104030>
- Nisticò, R. (2020). Polyethylene terephthalate (PET) in the packaging industry. *Polymer Testing*, 90, 106707. <https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2020.106707>
- Palacios-Mateo, C., van der Meer, Y., & Seide, G. (2021). Analysis of the polyester clothing value chain to identify key intervention points for sustainability. *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 2. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00447-x>
- Pan, T., Liao, H., Yang, F., Sun, F., Guo, Y., Yang, H., Feng, D., Zhou, X., & Wang, Q. (2023). Review of microplastics in lakes: sources, distribution characteristics, and environmental effects. *Carbon Research*, 2(1), 25. <https://doi.org/10.1007/s44246-023-00057-1>
- Parvin, F., Hassan, M. A., & Tareq, S. M. (2022). Risk assessment of microplastic pollution in urban lakes and peripheral Rivers of Dhaka, Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 8, 100187. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100187>

Pilapitiya, P. G. C. N. T., & Ratnayake, A. S. (2024). The world of plastic waste: A review. *Cleaner Materials*, 11, 100220. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.clema.2024.100220>

Qiao, R., Deng, Y., Zhang, S., Wolosker, M. B., Zhu, Q., Ren, H., & Zhang, Y. (2019). Accumulation of different shapes of microplastics initiates intestinal injury and gut microbiota dysbiosis in the gut of zebrafish. *Chemosphere*, 236, 124334. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.065>

Queiroz, L. G., Pompêo, M., de Moraes, B. R., Ando, R. A., & Rani-Borges, B. (2024). Implications of damming and morphological diversity of microplastics in the sediment from a tropical freshwater reservoir. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(2), 112234. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.112234>

Rani-Borges, B., Arena, M. V. N., Gomes, I. N., Lins, L. H. F. de C., Cestaro, L. de S. C., Pompêo, M., Ando, R. A., Alves-dos-Santos, I., Toppa, R. H., Martines, M. R., & Queiroz, L. G. (2024). More than just sweet: current insights into microplastics in honey products and a case study of *Melipona quadrifasciata* honey. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 26(12), 2132–2144. <https://doi.org/10.1039/D4EM00262H>

Rani-Borges, B., Moschini-Carlos, V., & Pompêo, M. (2021). Microplastics and freshwater microalgae: what do we know so far? *Aquatic Ecology*, 55, 363–377.

Santos, M. M., Alencastre, C. E., Caetano-Chang, M. R., Kiang, C. H., Gastmans, D., & Crivelenti, R. (2008). USO ATUAL DO SISTEMA AQUÍFERO GUARANI NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARDO (UGRHI 04)(SP). *Águas Subterrâneas*.

Severini, E., Ducci, L., Sutti, A., Robottom, S., Sutti, S., & Celico, F. (2022). River–Groundwater Interaction and Recharge Effects on Microplastics Contamination of Groundwater in Confined Alluvial Aquifers. *Water*, 14(12). <https://doi.org/10.3390/w14121913>

Thompson, R. C., Courteney-Jones, W., Boucher, J., Pahl, S., Raubenheimer, K., & Koelmans, A. A. (2024). Twenty years of microplastics pollution research—what have we learned? *Science*, 0(0), eadl2746. <https://doi.org/10.1126/science.adl2746>

Tziourrou, P., Vakros, J., & Karapanagioti, H. K. (2023). Diffuse reflectance spectroscopy (DRS) and infrared (IR) measurements for studying biofilm formation on common plastic litter polymer (LDPE and PET) surfaces in three different laboratory aquatic environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(25), 67499–67512. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27163-2>

Valsan, G., Warriar, A. K., Amrutha, K., Anusree, S., & Rangel-Buitrago, N. (2023). Exploring the presence and distribution of microplastics in subterranean estuaries from southwest India. *Marine Pollution Bulletin*, 190, 114820.

Wang, C., O'Connor, D., Wang, L., Wu, W.-M., Luo, J., & Hou, D. (2022). Microplastics in urban runoff: Global occurrence and fate. *Water Research*, 225, 119129. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119129>

Webb, H. K., Arnott, J., Crawford, R. J., & Ivanova, E. P. (2012). Plastic Degradation and Its Environmental Implications with Special Reference to Poly(ethylene terephthalate). *Polymers*, 5(1), 1–18. <https://doi.org/10.3390/polym5010001>

Xu, J., Zuo, R., Wu, G., Liu, J., Liu, J., Huang, C., & Wang, Z. (2024). Global distribution, drivers, and potential hazards of microplastics in groundwater: A review. *Science of The Total Environment*, 954, 176194. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176194>

Yuan, W., Liu, X., Wang, W., Di, M., & Wang, J. (2019). Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 170, 180–187. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.126>

Zhang, Q., Liu, T., Liu, L., Fan, Y., Rao, W., Zheng, J., & Qian, X. (2021). Distribution and sedimentation of microplastics in Taihu Lake. *Science of The Total Environment*, 795, 148745. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148745>

Ziajahromi, S., Kumar, A., Neale, P. A., & Leusch, F. D. L. (2017). Impact of Microplastic Beads and Fibers on Waterflea (*Ceriodaphnia dubia*) Survival, Growth, and Reproduction: Implications of Single and Mixture Exposures. *Environmental Science & Technology*, 51(22), 13397–13406. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03574>

APÊNDICE - DADOS SUPLEMENTARES

ESPECTROS FTIR DE AMOSTRAS REPRESENTATIVAS DOS POLÍMEROS

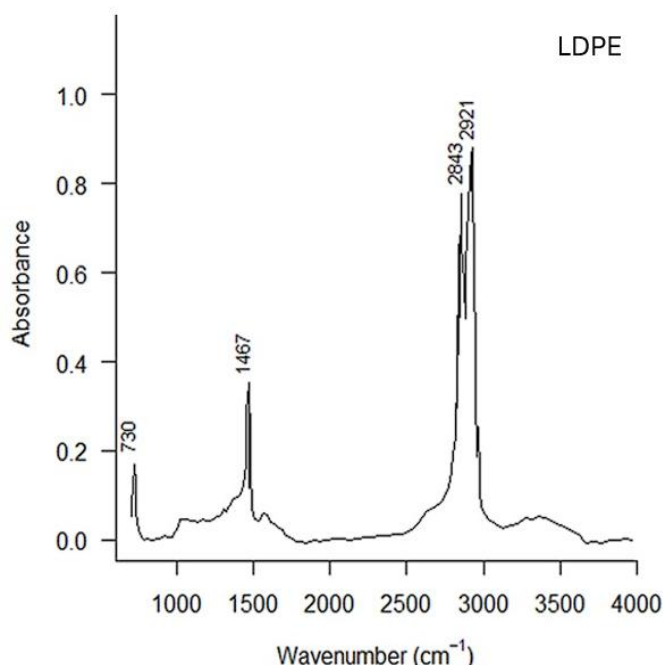


Figura S 1 - Espectro FTIR de partícula identificado como LDPE (Polietileno de Baixa Densidade).

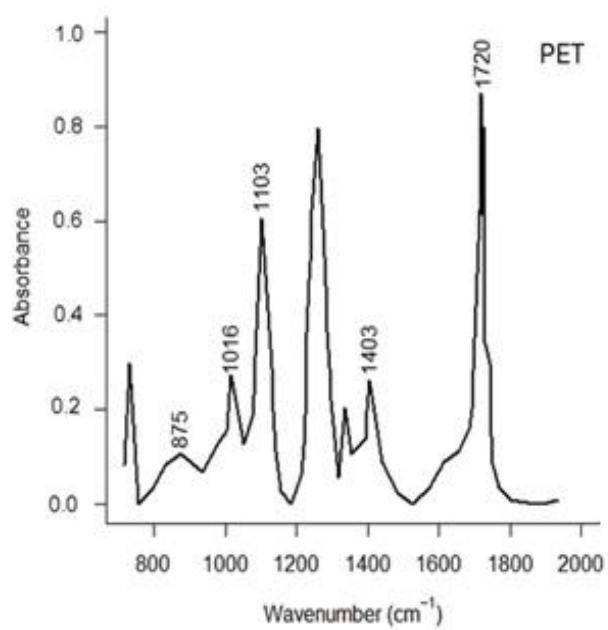


Figura S 2 - Espectro FTIR de partícula identificado como PET (politereftalato de etileno).

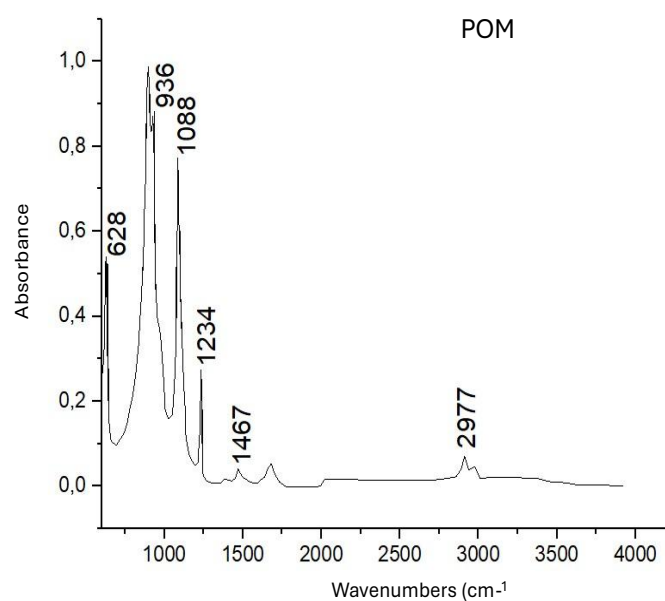


Figura S 3 - Espectro FTIR de partícula identificado como POM (polioximetileno).

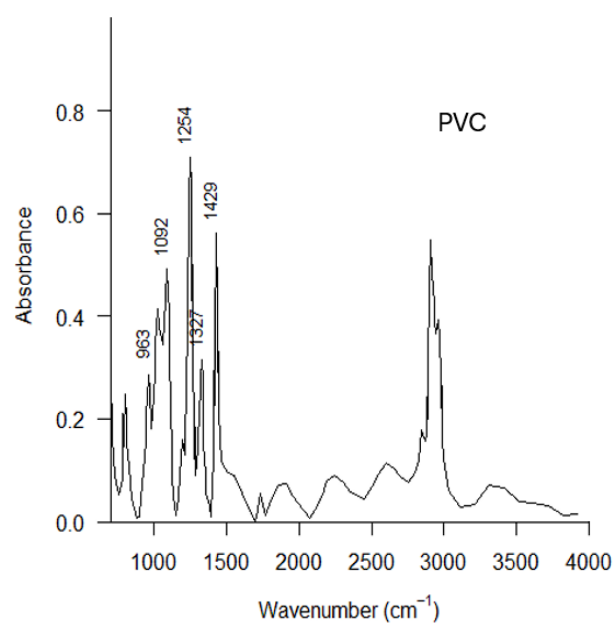


Figura S 4 - Espectro FTIR de partícula identificado como PVC (policloreto de vinila).

4 CAPÍTULO III - OCORRÊNCIA E CARACTERÍSTICAS DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS ASSOCIADAS AO SISTEMA AQUÍFERO GUARANI: IMPLICAÇÕES PARA A EXPOSIÇÃO HUMANA

RESUMO

A contaminação por microplásticos (MPs) em águas subterrâneas representa uma ameaça emergente à segurança hídrica e à saúde pública. Neste estudo foram investigadas a ocorrência, as características e potenciais riscos à saúde associados aos MPs em águas subterrâneas relacionadas do Sistema Aquífero Guarani (SAG) Brasil. Amostras foram coletadas em poços tubulares (PO), bebedouros públicos e água engarrafada provenientes de água subterrânea do SAG. MPs foram detectados em todos os tipos de amostras, com abundância variando de 0,61 a 3,19 partículas/L nos poços, média de 12 partículas/L em bebedouros e média de 0,67 partículas/L em água engarrafada. Fibras, predominantemente transparentes, foram a morfologia mais frequente, e partículas <100 µm foram as mais comuns. A análise polimérica revelou a predominância de Polipropileno (PP), Polietileno Tereftalato (PET) e Polietileno (PE), sugerindo forte influência antrópica. Os valores estimados de ingestão diária (EDI_q) foram mais elevados para crianças (2,04 partículas/kg/dia), do que para adultos (0,53 partículas/kg/dia) indicando potenciais riscos de exposição. Os resultados sugerem que a contaminação por MPs em águas subterrâneas é influenciada pela vulnerabilidade hidrogeológica, usos do solo e fontes relacionadas à infraestrutura. Este estudo fornece evidências inéditas da ocorrência de MPs no SAG e enfatiza a necessidade de estratégias padronizadas de monitoramento, avaliação de risco e proteção dos recursos hídricos subterrâneos destinados ao consumo humano.

Palavras-chave: águas subterrâneas, microplásticos, Sistema Aquífero Guarani, consumo humano

4.1 INTRODUÇÃO

A fabricação, consumo e descarte inadequado de plásticos têm aumentado de maneira acelerada, causando impactos negativos aos ecossistemas e organismos em todo o planeta (Kumar et al. 2021). Os plásticos levam muito tempo para serem degradados, e as taxas de degradação variam de acordo com as características do polímero e das condições ambientais às quais são expostos (Cusworth *et al.* 2024). Partículas plásticas menores que 5 mm, com formatos que variam de fragmentos irregulares a partículas esféricas, são denominadas microplásticos (MPs) (Wright et al. 2013). Devido ao reduzido tamanho, os MPs se espalham e contaminam diferentes compartimentos ambientais e organismos, acarretando riscos para a integridade ecológica (Rani-Borges et al. 2022). A contaminação dos ambientes com os resíduos plásticos tem trazido grandes preocupações e desafios para os cientistas, autoridades de saúde e sociedade em geral. Uma delas está relacionada à presença dos MPs nos recursos hídricos, principalmente aqueles que são utilizados para abastecimento de água potável às populações humanas (Koelmans et al. 2019).

De acordo com o Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos (UNESCO, 2022), cerca de 99% de toda a água doce líquida do planeta encontra-se armazenada na forma de águas subterrâneas, sendo responsável por aproximadamente metade da água potável consumida globalmente. Esse recurso desempenha um papel fundamental para a sociedade, fornecendo água para abastecimento público, irrigação agrícola, contribuição indireta para a segurança alimentar e utilização em diversos processos produtivos industriais (Grönwall e Danert 2020; Scanlon et al. 2023).

No Brasil, 40% das sedes urbanas utilizam exclusivamente mananciais de águas subterrâneas para abastecimento da população, enquanto 17% são abastecidas por sistemas mistos, que utilizam tanto fontes superficiais quanto subterrâneas (ANA 2021). Nesse contexto, um dos aquíferos mais explorados nas regiões Sudeste, parte do Centro-Oeste e Sul do Brasil é o Sistema Aquífero Guarani (SAG), considerado um dos maiores mananciais transfronteiriços de água doce subterrânea do mundo. Com uma área total de 1.194.000 km², o SAG se estende por diferentes regiões do Brasil e pelos territórios da Argentina, Uruguai e Paraguai (CETESB 2022; Oliveira *et al.*, 2022). No estado de São Paulo, o SAG ocupa cerca de 76% do território estadual, sendo que, na porção leste, localiza-se a área de afloramento do aquífero, com extensão de 16.000 km² (DAEE 2005). O SAG é um aquífero sedimentar formado há cerca de 130 milhões de anos, constituído predominantemente por arenitos de granulação média a fina, com elevada porosidade e interconectividade, o que lhe confere alta capacidade de

armazenamento e fornecimento de água (Iritani e Ezak 2012). No Brasil, é composto pelas formações Pirambóia e Rosário do Sul, e pela Formação Botucatu, sendo recoberto, em sua porção confinada, pelos derrames basálticos da Formação Serra Geral (DAEE 2005).

As águas subterrâneas têm sido cada vez mais impactadas por processos de superexploração e poluição, incluindo a contaminação por MPs. Evidências apontam que MPs presentes nas águas superficiais podem alcançar aquíferos por meio de fraturas em rochas, cavernas, nascentes, sumidouros e pela interação entre águas superficiais e subterrâneas (Panno *et al.*, 2019; Singh *et al.* 2022). Apesar da crescente atenção científica à contaminação por MPs em ambientes aquáticos, ainda são escassos os estudos que investigam a ocorrência desses contaminantes em águas subterrâneas utilizadas para abastecimento humano, particularmente no Sistema Aquífero Guarani. Diante desse contexto, este estudo teve como objetivo investigar a ocorrência de MPs em águas subterrâneas associadas ao SAG, por meio de amostras coletadas em poços tubulares (POs), bebedouros públicos equipados com sistemas de filtração e águas engarrafadas. Foram avaliadas a ocorrência, abundância, morfologia, tamanho, composição e cor dos MPs. Adicionalmente, foi estimada a ingestão diária de MPs (EDI_q) para adultos e crianças, então permitindo discutir os potenciais riscos associados à exposição humana a esses contaminantes. Os resultados contribuem para ampliar o conhecimento sobre a presença de MPs em águas subterrâneas e reforçam a importância da proteção desse aquífero, que desempenha papel essencial no abastecimento hídrico de milhões de pessoas no Brasil e em outros países da América do Sul.

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1 ÁREA DE ESTUDO

Ribeirão Preto está localizado na região noroeste do estado de São Paulo e, em 2023, possuía uma população estimada de 706.057 habitantes, com geração anual de 215.806 toneladas de resíduos domiciliares (PMRP, 2024). A economia local é diversificada, com destaque para os setores de comércio, serviços, indústria, saúde e educação. O município também se destaca no cenário nacional e internacional como importante polo do setor sucroalcooleiro, sendo reconhecido oficialmente como a "Capital Nacional do Agronegócio" (PMRP, 2025).

Geologicamente, o município de Ribeirão Preto (SP) é composto principalmente por rochas magmáticas e sedimentares que pertencem ao Grupo denominado São Bento, que inclui

as formações Serra Geral e Botucatu (CONCEIÇÃO et al. 2009). A Formação Serra Geral, de Idade Jurássico Superior a Cretáceo Inferior é constituída predominantemente por rochas ígneas vulcânicas basálticas e ocupa uma área aproximada de 1,1 milhão de Km² (Rebouças et al. 2002). A Formação Botucatu é composta por arenitos de granulação fina a média e arredondados, com baixo conteúdo argiloso e elevada permeabilidade e porosidade (SILVA et al., 2008). Além dessas formações, ocorrem ainda sedimentos aluvionares recentes associados às principais drenagens da região (Sinelli et al. 1970).

Na maior parte da região estudada, o SAG encontra-se recoberto pela Formação Serra Geral, que atua como uma camada de confinamento e proteção do aquífero (BORGHETTI et al., 2011). Na presença de água, a Formação Serra Geral se comporta como um aquífero fraturado, onde a água circula por meio das fendas, fissuras e fraturas sendo conhecido como Aquífero Serra Geral (Iritani, Mara Akie; Ezaki 2012). Na porção leste e norte da área urbana do município ocorrem afloramentos da Formação Botucatu e sedimentos arenosos aluvionares (SILVA et al., 2008; DATAGEO, 2025).

Os poços tubulares analisados neste estudo estão localizados no município de Ribeirão Preto (SP), conforme apresentado na Figura 13. Os poços PO 1, PO 2 e PO 5 estão inseridos na Formação Serra Geral (DATAGEO 2025). O PO 3 está localizado na Formação Botucatu (DATAGEO 2025), a qual possui características de baixa capacidade de reter poluentes, o que aumenta a suscetibilidade à contaminação e classifica o aquífero nessa região com índice de vulnerabilidade que variam de Alto-alto a Médio-alto (Albuquerque Filho et al. 2011). O PO 4 e PO 6 estão localizados em depósitos aluvionares, constituídos por argila, silte, areia e cascalho, os quais também apresentam elevada vulnerabilidade à contaminação (DATAGEO 2025; Borghetti et al. 2011; Albuquerque Filho et al. 2011). Para a elaboração do mapa com os pontos de localização dos poços foi utilizada a fonte de dados do DataGEO (Sistema Ambiental Paulista) e do software *QGis Geographic Information System* (Versão 3.34). As respectivas formações, vazões e profundidades de cada poço estão descritas na Tabela S3.

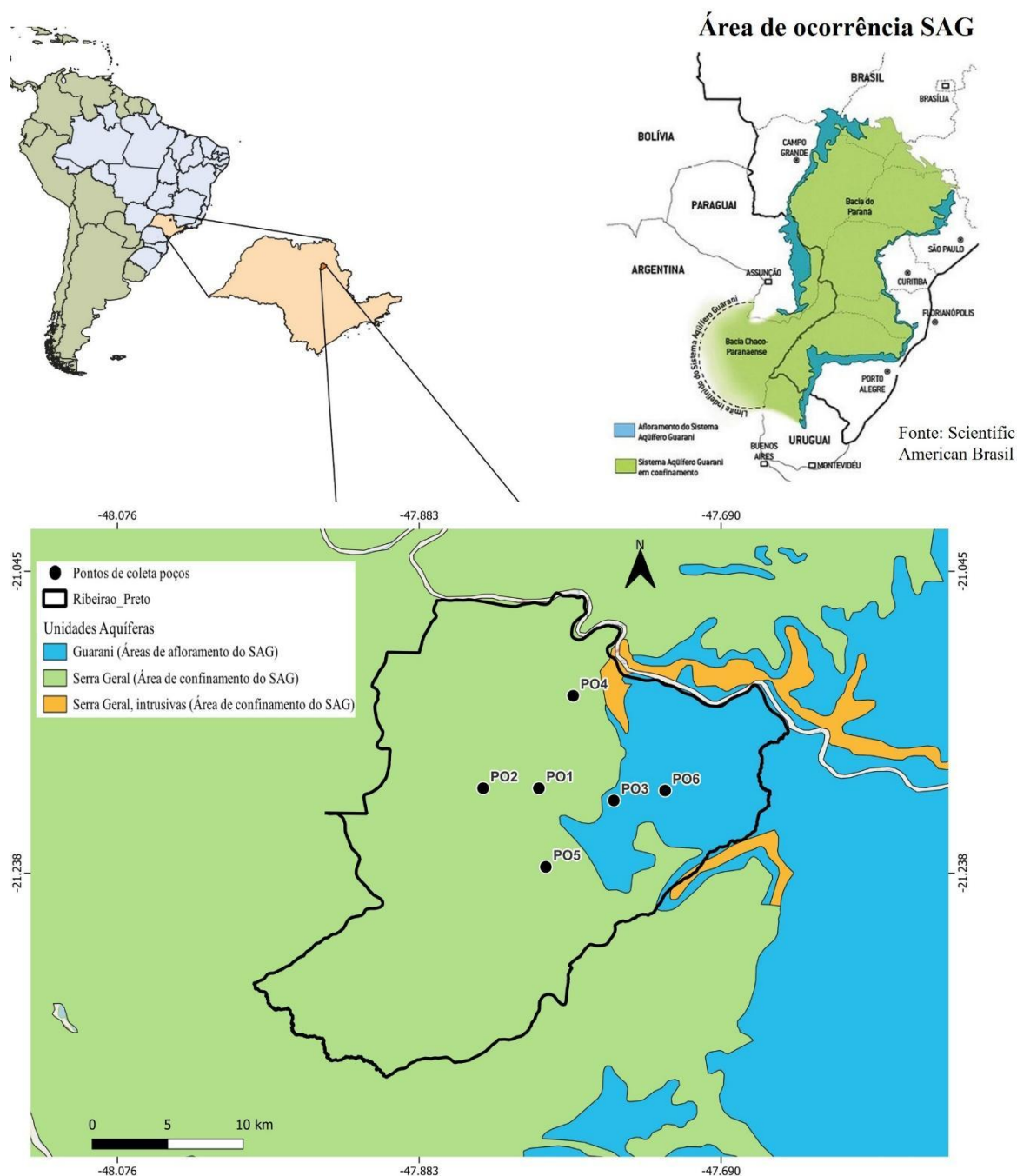


Figura 13 - Mapa esquemático dos pontos de coleta de amostras de água dos poços tubulares: PO 1, PO 2, PO 3, PO 4, PO 5 e PO 6, localizados no município de Ribeirão Preto, SP, Brasil.

Fonte: DATAGEO, 2025

Além das amostras de água captadas diretamente de poços tubulares, também foram coletadas amostras em bebedouros públicos equipados com sistemas de filtração e abastecidos por água subterrânea proveniente de poços localizados no município de Ribeirão Preto. Os bebedouros estão localizados em diferentes regiões do município, caracterizadas por diferentes níveis de fluxo de usuários, o que pode influenciar indiretamente a ocorrência de MPs por meio

da intensidade de uso dos bebedouros. Adicionalmente, foram analisadas amostras de água engarrafada, cuja fonte de captação corresponde a águas subterrâneas do município de Ribeirão Preto, posteriormente comercializadas em recipientes plásticos.

4.2.2 COLETA DAS AMOSTRAS

Previamente à coleta das amostras de água dos poços, foi realizado um teste piloto para determinar o volume de água mais adequado para a recuperação de partículas, considerando também a viabilidade analítica do procedimento. Para isso, foram testados volumes de 10 L, 25 L e 50 L, os quais foram submetidos às mesmas etapas aplicadas às amostras ambientais. Com base nos resultados obtidos, verificou-se que o volume de 25 L apresentou maior recuperação de partículas, sendo adotado como volume padrão para as coletas, evitando-se, assim, o desperdício de água. O procedimento geral de amostragem e processamento laboratorial para as diferentes fontes de água avaliadas está sistematizado na Figura 14.

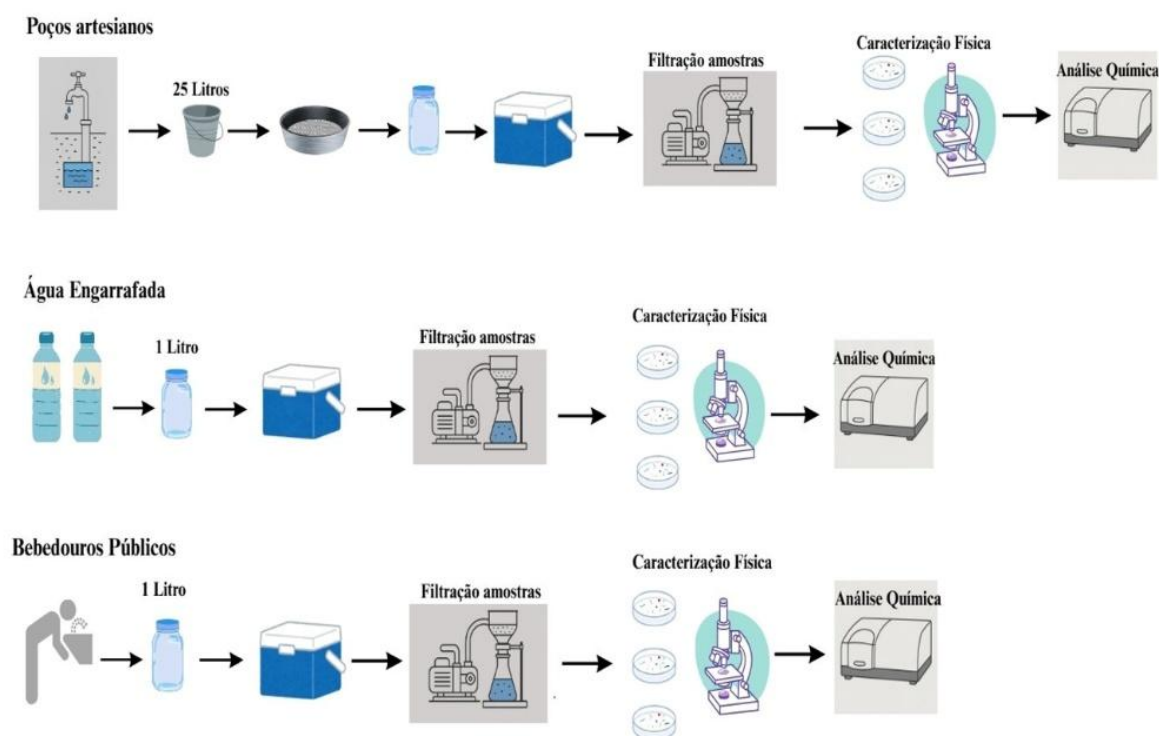


Figura 14 - Fluxograma metodológico das etapas de coleta em campo, acondicionamento, filtração a vácuo e caracterização física e química de microplásticos em amostras de águas subterrâneas de poços artesianos, água engarrafada e bebedouros públicos.

Nota: Para a água engarrafada, cada alíquota de 1 L foi obtida a partir do conteúdo de duas garrafas de 500 mL.

As coletas das amostras de água subterrânea dos poços foram realizadas no mês de junho de 2024. Inicialmente, as torneiras dos poços foram abertas e a água foi deixada escoar por aproximadamente 5 minutos, com o objetivo de eliminar a água estagnada na tubulação. Em seguida, foi coletado um volume de 25 L de água em balde de aço inox, em triplicata, e filtrado em peneira de aço inox com abertura de malha de 25 μm . O material retido na peneira foi transferido para frascos de vidro previamente limpos com água destilada filtrada e acetona. As amostras foram acondicionadas em caixa térmica e transportadas ao laboratório. Posteriormente, as amostras foram filtradas em sistema de filtração a vácuo utilizando membranas de microfibras de vidro (Whatman, GF/F, porosidade de 0,7 μm e diâmetro de 47 mm). Os filtros obtidos foram acondicionados em placas de Petri de vidro e armazenados em local fechado até a realização das análises de caracterização das partículas.

Além das amostras de água dos poços, foram coletadas amostras de água provenientes de três bebedouros públicos também abastecidos por água subterrânea. Para isso, adotou-se o procedimento de manter a torneira aberta por 3 minutos antes da coleta, a fim de remover a água estagnada na tubulação. Em seguida, foram coletadas três alíquotas de 1 L em frascos de vidro previamente limpos com água destilada filtrada e acetona. As amostras foram transportadas ao laboratório em caixa térmica e após filtradas em sistema de filtração a vácuo utilizando membranas de microfibras de vidro (Whatman, GF/F, porosidade de 0,7 μm e diâmetro de 47 mm). Os filtros foram acondicionados em placas de Petri de vidro e mantidos em local fechado até a realização das análises das partículas.

Também foram analisadas amostras de água subterrânea engarrafada, adquiridas em supermercados e acondicionadas em frascos de tereftalato de polietileno (PET) transparente, com tampa azul, volume 500 mL, pertencentes à mesma marca, lote e data de envase. No total, foram adquiridos seis frascos, totalizando 3 L de água. Todos os frascos estavam lacrados e, após a abertura, o conteúdo foi imediatamente submetido à filtração a vácuo utilizando membranas de microfibras de vidro (Whatman, GF/F, porosidade de 0,7 μm e diâmetro de 47 mm). Após a filtração, os filtros foram armazenados em placas de Petri de vidro até a etapa de caracterização das partículas.

4.2.3 CARACTERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS

Os filtros obtidos a partir das amostras de água dos poços, bebedouros e água engarrafada foram examinados por microscopia óptica utilizando um equipamento Leica DM500, com ampliações variando de 40 a 200x. A quantificação de MPs foi então realizada

por contagem direta das partículas, sendo os resultados expressos em número de partículas por litro (partícula/L). Simultaneamente, foi realizada a caracterização morfológica das partículas quanto à cor, forma e tamanho. As partículas identificadas foram classificadas em quatro categorias morfológicas: fibras, fragmentos, filmes e esferas. As medidas de tamanho das partículas foram realizadas utilizando-se o software *ImageJ*. A classificação das partículas por tamanho foi realizada com base em classes dimensionais, considerando a faixa de tamanho detectável no método analítico adotado: Classe 1 (25–100 μm), Classe 2 (101–300 μm), Classe 3 (301–500 μm), Classe 4 (501–700 μm), Classe 5 (701–900 μm), Classe 6 (901–1000 μm) e Classe 7 (1001–5000 μm).

A composição química das partículas de MPs foi analisada por microscopia Raman confocal. O equipamento utilizado foi um sistema WiTec alpha300 R (WITec GmbH, Alemanha), acoplado a um microscópio equipado com objetiva de 50x, localizado no Laboratório de Espectroscopia Molecular (LEM) do Instituto de Química da Universidade de São Paulo (USP). Os espectros foram adquiridos na região espectral de 400 a 2000 cm^{-1} . Para otimizar a qualidade do sinal e minimizar interferências por fluorescência, foi utilizado laser de 532 nm ou 633 nm, com potência ajustada entre 1 e 10 mW. Para cada partícula analisada, os espectros foram acumulados de 100 a 500 varreduras, com tempo de integração de 0,5 s. Os espectros obtidos foram posteriormente processados no RStudio (versão 2025.09.2), onde foram aplicadas correção de linha de base, remoção de picos espúrios e suavização do sinal. A identificação dos polímeros foi realizada por comparação dos espectros processados com bandas Raman de referências descritos na literatura científica.

4.2.4 MEDIDA DE CONTROLE DE QUALIDADE (QA/QC)

Durante todas as etapas de coleta e análise laboratorial, foram adotadas medidas rigorosas de controle de qualidade para minimizar o risco de contaminação por MPs. Todos os materiais e instrumentos utilizados foram previamente lavados com água destilada filtrada três vezes em filtros de microfibra de vidro Whatman GF/F, com porosidade de 0,7 μm e diâmetro de 47 mm. Posteriormente, os materiais e vidrarias foram enxaguados com acetona para remoção de possíveis contaminantes residuais. Após a limpeza, os itens dos sistemas de filtração foram envolvidos em papel alumínio e os frascos de vidro foram fechados com o objetivo de evitar contaminação atmosférica. Durante as coletas das amostras e os procedimentos laboratoriais foram utilizadas exclusivamente vestimentas de algodão, e as bancadas de trabalho foram sistematicamente higienizadas com acetona antes da realização de cada procedimento analítico. A ocorrência de contaminação atmosférica foi monitorada por meio de amostras controle (brancos), expostas às mesmas condições de manuseio das amostras ambientais. Para isso, filtros de microfibra de vidro (Whatman GF/F), acondicionados em placas de Petri de vidro, foram utilizados como controles passivos durante as etapas de campo e laboratório. As partículas identificadas nos controles foram contabilizadas e subtraídas das contagens finais obtidas nas amostras, assegurando a correção de possíveis interferências externas visando aumentar a confiabilidade dos dados.

4.2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A abundância dos MPs nas amostras da água subterrânea, bebedouros e água engarrafada foi calculada como a média do número de partículas obtidas nas réplicas de cada amostra. Os valores foram expressos pelo número de partículas por litro (partículas/L). As diferenças na abundância foram avaliadas por meio do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, devido ao tamanho amostral dos diferentes grupos e ausência de atendimento consistente aos pressupostos de normalidade. Quando aplicável, comparações múltiplas foram realizadas por meio do teste de Dunn com correção de Holm. As análises estatísticas foram realizadas no software R, com nível de significância em $p < 0,05$.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 ABUNDÂNCIA, MORFOLOGIA E TAMANHO DOS MICROPLÁSTICOS

4.3.1.1 Poços Tubulares

Nas amostras de água subterrâneas coletadas nos poços, a abundância de MPs variou de 0,61 a 3,19 partículas/L, entre os pontos de coleta (Fig. 15). O PO 3 foi o que apresentou a maior abundância registrada (3,19 partículas/L $\pm$ 1,10) entre todos os poços. O PO 5 exibiu o menor valor (0,61 partículas/L $\pm$ 0,45). Os demais poços apresentaram valores intermediários, com PO 2: 2,52 $\pm$ 1,02 partículas/L; PO 4: 2,28 $\pm$ 0,42 partículas/L; PO 6: 0,84 $\pm$ 0,32 partículas/L; e PO 1: 0,89 $\pm$ 0,77 partículas/L.

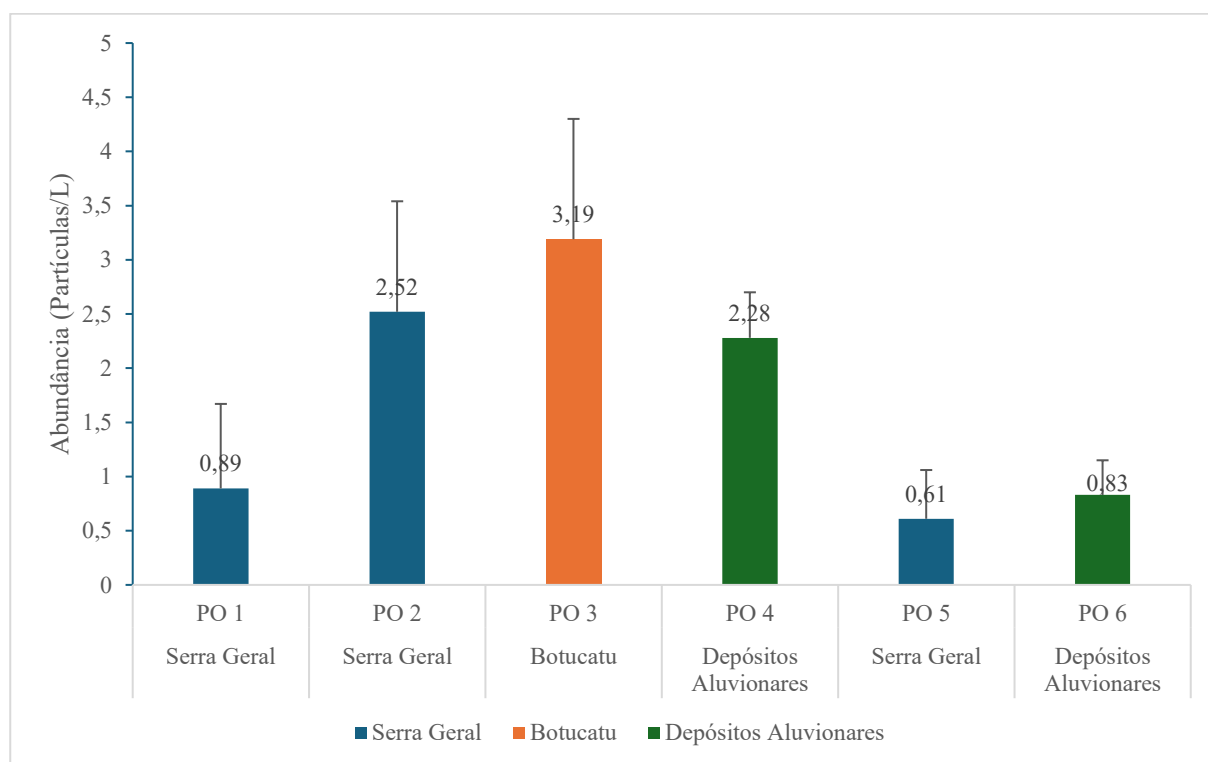


Figura 15 - Abundância de microplásticos (partículas/L) nos poços de água subterrânea amostrados, e suas respectivas formações geológicas. As colunas representam as médias e as barras verticais indicam o desvio padrão. O teste global de Kruskal-Wallis indicou diferença significativa entre os poços ($p = 0,024$), porém o teste *post-hoc* de Dunn-Holm não discriminou diferenças significativas em pares específicos ($p > 0,05$) devido à alta variabilidade dos dados.

O teste de Kruskal–Wallis indicou diferenças estatisticamente significativas na abundância de MPs entre os poços ($p = 0,024$). No entanto, as comparações múltiplas *post-hoc* realizadas por meio do teste de Dunn (com correção de Holm) não apresentaram diferenças significativas entre os pares específicos ($p > 0,05$). Essa aparente contradição estatística pode estar associada ao tamanho amostral e à acentuada variabilidade (desvio padrão) dos dados ambientais observados entre os poços. Adicionalmente, ao avaliar a abundância em função das diferentes formações geológicas (Serra Geral, Botucatu e Depósitos Aluvionares), também não foram observadas diferenças estatisticamente significativas ($p = 0,078$). No entanto, a proximidade desse valor ao nível de significância adotado sugere diferenças entre os grupos que não podem ser descartadas, devendo ser investigadas em estudos com maior número de amostras. Os maiores valores observados nos poços inseridos na Formação Botucatu podem estar associados à elevada porosidade e permeabilidade dessa unidade geológica, o que pode facilitar a infiltração e o transporte de partículas provenientes de fontes superficiais. Em contraste, a Formação Serra Geral, predominantemente composta por rochas basálticas, geralmente apresenta menor permeabilidade e pode atuar como uma barreira protetora contra a migração de contaminantes (Albuquerque Filho et al. 2011; Borghetti et al. 2011).

As diferenças observadas na abundância de MPs entre os poços sugerem a influência de fatores locais como condições hidrogeológicas, uso e ocupação do solo e fontes de poluição (Burri et al. 2019). A variabilidade espacial e temporal da qualidade da água em aquíferos é amplamente reconhecida, devido à complexa estrutura heterogênea dos meios porosos, que resulta em padrões não uniformes de fluxo e dispersão dos poluentes (You et al. 2020; Guo et al. 2021). Estudos anteriores mostram que a heterogeneidade de um aquífero, combinada com características específicas dos poços, como profundidade e taxa de bombeamento, influencia significativamente a origem e o comportamento dos contaminantes detectados (Vincent Henri e Harter 2019).

Esses achados evidenciam a complexidade do transporte e da retenção de MPs em aquíferos e reforçam a necessidade de conjuntos de dados mais amplos e estudos de uso e ocupação do solo mais detalhados para melhor compreender essas relações. A região onde está localizada o PO 3, apresenta diversas fontes potenciais de poluição, incluindo rodovia, indústrias, estabelecimentos comerciais atacadistas, empresa de autopeças, concessionária de máquinas agrícolas e residências. Adicionalmente, esse poço situa-se a aproximadamente 600 metros da Lagoa do Saibro, importante área de recarga do aquífero e a 2000 metros existe uma área que foi utilizada como lixão entre os anos de 1974 e 1978 (Google Earth Pro 2024; PMRP 2024).

Os valores de abundância de MPs registrados nos poços avaliados nesse estudo são consideravelmente menores do que os encontrados na Península de Jiaodong, na China, que registrou a média máxima global de 2103 partículas/L (Mu et al, 2022). Outras áreas com contaminação mais elevada incluem a Austrália (38 partículas/L), Bangladesh (24,63 partículas/L) e diversos estudos na Índia, onde as concentrações chegaram a 103,73 partículas/L em certas localidades (Samandra et al., 2022; Paray et al., 2024). No entanto, apresentam maior contaminação do que aquíferos na Alemanha (onde foram registrados valores tão baixos quanto 0,0017 a 0,197 partículas/L) e na Suíça (0,008 partículas/L) (Mintenig et al., 2019; Pittroff et al., Velasco et al, 2024).

A abundância de MPs encontrados nas águas subterrâneas e a sua relação com as fontes de poluição apontam várias evidências que conectam as atividades humanas e a presença desses poluentes nesses ambientes. Lixiviados de aterros sanitários, efluentes de águas residuais, escoamento superficial e atividades industriais são as principais fontes potenciais de poluição por MPs em águas subterrâneas (Huang *et al.* 2021). Conforme observado por Panno *et al.* (2019) em um estudo nos EUA, poços de captação de água localizados em áreas com histórico de fontes de poluição como fossas sépticas e presença de aterros apresentaram maiores concentrações de MPs.

O município de Ribeirão Preto está localizado em uma área de recarga do Sistema Aquífero Guarani, o que torna a água subterrânea naturalmente mais vulnerável à poluição, em função do uso e ocupação do solo associados a diversas fontes de contaminação, bem como do intenso uso da água subterrânea para abastecimento público (CONCEIÇÃO *et al.* 2009). Além disso, os solos arenosos presentes em algumas áreas da região, são muito friáveis, permeáveis e com baixa capacidade de reter poluentes, o que naturalmente favorece a infiltração de contaminantes (Albuquerque Filho *et al.* 2011). Ademais, a exploração intensa da água já causou rebaixamento do nível potenciométrico na área urbana, formando um extenso cone de rebaixamento na porção confinada do Aquífero Guarani, o que pode até causar inversão de fluxo vertical, permitindo que as águas superficiais contaminadas atinjam o aquífero através das descontinuidades na Formação Serra Geral (CONCEIÇÃO *et al.* 2009; Borghetti et al. 2011).

Partículas com tamanho entre 25 – 100 μm foram predominantes nas amostras de água dos poços analisados (Fig. 16), com destaque para os poços PO 1, PO 5 e PO 6.

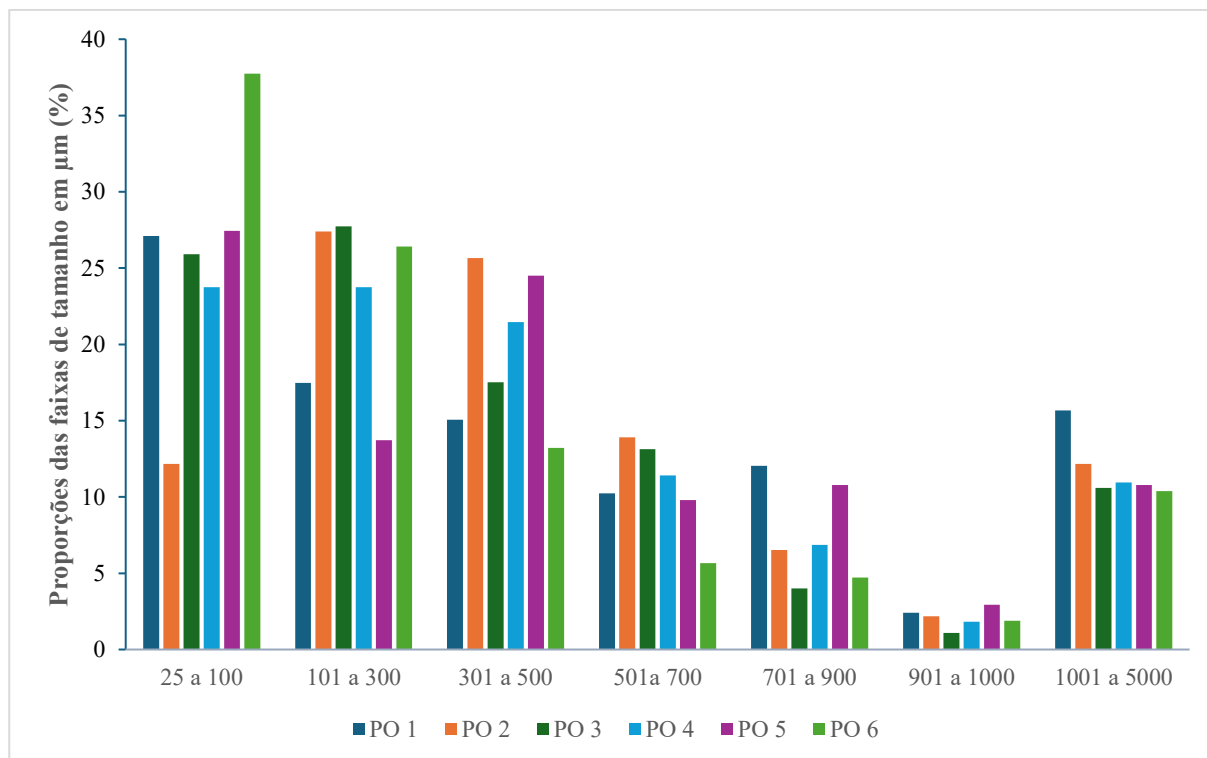


Figura 16 - Proporção (%) de microplásticos distribuídos por faixa de tamanho (μm), encontrados nas amostras de água coletadas nos poços de água subterrânea localizados em Ribeirão Preto, SP, Brasil.

Essa maior frequência de tamanhos de MPs é consistente com estudos prévios, nos quais partículas menores que 100 μm são mais abundantes em águas subterrâneas (He et al. 2024; Dey et al. 2023). Isso pode ocorrer devido à maior mobilidade e capacidade de penetração das partículas menores e que vai depender dos tipos de solos. Canais contínuos em solos e rochas, que variam de nanômetros a centímetros, regulam o tamanho dos MPs que podem atravessá-los, restringindo a entrada de MPs de tamanho maior nas águas subterrâneas (Viaroli et al. 2022). Quando os MPs migram da superfície para a água subterrânea através de fraturas no solo, os MPs maiores são retidos por irregularidades superficiais, enquanto os MPs menores conseguem atingir o aquífero (Liu et al. 2023). Desse modo, devido à alta capacidade de dispersão podem alcançar diferentes ecossistemas, além dos organismos e comprometer a integridade ecológica (Rani-Borges et al. 2022).

A distribuição das morfologias e cores dos MPs variou entre os poços, porém com predominância de fibras transparentes em todos os pontos (Fig. 17). Essa tendência é amplamente reportada na literatura e está associada, principalmente a contribuição de fibras sintéticas provenientes da liberação de microfibras sintéticas durante a lavagem de roupas e sua subsequente descarga nos sistemas de esgoto (Browne et al. 2011; HENRY et al. 2019). A

estrutura linear das fibras pode facilitar o movimento através de espaços porosos do solo e alcançar as águas subterrâneas (Valsan et al. 2023).

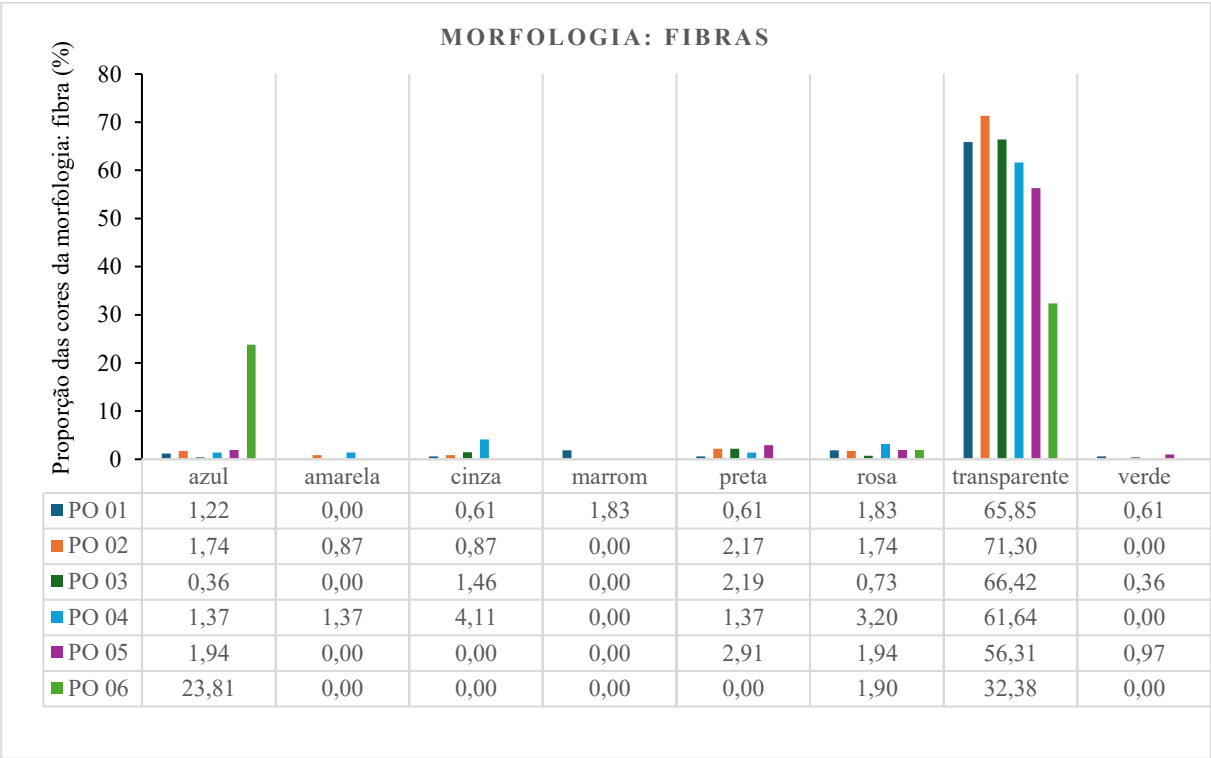


Figura 17 - Distribuição morfológica e das cores de microplásticos encontrados nas amostras de água coletadas nos poços de água subterrânea em Ribeirão Preto, SP, Brasil. As barras indicam a abundância relativa (%) das subcategorias de fibras nos pontos de amostragem (PO 01 a PO 06). Os dados estão pareados com a matriz numérica correspondente abaixo para maior clareza da escala.

A segunda morfologia mais frequente foram os fragmentos, com destaque para os transparentes e pretos (Fig. 18). A transparência das partículas sugere um maior tempo de residência ambiental, indicando que essas partículas podem ter sido transportadas por longos períodos dentro do sistema aquífero antes da amostragem (Esfandiari et al. 2022). Portanto, a cor transparente pode ser um indicativo importante do grau de envelhecimento e do histórico ambiental dessas partículas no sistema aquífero. A presença de múltiplas cores entre os fragmentos indica contribuição de diferentes fontes antrópicas, incluindo a fragmentação de plásticos maiores oriundos de resíduos urbanos, agrícolas ou industriais (Wang et al. 2020; Hu et al. 2024).

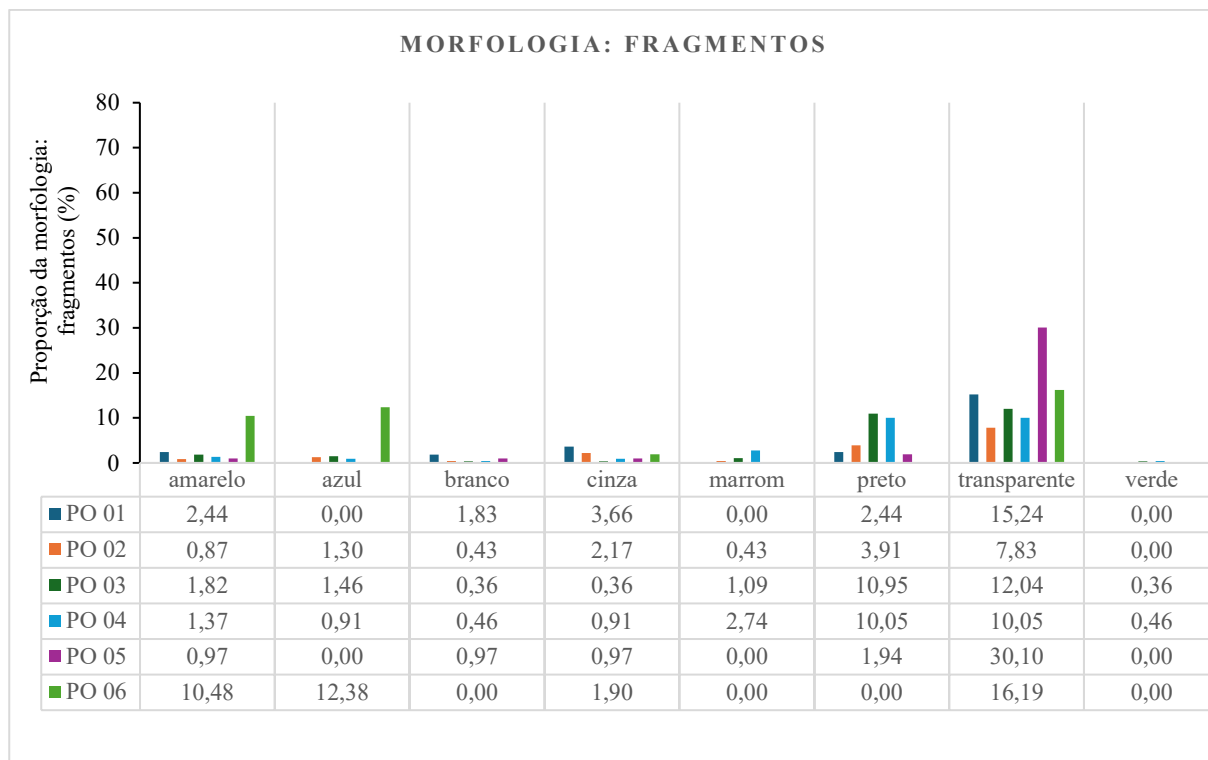


Figura 18 - Distribuição morfológica e das cores de microplásticos encontrados nas amostras de água coletadas nos poços de água subterrânea em Ribeirão Preto, SP, Brasil. As barras indicam a abundância relativa (%) das subcategorias de fragmentos nos pontos de amostragem (PO 01 a PO 06). Os dados estão pareados com a matriz numérica correspondente abaixo para maior clareza da escala.

Outra morfologia encontrada nas amostras de água de alguns dos poços, conforme representado na Figura 19 foram filme nas cores transparente e preto. Além disso, foi encontrada uma esfera transparente na amostra de água do PO 6.

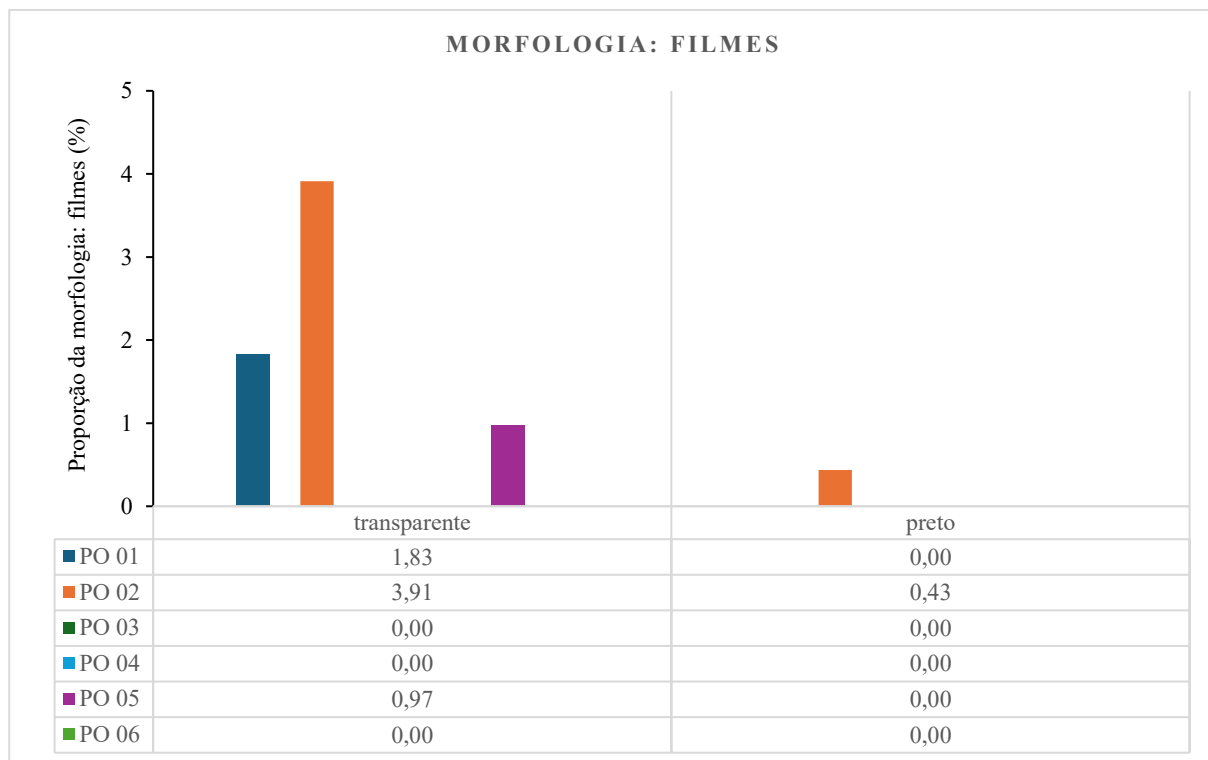


Figura 19 - Distribuição morfológica e das cores de microplásticos encontrados nas amostras de água coletadas nos poços de água subterrânea em Ribeirão Preto, SP, Brasil. As barras indicam a abundância relativa (%) das subcategorias de filmes nos pontos de amostragem (PO 01 a PO 06). Os dados estão pareados com a matriz numérica correspondente abaixo para maior clareza da escala.

Na figura 20 constam imagens da heterogeneidade da morfologia dos MPs detectados nas amostras de água dos poços tubulares.

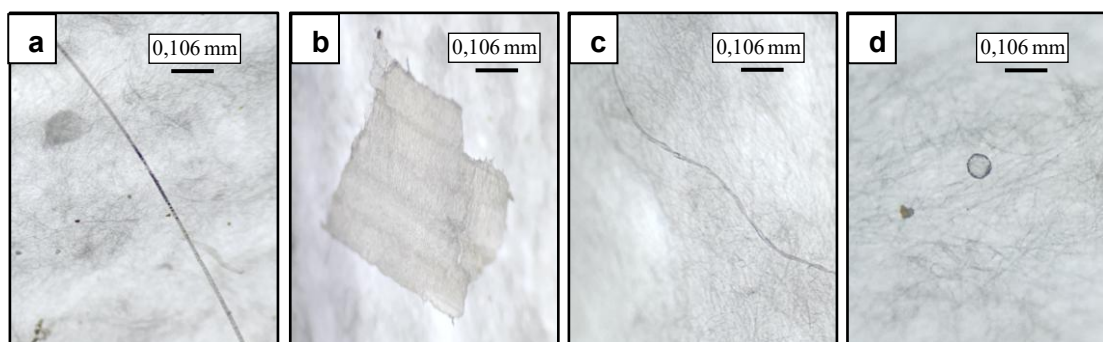


Figura 20 - Vista geral de alguns microplásticos registrados nas amostras de dos poços tubulares: a - c fibras e b - d fragmentos.

Nesse contexto, a predominância de fibras associada a partículas $<100\ \mu\text{m}$ sugere transporte eficiente em meios porosos, indicando contribuição dominante de fontes difusas urbanas.

4.3.1.2 Bebedouros Públicos

A abundância de MPs variou entre os bebedouros, com valores mais elevados no BP2 (média $17 \pm 7,94$ partículas/L) e menores no BP3 (média $4,67 \pm 4,04$ partículas/L), conforme apresentado na Figura 21. No entanto, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os grupos ($p = 0,066$). A média geral de abundância, considerando-se os três bebedouros analisados foi de 12 partículas/L. Esses valores são comparáveis aos reportados por Shruti et al. (2020) em bebedouros de estações de metrô na Cidade do México, onde a abundância variou de 5 ± 2 a 91 ± 14 partículas/L, com média 18 ± 7 partículas/L. Apesar dessa similaridade, o valor máximo observado no presente estudo foi inferior ao registrado no ambiente de metrô, possivelmente refletindo diferenças nas fontes de contaminação e nas condições de uso dos sistemas de abastecimento. Em ambos os estudos, os MPs foram detectados em todas as amostras de bebedouros, reforçando o papel desses equipamentos como potenciais hotspots de exposição humana a esses contaminantes.

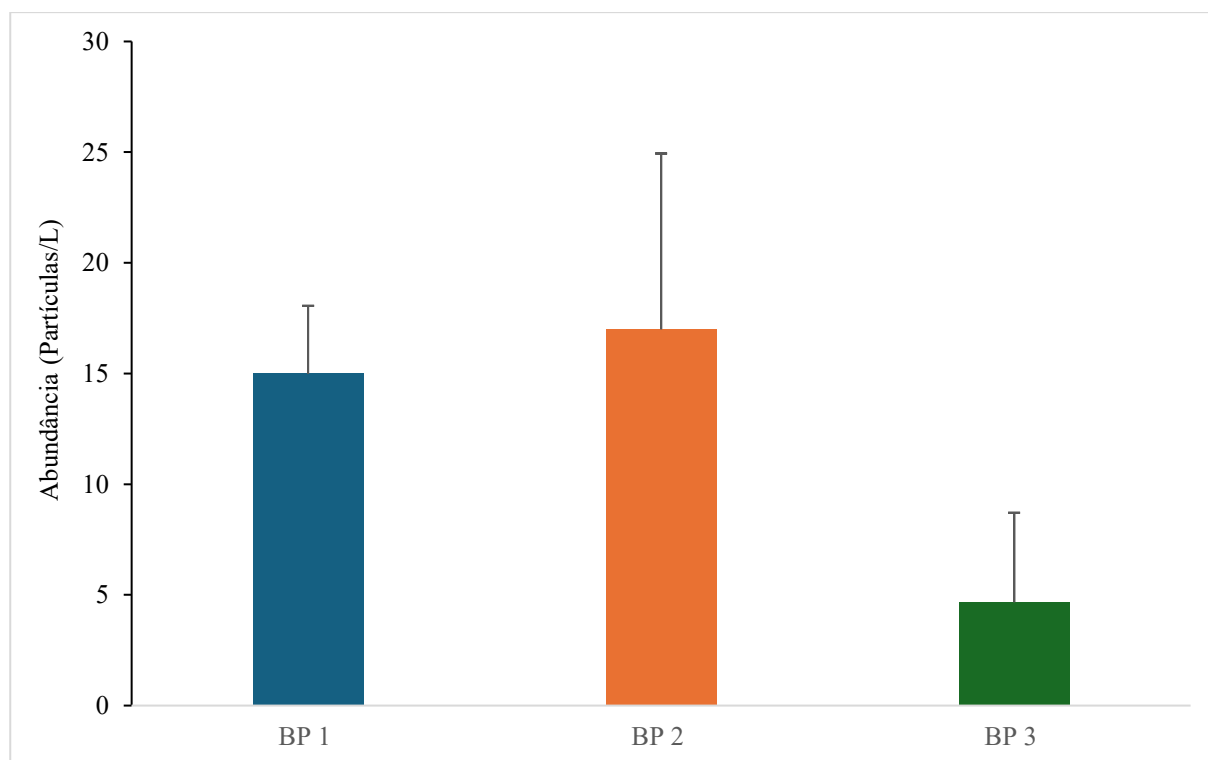


Figura 21 - Abundância de microplásticos (partículas/L) nas águas dos Bebedouros Públicos localizados em Ribeirão Preto, SP, Brasil.

As diferenças nas características dos equipamentos, na eficiência dos sistemas de filtração, na frequência de manutenção e nas condições do sistema de distribuição podem

contribuir para a variabilidade observada (Świetlik e Magnucka 2025). Considerando que os bebedouros são abastecidos por poços distintos, a qualidade da água subterrânea de origem, influenciada pelas características hidrogeológicas regionais e pelas fontes de poluição, também pode desempenhar um papel relevante. Além disso, o sistema de distribuição pode atuar como fonte secundária de MPs, especialmente devido ao desgaste de materiais poliméricos nas tubulações (Khu et al. 2025).

A distribuição do tamanho dos MPs nos bebedouros apresentou variações entre os pontos, com predominância geral de partículas nas classes inferiores a 500 μm (Figura 22).

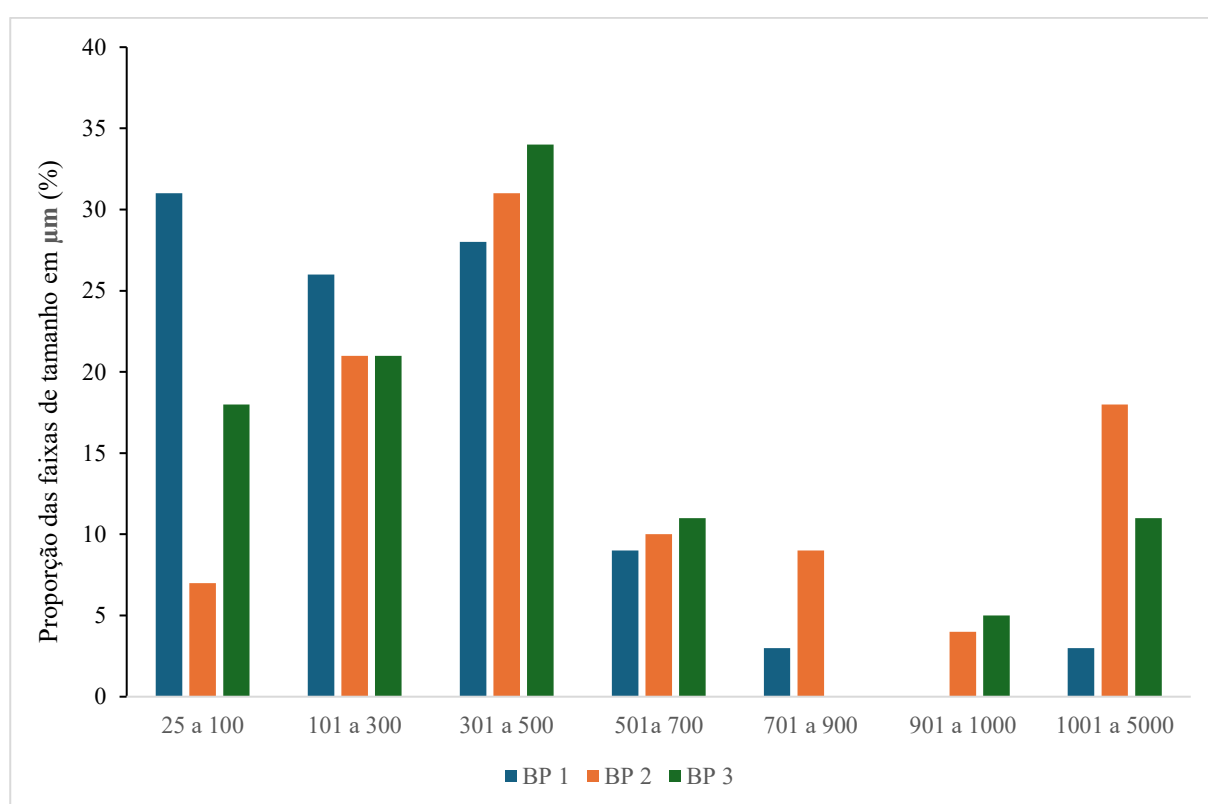


Figura 22 - Proporção (%) de microplásticos, distribuídos por faixa de tamanho, encontrados nas amostras de água coletadas em bebedouros localizados em Ribeirão Preto, SP, Brasil.

O BP1 destacou-se pela maior contribuição relativa de partículas de menor tamanho (25–100 μm), embora também apresente distribuição relevante nas faixas intermediárias. O BP2 e BP3 apresentaram predominância de partículas na faixa intermediária (301–500 μm). Esses resultados indicam diferenças nos processos de fragmentação e nas fontes de contaminação entre os bebedouros. A predominância de partículas < 500 μm é similar à observada em estudos em águas potáveis e bebedouros públicos, sendo atribuída à

fragmentação contínua, e à maior mobilidade dessas partículas na rede de distribuição, além da menor eficiência de remoção pelos sistemas de filtração (Yang et al. 2024).

A elevada frequência de partículas pequenas é relevante do ponto de vista da saúde pública, uma vez que tamanhos reduzidos apresentam maior área superficial específica e maior potencial de interação biológica, o que pode intensificar efeitos toxicológicos associados à ingestão (Sana et al. 2020). Adicionalmente, a variabilidade nas faixas de tamanho entre os pontos amostrados pode refletir diferenças nas fontes de poluição, bem como nos materiais plásticos presentes na infraestrutura hidráulica e nos sistemas de filtragem dos próprios bebedouros (Pivokonský et al. 2020; Acarer 2023).

Portanto, esses resultados indicam que a diversidade de tamanhos dos MPs em bebedouros públicos não depende exclusivamente da qualidade da água na fonte, mas também de processos ocorridos ao longo do sistema de abastecimento e do próprio ponto de consumo.

A distribuição das cores associadas às diferentes morfologias de MPs variou entre os bebedouros, evidenciando padrões distintos entre fibras, fragmentos e filmes (Figura 23).

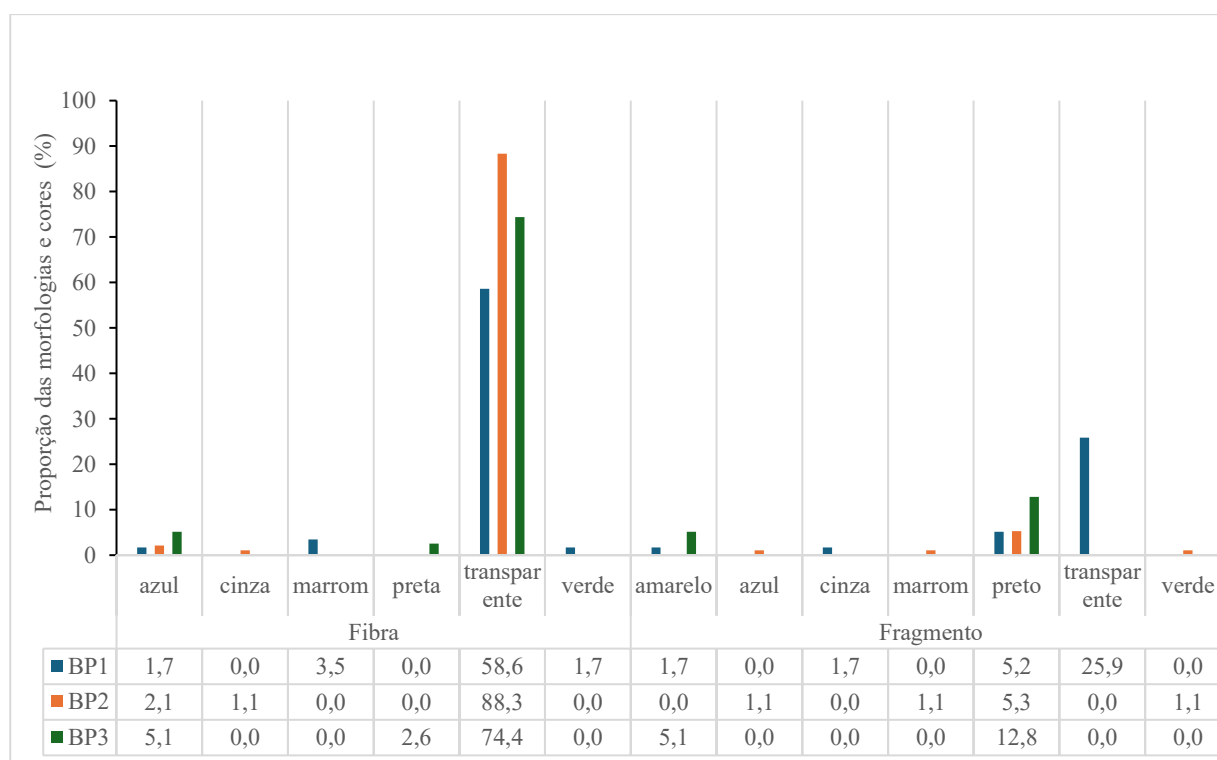


Figura 23 - Distribuição morfológica e das cores de microplásticos isolados em amostras de águas subterrâneas coletadas em bebedouros públicos (pontos BP1, BP2 e BP3). As barras representam a abundância relativa (%) de subcategorias específicas de cores dentro das morfologias de fibras e fragmentos. A matriz de dados numéricos correspondente está integrada abaixo para garantir a legibilidade dos valores em diferentes escalas.

Entre as fibras e os fragmentos, observou-se forte predominância de partículas transparentes em todos os pontos, com proporções significativamente superior em relação às demais cores. Esse padrão sugere fontes comuns associadas a materiais poliméricos amplamente utilizados e com baixa pigmentação ou que sofreram processos de degradação.

Também foi observado a ocorrência de outras cores entre as partículas e que pode indicar que os MPs podem ter origem tanto na água de abastecimento quanto nos materiais que compõem o sistema de distribuição ou os próprios dispositivos de fornecimento de água, incluindo componentes plásticos sujeitos a desgaste e fragmentação (Shruti et al. 2022; Paray et al. 2024).

4.3.1.3 Água Engarrafada

A abundância média de MPs nas amostras de água engarrafada foi de $0,67$ partículas/L $\pm 2,08$. Esse valor foi expressivamente menor que o valor médio (317 ± 257 partículas/L) observado no estudo de Weisser et al. (2021), que também analisou água subterrânea envasada em garrafas plásticas. As maiores proporções das faixas de tamanho dos MPs foram na faixa de 101 a 300 μm (36%) e de 501 a 700 μm (24%), conforme apresentado na Figura 24.

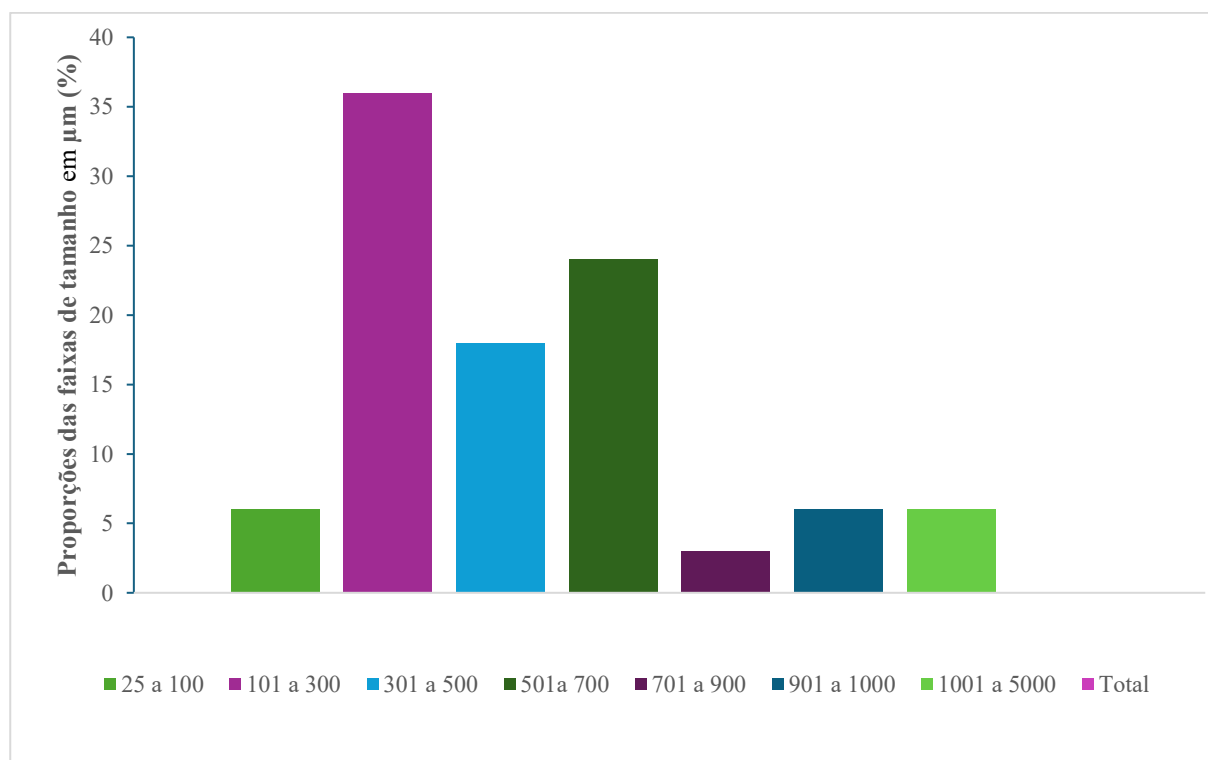


Figura 24 - Proporção (%) de microplásticos distribuídos por faixa de tamanho (μm) nas amostras de água engarrafada provenientes de água subterrânea em Ribeirão Preto, SP, Brasil

Esses resultados são consistentes com os estudos de Zhou et al. (2021) e Praveena et al. (2022), que indicam predominância de MPs na faixa de 100 a 300 μm em água engarrafada. Do ponto de vista toxicológico, partículas maiores que 150 μm tendem a ser excretadas pelas fezes, enquanto partículas menores podem atravessar a barreira epitelial gastrointestinal aumentando o potencial de interação com tecidos biológicos (Kannan e Vimalkumar 2021).

Em relação à morfologia e às cores, observou-se predominância das fibras transparentes, seguidas por fragmentos transparentes e, em menor proporção, fragmentos pretos (Figura 25). Essa prevalência sugere contribuição de fontes associadas à liberação de fibras sintéticas durante as etapas de processamento, envase e manuseio, além da deposição atmosférica (Kankanige e Babel 2020). Fibras sintéticas podem se soltar de roupas de operários ou de materiais utilizados em processos de filtragem e limpeza industrial (Zhou et al. 2021).

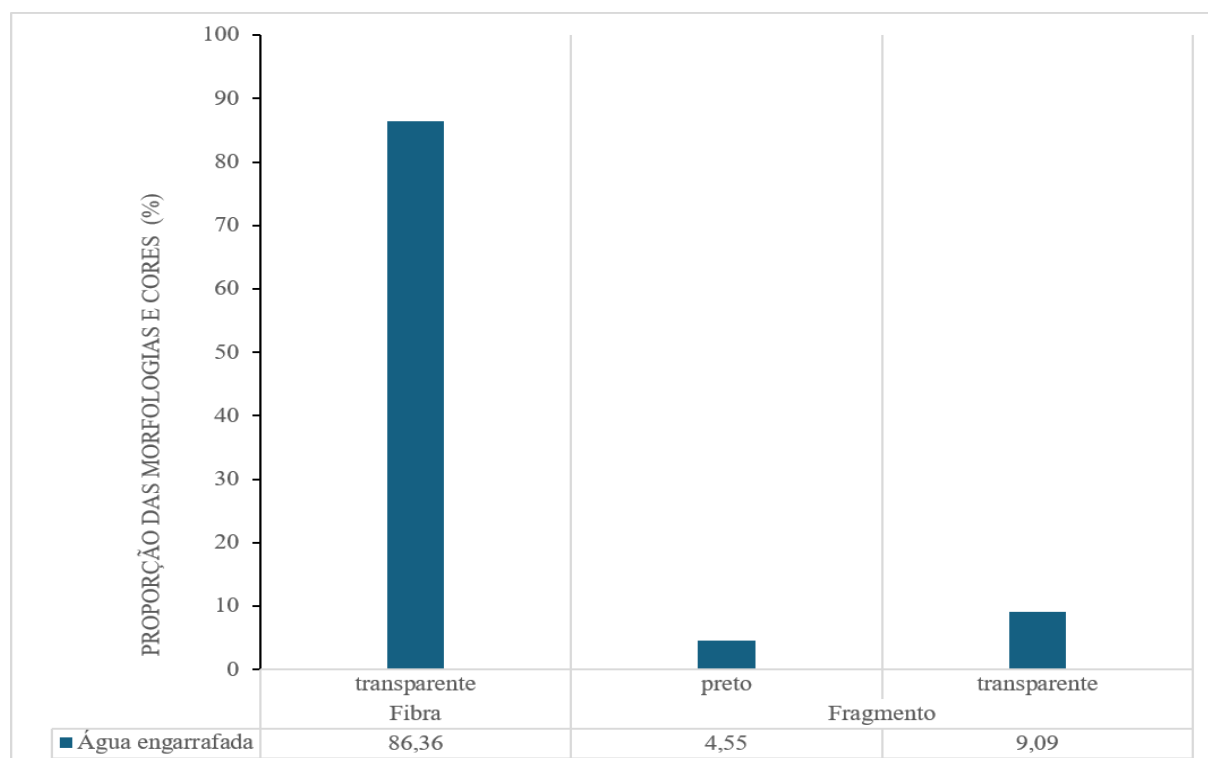


Figura 25 - Distribuição morfológica e das cores de microplásticos isolados em amostras de água subterrâneas engarrafada. As barras representam a abundância relativa (%) de subcategorias específicas de cores dentro das morfologias de fibras e fragmentos. A matriz de dados numéricos correspondente está integrada abaixo para garantir a legibilidade dos valores em diferentes escalas.

A contaminação por MPs pode ocorrer tanto na fonte da água quanto ao longo dos processos industriais de fabricação das embalagens e do envase. Durante as etapas de moldagem e injeção, podem ser geradas partículas associadas às imperfeições internas na embalagem,

sulcos e porosidade das tampas, além de resíduos de materiais que permanecem aderidos às superfícies (Patil e Bafana 2024). Adicionalmente, Weisser et al. (2021) identificaram o processo de envase e fechamento das garrafas como uma das principais fontes de contaminação por MPs em água engarrafada.

4.3.2 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DOS MICROPLÁSTICOS

Para análise da composição química foram selecionadas para análise, partículas aleatórias de cada categoria de amostra (n=15), cujos resultados estão apresentados na Figura 26. Os polímeros identificados nas amostras de água dos poços tubulares foram polipropileno (PP; 47%), polietileno tereftalato (PET; 33%) e polietileno (PE; 20%). Esses polímeros são amplamente produzidos mundialmente e, conseqüentemente, apresentam grande ocorrência em ambientes naturais (Geyer et al. 2017; Rani-Borges et al. 2024).

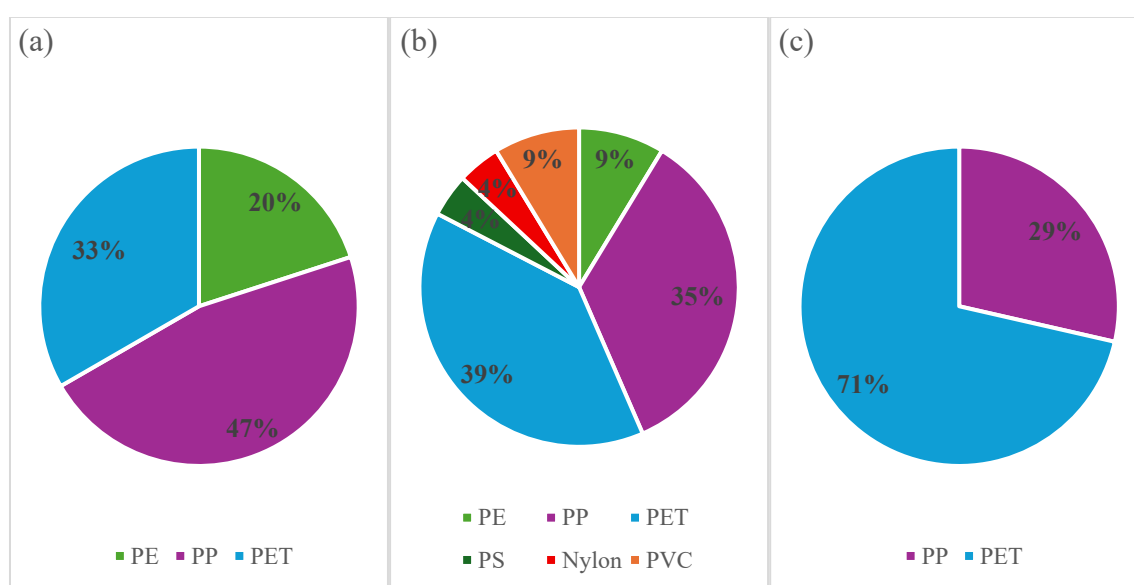


Figura 26 - Composição polimérica das partículas de microplásticos encontrados nas amostras de água dos poços tubulares (a), bebedouros públicos (b) e água engarrafada (C)

Um estudo de revisão conduzido por Lee et al. (2024) apontou que esses polímeros estão entre os mais frequentemente reportados em estudos sobre MPs em águas subterrâneas em escala global. As principais fontes associadas à presença de MPs nesse ambiente incluem a migração das partículas presentes no solo, decorrente da lixiviação de resíduos sólidos, efluentes de esgoto e outras atividades antrópicas relacionadas ao uso e descarte de plásticos (Khant e Kim 2022). A presença de MPs de PP, PET e PE em águas subterrâneas evidencia a

vulnerabilidade dos sistemas aquíferos à entrada de contaminantes de origem antrópica, uma vez que essas partículas podem infiltrar-se através do solo e atingir diferentes profundidades no sistema aquífero (Samandra et al. 2022). Ademais, a presença do PP pode estar associada à degradação de materiais plásticos utilizados na infraestrutura dos poços, como tubulações e componentes internos, que podem liberar micropartículas diretamente na zona de captação.

As amostras de água dos bebedouros apresentaram os mesmos tipos de MPs identificados na água dos poços, além da ocorrência de outros polímeros, como o poliestireno (PS), nylon e policloreto de vinila (PVC). A diversidade dos tipos de MPs detectados pode refletir diferentes composições internas dos bebedouros, incluindo desgastes físicos e químicos dos materiais, além da possível contaminação ambiental na fonte fornecedora de água. O envelhecimento e a degradação de materiais plásticos utilizados em tubulações e componentes dos bebedouros, especialmente PE e PVC, favorecem a formação de fissuras e descamação, facilitando a liberação de MPs. Esse processo tende a ser mais intenso em tubulações de menor diâmetro, o que sugere maior potencial de exposição à ingestão de MPs para consumidores localizados nas extremidades da rede de distribuição, onde esse tipo de tubulação é mais comum (Świetlik e Magnucka 2025). A liberação contínua desses contaminantes é um risco potencial para a qualidade da água potável e destaca a importância do monitoramento e a integridade dos materiais utilizados em sistemas de distribuição. Nesse contexto, o desgaste de componentes plásticos configura-se como uma fonte relevante de MPs em bebedouros públicos, destacando a necessidade de estratégias para mitigar essa forma de contaminação emergente.

Nas amostras de água engarrafada foram identificadas partículas compostas por PET e PP, que correspondem aos mesmos tipos de materiais utilizados na fabricação das garrafas e de suas tampas. A ocorrência desses polímeros, amplamente utilizados em embalagens e sistemas de acondicionamento, indicam que as principais fontes de MPs podem estar diretamente associadas aos materiais empregados na cadeia produtiva. De modo geral, os resultados evidenciam que a composição polimérica dos MPs pode estar relacionada tanto à liberação de partículas das próprias embalagens, quanto aos processos envolvidos durante o envase (Kankanige e Babel 2020). Além disso, fatores como qualidade do material da embalagem, condições de armazenamento e manipulação, incluindo estresse mecânico, exposição à radiação UV e envelhecimento podem influenciar a quantidade e o tipo de MPs liberados (Praveena et al. 2022) (Muhib et al. 2023). De forma complementar, não se pode descartar a contribuição da água de origem, uma vez que se trata de água subterrânea, a qual pode estar sujeita à entrada de contaminantes. Assim, os resultados reforçam a necessidade de monitoramento contínuo e

de avaliação dos riscos associados ao consumo de água engarrafada contendo MPs pela população.

4.3.3 AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO E À SAÚDE BASEADA NA ESTIMATIVA DA INGESTÃO DIÁRIA DE PLÁSTICO

A avaliação dos índices de carga de poluição (PLI), risco dos polímeros (H), risco da poluição e a estimativa da ingestão diária de plástico (EDI_q) foi realizada com base na metodologia descrita no Capítulo I (itens 2.2 a 2.6) dessa tese. Para o cálculo do PLI, H e PRI foram levadas em consideração as médias dos valores encontrados na abundância das partículas (partículas/L) e na composição polimérica das águas subterrâneas coletadas nos PO 1,2,3,4,5 e 6.

Os resultados revelaram que PLI foi classificado na categoria de risco de IV (39,66), o mais elevado da categoria. Esse resultado está compatível com a revisão sistemática do Capítulo I, que identificou que 69% dos locais estudados no mundo também apresentam níveis elevados de poluição (Categoria IV). O índice de risco polimérico foi enquadrado na categoria de risco baixo I (3,99). Este resultado é significativamente menor do que a média global encontrada na revisão, onde 40% dos dados analisados foram classificados na Categoria IV (Alto Risco/Perigo) devido à presença de polímeros altamente tóxicos. O baixo risco polimérico deve-se à predominância de polímeros como PP (pontuação 1), PET (pontuação 4) e PE (pontuação 11) nas amostras de Ribeirão Preto. Diferente de outras regiões do mundo que registram PVC (10001) ou Poliuretano (13844), os materiais encontrados no SAG possuem baixa periculosidade intrínseca baseada em seus monômeros. O PRI foi classificado como de risco médio (158,23), sendo considerado moderado quando comparado ao cenário mundial, onde 86% dos locais avaliados apresentaram risco extremo (PRI > 1200). O risco é impulsionado pela abundância (PLI alto), mas o impacto ecológico e à saúde é parcialmente reduzido pela natureza dos materiais, que são menos perigosos que os polímeros encontrados em hotspots industriais globais.

A exposição humana aos MPs por meio da ingestão de água tem sido considerada uma das principais vias de contato com esse contaminante emergente (Al-Mansoori et al. 2025). Com base na estimativa da ingestão oral diária de MPs (EDI_q) a partir do consumo de água dos poços tubulares (PO 1 a PO 6), bebedouros (BP 1 a BP 3) e água envasada, verificou-se que os maiores valores ocorrem para crianças, variando entre 0,07 e 2,04 partículas/kg/dia, enquanto para adultos os valores variaram de 0,02 a 0,53 partículas/kg/dia (Tabela 5). Entre os diferentes

tipos de amostras, as maiores estimativas de ingestão foram observadas para o BP 2. Essas diferenças refletem diretamente a variabilidade na abundância de MPs observada entre os tipos de amostras. De acordo com Enyoh et al. (2022), valores de EDIq superiores a 1 indicam alta ingestão de MPs, enquanto valores inferiores a 1 correspondem aos níveis mais baixos de ingestão.

Tabela 5- Estimativa da ingestão oral diária de microplásticos para adultos e crianças com base na abundância de microplásticos presentes nas amostras de água subterrânea (PO 1 a PO 6), bebedouros públicos (BP 1 a BP 3) e água engarrafada (AE)

Amostras	(Abundância - MPs/L)	EDIq (adultos) partículas/kg-dia	EDIq (crianças) partículas/kg-dia
PO 1	0,89	0,03	0,11
PO 2	2,52	0,08	0,30
PO 3	3,19	0,10	0,38
PO 4	2,28	0,07	0,27
PO 5	0,61	0,02	0,07
PO 6	0,84	0,03	0,10
BP 1	15,00	0,47	1,80
BP 2	17,00	0,53	2,04
BP 3	4,67	0,15	0,56
AE	0,67	0,02	0,08

A exposição humana a MPs também varia de acordo com a faixa etária, sendo as crianças mais suscetíveis devido ao menor peso corporal e à maior ingestão proporcional de água. Um estudo realizado por Kashfi et al. (2022), no Irã, demonstrou que as maiores taxas de exposição aos MPs ocorrem por ingestão e inalação, onde bebês de até um ano inalam de 3,03 a 8,37 MPs/kg/dia e ingerem de 0,33 a 0,91 MPs/kg/dia. De forma consistente, nossos resultados indicam que, para um mesmo cenário de exposição, as taxas médias de ingestão são aproximadamente quatro vezes maiores em crianças do que em adultos.

A predominância de partículas de MPs menores que 100 µm e morfologia fibrosa observada neste estudo sugere maior mobilidade em meios porosos e, do ponto de vista biológico, maior potencial de interação com tecidos vivos. Evidências indicam que partículas nessa faixa de tamanho podem atravessar o epitélio intestinal, aumentando a permeabilidade e contribuindo para respostas inflamatórias e estresse oxidativo (Yan et al. 2022). Os MPs têm sido associado a indução de estresse oxidativo nas células, podendo levar à peroxidação lipídica, danos celulares e alterações metabólicas (Kumar et al. 2023; Liu e Zheng 2025).

Adicionalmente, a composição polimérica identificada, com predominância de PP, PET e PE, reforça a influência de fontes antrópicas relacionadas à cadeia de produção e distribuição da água. Esses materiais podem atuar como vetores de substâncias químicas, incluindo aditivos e contaminantes ambientais adsorvidos, além de microrganismos potencialmente patogênicos (Hahladakis et al. 2018; Yu et al. 2019; Campanale et al. 2020). Nesse contexto, os MPs devem ser compreendidos como agentes de exposição múltipla, conforme o conceito de “nexo de exposição tripla”, que envolve simultaneamente os efeitos físicos das partículas, os compostos químicos associados e os poluentes adsorvidos em suas superfícies (Alijagic et al. 2024). No entanto, é importante destacar que a estimativa de ingestão (EDI_q) representa um indicador de exposição potencial e não uma medida direta de risco toxicológico. Atualmente, não existem valores de referência estabelecidos para doses seguras de MPs em humanos, o que limita a avaliação quantitativa dos riscos à saúde. Além disso, a toxicidade dos MPs depende de múltiplos fatores, incluindo tamanho, forma, composição química e interações com outros contaminantes, tornando a avaliação de risco um desafio complexo (Tang et al., 2024).

Os valores de ingestão observados neste estudo são comparáveis aos reportados em diferentes regiões do mundo, indicando que a exposição humana aos MPs por meio da água potável já ocorre globalmente, embora apresente variações associadas a fatores ambientais, metodológicos e de uso do solo. Dessa forma, os resultados deste trabalho evidenciam que a avaliação de risco associada aos MPs deve ir além da quantificação da exposição, incorporando abordagens integradas que considerem as propriedades físicas e químicas das partículas e seus mecanismos de interação com sistemas biológicos.

Em conjunto, esses achados reforçam que, embora os riscos à saúde humana ainda não estejam completamente estabelecidos, a ocorrência de MPs em águas destinadas ao consumo humano representa uma preocupação emergente, especialmente para populações mais vulneráveis, como crianças, destacando-se a necessidade de monitoramento contínuo e desenvolvimento de estratégias regulatórias baseadas em evidências científicas.

4.4 CONCLUSÕES

O presente estudo evidenciou a ocorrência de MPs em águas subterrâneas associadas ao Sistema Aquífero Guarani, incluindo água proveniente de poços, bebedouros públicos e água engarrafada. A predominância de partículas pequenas e no formato de fibras indica transporte eficiente em meios porosos e ao longo de fraturas, evidenciando a vulnerabilidade dos sistemas aquíferos à contaminação antrópica. As variações na abundância e na composição entre os

pontos de amostragem sugerem a influência combinada de condições hidrogeológicas, uso e ocupação do solo e fontes relacionadas à infraestrutura. Os valores estimados de ingestão de MPs revelaram que as crianças são o grupo mais vulnerável à exposição a esses contaminantes. Embora os riscos ecológicos e à saúde ainda não estejam completamente estabelecidos, os resultados reforçam a necessidade de implementação de estratégias eficazes de proteção, incluindo o monitoramento contínuo da presença de MPs na água subterrânea, a fim de aprimorar a compreensão dos processos de transporte desses contaminantes em sistemas aquíferos. Compreender os processos e a dinâmica dos MPs nesses ambientes é fundamental para assegurar o abastecimento de água potável tanto para as populações atuais quanto para as futuras gerações.

REFERÊNCIAS

- Acarer, S. 2023. Abundance and characteristics of microplastics in drinking water treatment plants, distribution systems, water from refill kiosks, tap waters and bottled waters. *Science of The Total Environment* 884: 163866, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163866>.
- Al-Mansoori, M., S. Harrad, e M. A.-E. Abdallah. 2025. MPs in drinking water and beverages: Concentrations, characteristics and implications for human exposure. *Emerging Contaminants* 11, no 4: 100552, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.emcon.2025.100552>.
- Albuquerque Filho, J. L., A. M. CARVALHO, M. C. BARBOSA, P. IKEMATSU, C. G. L. FREITAS, A. MONTEIRO, M. IRITANI, M. M. N. PRESSINOTTI, T. ROCHA, e M. P. M. SILVA. 2011. Subsídios ao Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da área de afloramento do Sistema Aquífero Guarani no Estado de São Paulo. São Paulo: IPT, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo/CPLA, Coordenadoria de Planejamento Ambiental.(Publ. IPT 3012). 102p.
- Alijagic, A., D. Suljević, M. Fočak, J. Sulejmanović, E. Šehović, E. Särndahl, e M. Engwall. 2024. The triple exposure nexus of microplastic particles, plastic-associated chemicals, and environmental pollutants from a human health perspective. *Environment International* 188: 108736, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108736>.
- ANA, N. W. and S. A. 2021. Uses of water. ANA, 2021, <https://relatorio-conjuntura-ana-2021.webflow.io/capitulos/usos-da-agua>.
- Borghetti, N. R. B., J. R. Borghetti, e E. F. da Rosa Filho. 2011. A integração das águas: revelando o verdadeiro aquífero Guarani.
- Browne, M. A., P. Crump, S. J. Niven, E. Teuten, A. Tonkin, T. Galloway, e R. Thompson. 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology* 45, no 21: 9175–79, <https://doi.org/10.1021/es201811s>.
- Burri, N. M., R. Weatherl, C. Moeck, e M. Schirmer. 2019. A review of threats to groundwater quality in the anthropocene. *Science of The Total Environment* 684: 136–54, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.236>.
- Campanale, C., I. Savino, I. Pojar, C. Massarelli, e V. F. Uricchio. 2020. A practical overview of methodologies for sampling and analysis of microplastics in riverine environments. *Sustainability* 12, no 17: 6755, <https://doi.org/10.3390/su12176755>.
- CETESB. Environmental Company of the State of São Paulo. 2022. Groundwater Quality in the State of São Paulo 2019–2021, <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/publicacoes-e-relatorios/>.
- CONCEIÇÃO, F. T., R. Cunha, D. de Souza SARDINHA, A. D. G. de SOUZA, e O. Sinelli. 2009. Hidrogeoquímica do aquífero guarani na área urbana de ribeirão preto (SP). *Geosciences= Geociências* 28, no 1: 65–77.
- Cusworth, S. J., W. J. Davies, M. R. McAinsh, A. S. Gregory, J. Storkey, e C. J. Stevens. 2024. Agricultural fertilisers contribute substantially to microplastic concentrations in UK soils.

Communications Earth & Environment 5, no 1: 7, <https://doi.org/10.1038/s43247-023-01172-y>.

DAEE. Department of Water and Electric Energy, S. of S. P. 2005. Mapa de águas subterrâneas do Estado de São Paulo: escala 1: 1.000. 000. DAEE-Departamento de Águas e Energia Elétrica; IG-Instituto Geológico; IPT-Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo; CPRM-Serviço Geológico do Brasil.

DATAGEO. Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo. 2025. Sistema Ambiental Paulista, 2025, <https://datageo.ambiente.sp.gov.br/>.

Dey, U., D. Raj, M. Mondal, P. Roy, A. Mukherjee, N. K. Mondal, e K. Das. 2023. Microplastics in groundwater: An overview of source, distribution, mobility constraints and potential health impacts during the anthropocene. *Groundwater for Sustainable Development* 23, no August: 101036, <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.101036>.

Enyoh, C. E., Q. Wang, W. V. Andrew, e C. Tanzin. 2022. Index models for ecological and health risks assessment of environmental micro-and nano-sized plastics. *AIMS Environmental Science* 9, no 1: 51–65, <https://doi.org/10.3934/environsci.2022004>.

Esfandiari, A., S. Abbasi, A. B. Peely, D. Mowla, M. A. Ghanbarian, P. Oleszczuk, e A. Turner. 2022. Distribution and transport of microplastics in groundwater (Shiraz aquifer, southwest Iran). *Water research* 220, julho: 118622, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118622>.

Geyer, R., J. R. Jambeck, e K. L. Law. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances* 3, no 7: 3–8, <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.

Grönwall, J., e K. Danert. 2020. Regarding Groundwater and Drinking Water Access through A Human Rights Lens: Self-Supply as A Norm. *Water* 12, no 2, <https://doi.org/10.3390/w12020419>.

Guo, Z., R. Ma, Y. Zhang, e C. Zheng. 2021. Contaminant transport in heterogeneous aquifers: A critical review of mechanisms and numerical methods of non-Fickian dispersion. *Science China Earth Sciences* 64, no 8: 1224–41, <https://doi.org/10.1007/s11430-020-9755-y>.

Hahladakis, J. N., C. A. Velis, R. Weber, E. Iacovidou, e P. Purnell. 2018. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials* 344: 179–99, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>.

He, Y.-Q., L. K. McDonough, S. M. Zainab, Z.-F. Guo, C. Chen, e Y.-Y. Xu. 2024. Microplastic accumulation in groundwater: Data-scaled insights and future research. *Water Research* 258: 121808, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121808>.

Henry, B., K. Laitala, e I. G. Klepp. 2019. Microfibres from apparel and home textiles: Prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment. *Science of The Total Environment* 652: 483–94, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.166>.

Hu, J., L. Zhang, W. Zhang, I. Muhammad, C. Yin, Y. Zhu, C. Li, e L. Zheng. 2024. Significant influence of land use types and anthropogenic activities on the distribution of microplastics in soil: A case from a typical mining-agricultural city. *Journal of Hazardous Materials* 477: 135253, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135253>.

Huang, J., H. Chen, Y. Zheng, Y. Yang, Y. Zhang, e B. Gao. 2021. Microplastic pollution in soils and groundwater: Characteristics, analytical methods and impacts. *Chemical Engineering Journal* 425, dezembro, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131870>.

Ibe, F. C., C. E. Enyoh, A. I. Opara, e B. O. Ibe. 2020. Evaluation of pollution status of groundwater resources of parts of Owerri metropolis and environs, Southeastern Nigeria, using health risk and contamination models. *International Journal of Energy and Water Resources* 4: 357–74, <https://doi.org/10.1007/s42108-020-00071-8>.

Ibeto, C. N., C. E. Enyoh, A. C. Ofomatah, O. A. Loveline, T. O. Okafocha, e V. Okanya. 2021. Microplastics pollution indices of bottled water from South Eastern Nigeria. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 103, <https://doi.org/10.1080/03067319.2021.1982926>.

Ibeto, Cynthia Nkolika, W. C. Nkechi, e N. R. Ekere. 2019. Health risks of polychlorinated biphenyls (PCBs) levels in fish and sediment from River Niger (Onitsha Axis). *Journal of Aquatic Food Product Technology* 28, no 2: 138–49, <https://doi.org/10.1080/10498850.2019.1568332>.

Iritani, Mara Akie; Ezaki, S. 2012. *As águas subterrâneas no Estado de São Paulo*. 3a. São Paulo: SMA/IG.

Iritani, M. A., e S. Ezak. 2012. *As águas subterrâneas do Estado de São Paulo*. 3a. São Paulo: : Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SMA.

Kankanige, D., e S. Babel. 2020. Science of the Total Environment Smaller-sized micro-plastics (MPs) contamination in single-use PET- bottled water in Thailand. *Science of the Total Environment* 717: 137232, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137232>.

Kannan, K., e K. Vimalkumar. 2021. A Review of Human Exposure to Microplastics and Insights Into Microplastics as Obesogens. *Frontiers in Endocrinology* Volume 12, <https://doi.org/10.3389/fendo.2021.724989>.

Khant, N. A., e H. Kim. 2022. Review of Current Issues and Management Strategies of Microplastics in Groundwater Environments. *Water* 14, no 7, <https://doi.org/10.3390/w14071020>.

Khu, S.-T., F. Li, e W. Zhao. 2025. Microplastics in drinking water distribution systems: Occurrence, environmental behavior, and human health concerns. *Environmental Pollution* 382: 126666, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126666>.

Koelmans, A. A., N. H. Mohamed Nor, E. Hermesen, M. Kooi, S. M. Mintenig, e J. De France. 2019. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research* 155: 410–22, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>.

Kumar, R., P. Sharma, e S. Bandyopadhyay. 2021. Evidence of microplastics in wetlands: Extraction and quantification in Freshwater and coastal ecosystems. *Journal of Water Process Engineering* 40: 101966, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101966>.

Kumar, V., E. Singh, S. Singh, A. Pandey, e P. C. Bhargava. 2023. Micro- and nano-plastics (MNPs) as emerging pollutant in ground water: Environmental impact, potential risks, limitations and way forward towards sustainable management. *Chemical Engineering Journal* 459: 141568, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.141568>.

Lee, J.-Y., J. Cha, K. Ha, e S. Viaroli. 2024. Microplastic pollution in groundwater: a systematic review. *Environmental Pollutants and Bioavailability* 36, no 1: 2299545, <https://doi.org/10.1080/26395940.2023.2299545>.

Liu, J., e L. Zheng. 2025. Microplastic migration and transformation pathways and exposure health risks. *Environmental Pollution* 368: 125700, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.125700>.

Liu, Z., A. U. R. Bacha, e L. Yang. 2023. Control strategies for microplastic pollution in groundwater. *Environmental Pollution* 335, no 16: 122323, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122323>.

Muhib, M. I., M. K. Uddin, M. M. Rahman, e G. Malafaia. 2023. Occurrence of microplastics in tap and bottled water, and food packaging: A narrative review on current knowledge. *Science of The Total Environment* 865: 161274, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161274>.

Oliveira, M. V. G. de, C. A. Moreira, L. G. Netto, M. M. P. Feitoza do Nascimento, e B. V. Sampaio. 2022. Geophysical and geological surveys to understand the hydrogeological behavior in an outcrop area of the Guarani Aquifer System, in Brazil. *Environmental Challenges* 6: 100448, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100448>.

Panno, S. V., W. R. Kelly, J. Scott, W. Zheng, R. E. McNeish, N. Holm, T. J. Hoellein, e E. L. Baranski. 2019. Microplastic Contamination in Karst Groundwater Systems. *Groundwater* 57, no 2: 189–96, <https://doi.org/10.1111/gwat.12862>.

Paray, B. A., J. Yu, S. Sultana, P. Banik, A.-A. U. Nur, M. R. Haque, M. M. Rahman, T. Arai, L. Yan, e M. B. Hossain. 2024. Contamination, morphological and chemical characterization, and hazard risk analyses of microplastics in drinking water sourced from groundwater in a developing nation. *Frontiers in Environmental Science* 12, <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1379311>.

Patil, S., e A. Bafana. 2024. Estimated exposure to microplastics through national and local brands of bottled water in Central India. *Environmental Monitoring and Assessment* 2019, <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12387-7>.

Pivokonský, M., L. Pivokonská, K. Novotná, L. Čermáková, e M. Klimtová. 2020. Occurrence and fate of microplastics at two different drinking water treatment plants within a river catchment. *Science of The Total Environment* 741: 140236, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140236>.

PMRP. Prefeitura Municipal de Ribeirão Preto. 2024. Plano de Saneamento Básico de Ribeirão Preto, <https://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/portal/pdf/planejamento2062202405.pdf>.

PMRP (Prefeitura Municipal de Ribeirão Preto). 2025. Secretaria de Inovação e Desenvolvimento, 2025, <https://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/portal/inovacao-desenvolvimento/conheca-ribeirao>.

Praveena, S. M., N. I. Shamsul Ariffin, e A. L. Nafisyah. 2022. Microplastics in Malaysian bottled water brands: Occurrence and potential human exposure. *Environmental Pollution* 315: 120494, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120494>.

Rani-Borges, B., M. V. N. Arena, I. N. Gomes, L. H. F. de C. Lins, L. de S. C. Cestaro, M. Pompêo, R. A. Ando, et al. 2024. More than just sweet: current insights into microplastics in honey products and a case study of *Melipona quadrifasciata* honey. *Environmental Science*, <https://doi.org/10.1039/D4EM00262H>.

Rani-Borges, B., E. Vicente, e M. Pompêo. 2022. Plásticos e microplásticos: poluição em reservatórios. In *Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos*, organizado por M. Pompêo, V. MOSCHINI-CARLOS, e J. C. LÓPEZ-DOVAL, 1–23. São Paulo: Instituto de Biociências – IB/USP Universidade de São Paulo.

Rebouças, A. da C., e L. Amore. 2002. O SISTEMA AQUÍFERO GUARANI - SAG. *Águas Subterrâneas* 16, no 1, <https://doi.org/10.14295/ras.v16i1.1306>.

Samandra, S., J. M. Johnston, J. E. Jaeger, B. Symons, S. Xie, M. Currell, A. V. Ellis, e B. O. Clarke. 2022. Microplastic contamination of an unconfined groundwater aquifer in Victoria, Australia. *Science of The Total Environment* 802: 149727, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149727>.

Sana, S. S., L. K. Dogiparthi, L. Gangadhar, A. Chakravorty, e N. Abhishek. 2020. Effects of microplastics and nanoplastics on marine environment and human health. *Environmental science and pollution research international* 27, no 36: 44743–56, <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10573-x>.

Scanlon, B. R., S. Fakhreddine, A. Rateb, I. de Graaf, J. Famiglietti, T. Gleeson, R. Q. Grafton, E. Jobbagy, S. Kebede, e S. R. Kolusu. 2023. Global water resources and the role of groundwater in a resilient water future. *Nature Reviews Earth & Environment* 4, no 2: 87–101.

Shruti, V. C., G. Kutralam-Muniasamy, F. Pérez-Guevara, P. D. Roy, e I. Elizalde-Martínez. 2022. Free, but not microplastic-free, drinking water from outdoor refill kiosks: A challenge and a wake-up call for urban management. *Environmental Pollution* 309: 119800, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119800>.

Silva, F. de P., H. K. Chang, M. R. Caetano-Chang, e O. Sinelli. 2008. Arcabouço geológico e hidrofacies do Sistema Aquífero Guarani, no município de Ribeirão Preto (SP). *Brazilian Journal of Geology* 38, no 1: 56–67.

Sinelli, O., e A. J. S. Bjornberg. 1970. Geologia e água subterrânea no município de Ribeirão Preto e adjacências.

Singh, S., e A. Bhagwat. 2022. Microplastics: A potential threat to groundwater resources. *Groundwater for Sustainable Development* 19, no July: 100852, <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100852>.

Świetlik, J., e M. Magnucka. 2025. Aging of drinking water transmission pipes during long-term operation as a potential source of nano- and microplastics. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 263: 114467, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2024.114467>.

UNESCO. 2022. The United Nations World Water Development Report 2022: groundwater: making the invisible visible, https://unesdoc.unesco.org/notice?id=p::usmarcdef_0000380721.
Valsan, G., A. K. Warriar, K. Amrutha, S. Anusree, e N. Rangel-Buitrago. 2023. Exploring the presence and distribution of microplastics in subterranean estuaries from southwest India. *Marine Pollution Bulletin* 190: 114820.

Viaroli, S., M. Lancia, e V. Re. 2022. Microplastics contamination of groundwater: Current evidence and future perspectives. A review. *Science of the Total Environment* 824: 153851, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153851>.

Vincent Henri, C., e T. Harter. 2019. Stochastic Assessment of Nonpoint Source Contamination: Joint Impact of Aquifer Heterogeneity and Well Characteristics on Management Metrics. *Water Resources Research* 55, no 8: 6773–94, <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2018WR024230>.

Wang, F., B. Wang, L. Duan, Y. Zhang, Y. Zhou, Q. Sui, D. Xu, H. Qu, e G. Yu. 2020. Occurrence and distribution of microplastics in domestic, industrial, agricultural and aquacultural wastewater sources: A case study in Changzhou, China. *Water Research* 182: 115956, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115956>.

Weisser, J., I. Beer, B. Hufnagl, T. Hofmann, H. Lohninger, N. P. Ivleva, e K. Glas. 2021. From the Well to the Bottle: Identifying Sources of Microplastics in Mineral Water. *Water* 13, no 6, <https://doi.org/10.3390/w13060841>.

Wright, S. L., R. C. Thompson, e T. S. Galloway. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution* 178: 483–92, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>.

Yan, Z., Y. Liu, T. Zhang, F. Zhang, H. Ren, e Y. Zhang. 2022. Analysis of Microplastics in Human Feces Reveals a Correlation between Fecal Microplastics and Inflammatory Bowel Disease Status. *Environmental Science & Technology* 56, no 1: 414–21, <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03924>.

Yang, L., S. Kang, X. Luo, e Z. Wang. 2024. Microplastics in drinking water: A review on methods, occurrence, sources, and potential risks assessment. *Environmental Pollution* 348: 123857, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123857>.

You, X., S. Liu, C. Dai, Y. Guo, G. Zhong, e Y. Duan. 2020. Contaminant occurrence and migration between high- and low-permeability zones in groundwater systems: A review. *Science of The Total Environment* 743: 140703, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140703>.

Zhou, X., J. Wang, H. Li, H. Zhang, Hua-Jiang, e D. L. Zhang. 2021. Microplastic pollution of bottled water in China. *Journal of Water Process Engineering* 40: 101884, <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101884>.

APÊNDICE - DADOS SUPLEMENTARES

INFORMAÇÕES ADICIONAIS SOBRE OS POÇOS TUBULARES

Tabela S 2 - Vazões e profundidades dos poços tubulares de águas subterrâneas no município de Ribeirão Preto, SP, Brasil

Nº Poço	Tipo de Formação	Vazão (m³/h)	Profundidade (m)
01	Formação Serra Geral	123	341
02	Formação Serra Geral	219	315
03	Formação Botucatu	56	223
04	Depósitos Aluvionares	157	250
05	Formação Serra Geral	198	345
06	Depósitos Aluvionares	225	258

Fonte: DATAGEO, 2025

ESPECTROS RAMAN DE AMOSTRAS REPRESENTATIVAS DOS POLÍMEROS

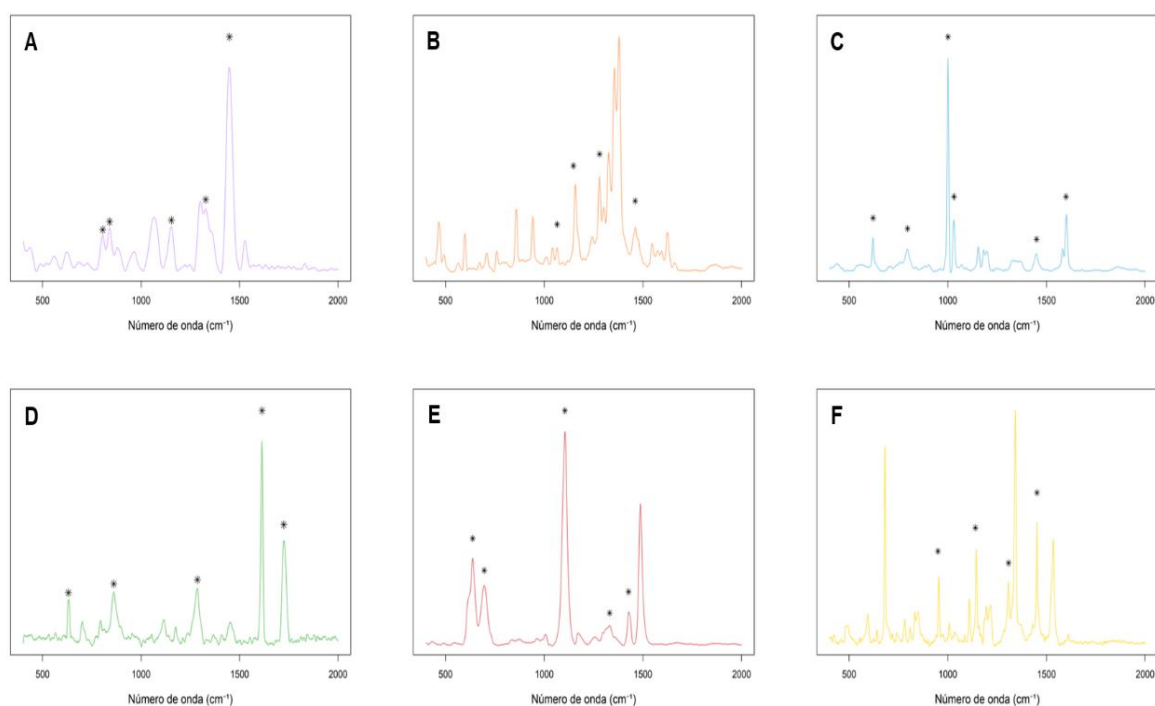


Figura S 5 - Espectros Raman de amostras representativas dos polímeros. (A) PP (polipropileno); (B) PE (polietileno); (C) PS (poliestireno); (D) PET (politereftalato de etileno); (E) PVC (policloreto de vinila); (F) Nylon (poliamida). Os asteriscos (*) indicam as bandas características utilizadas para identificação de cada polímero.

5 CONCLUSÕES GERAIS

Na pesquisa desenvolvida e apresentada na presente tese demonstrou-se, de forma integrada e multiescalar, que os microplásticos (MPs) constituem uma ameaça emergente e relevante à qualidade das águas subterrâneas destinadas ao consumo humano, com implicações diretas para a saúde pública e a conservação de recursos hídricos estratégicos, como o Sistema Aquífero Guarani (SAG).

No Capítulo I foi demonstrado, por meio de uma revisão da literatura de 34 estudos globais, que a contaminação por MPs em aquíferos utilizados para abastecimento humano apresenta elevada heterogeneidade espacial, determinada pela interação entre influências antrópicas locais, características hidrogeológicas e usos do solo. As concentrações relatadas variaram entre 0,0003 e 2103 MPs/L, com predomínio de partículas inferiores a 100 µm. Fragmentos e fibras constituíram as morfologias predominantes, enquanto polipropileno (PP), polietileno (PE) e poliestireno (PS) figuraram como os polímeros mais frequentes. A aplicação integrada dos índices de risco ecológico (PLI, H e PRI) pode ser considerada mais robusta do que avaliações baseadas apenas na abundância, revelando que 69% dos locais apresentaram elevado nível de poluição (PLI categoria IV), 40% alto risco polimérico (H categoria IV) e 86% risco extremo pelo índice PRI. A estimativa da ingestão oral máxima alcançou 140,2 partículas/kg/dia para crianças e 60,09 partículas/kg/dia para adultos, evidenciando a maior vulnerabilidade relativa em faixas etárias mais jovens.

No Capítulo II evidenciou-se a ocorrência de MPs em duas áreas de recarga do SAG (Lagoa do Saibro e Lagoa Recreio Internacional), com abundâncias médias de $20,02 \pm 7,28$ partículas/L e $7,03 \pm 0,57$ partículas/L, respectivamente. A maior concentração na Lagoa do Saibro foi associada à maior densidade populacional do entorno (4,7 vezes superior) e à presença de atividades antrópicas intensas (residências, comércios, indústrias e tráfego veicular). Em ambas as lagoas, predominaram fibras e fragmentos transparentes, de tamanhos inferiores a 100 µm e composição (PET, LDPE, PVC e POM). A localização dessas lagoas sobre áreas de alta vulnerabilidade aquífera reforça a preocupação com o potencial transporte de MPs para o SAG, comprometendo a qualidade da água subterrânea utilizada para abastecimento humano.

No Capítulo III aprofundou-se a investigação em águas subterrâneas propriamente ditas, detectando-se MPs em todos os tipos de amostras analisadas: poços tubulares (0,61 a 3,19 partículas/L), bebedouros públicos (média de 12 partículas/L) e água engarrafada (média de 0,67 partículas/L). As fibras transparentes e partículas menores que 100 µm foram

predominantes, sugerindo alta mobilidade em meios porosos e maior potencial de interação biológica. A análise polimérica revelou predominância de PP, PET e PE, indicando a forte influência antrópica e, no caso de bebedouros e água engarrafada, a possível contribuição dos próprios materiais das embalagens e sistemas de distribuição. Os valores estimados de ingestão diária (EDI_q) foram mais elevados para crianças do que para adultos, reforçando a maior suscetibilidade infantil à exposição por MPs via consumo de água.

Integrando-se os três capítulos, as principais conclusões desta tese são:

As partículas $< 100 \mu\text{m}$ e morfologia fibrosa predominaram, indicando transporte eficiente em meios porosos e maior potencial de biodisponibilidade e toxicidade. A aplicação integrada de índices de risco ecológico (PLI, H, PRI) é mais robusta do que avaliações baseadas apenas na abundância, permitindo identificar áreas críticas e hierarquizar prioridades de intervenção. As crianças constituem o grupo mais vulnerável à exposição por MPs, com ingestão estimada até quatro vezes superior à de adultos por quilograma de peso corporal.

O Sistema Aquífero Guarani, especialmente suas áreas de recarga em zonas urbanas, encontra-se vulnerável à contaminação por MPs, o que demanda ações imediatas de monitoramento, proteção e gestão. Os sistemas de tratamento e distribuição de água, incluindo bebedouros públicos e redes de tubulação, podem atuar tanto como barreiras quanto como fontes secundárias de MPs, devido ao desgaste de materiais poliméricos.

A ausência de valores de referência seguros para a maioria dos polímeros e a diversidade de características dos MPs dificultam avaliações toxicológicas conclusivas, mas os resultados reforçam a urgência de diretrizes para monitoramento em aquíferos de abastecimento e de políticas públicas preventivas.

Por fim, acredita-se que esta tese contribuirá para o avanço do conhecimento sobre a ocorrência, o transporte e os riscos associados aos MPs em águas subterrâneas, fornecendo subsídios científicos para ações de gestores ambientais, formuladores de políticas públicas e pesquisadores. A continuidade dos estudos, com ênfase na padronização metodológica, na ampliação da escala espacial das investigações e na avaliação dos efeitos toxicológicos crônicos da exposição humana a MPs, será fundamental para assegurar a proteção dos recursos hídricos subterrâneos e a saúde das populações que deles dependem, agora e no futuro.

Para pesquisa futuras, recomenda-se uma verificação mais aprofundada dos poços tubulares os quais foram objeto de estudo nessa tese, especialmente em relação à proteção sanitária e estrutural. Nesse sentido, propõe-se a realização de uma filmagem interna da estrutura dos poços para identificação de possíveis rupturas nas tubulações de revestimento e nos filtros, bem como análises isotópicas de microplásticos presentes nas amostras de água,

com o intuito de rastrear possíveis fontes e vias de contaminação do aquífero. Adicionalmente, sugere-se a ampliação da amostragem, contemplando um maior número de poços em outras áreas do Sistema Aquífero Guaraní (SAG).