

Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Química
Programa de Pós-Graduação e Química

Tese de Doutorado

**Distribuição espaçotemporal, abundância e caracterização de
microplásticos em águas superficiais do Lago Guaíba**

Crislaine Fabiana Bertoldi

Porto Alegre, fevereiro de 2022.

Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Química
Programa de Pós-Graduação e Química

Crislaine Fabiana Bertoldi

**Distribuição espaçotemporal, abundância e caracterização de
microplásticos em águas superficiais do Lago Guaíba**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Química da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do grau de doutora em Química.

Prof^a. Dr^a. Andreia Neves Fernandes
Orientadora

Porto Alegre, fevereiro de 2022.

CIP - Catalogação na Publicação

Bertoldi, Crislaine Fabiana
Distribuição espaçotemporal, abundância e
caracterização de microplásticos em águas superficiais
do Lago Guaíba / Crislaine Fabiana Bertoldi. -- 2022.
177 f.
Orientador: Andreia Neves Fernandes.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio
Grande do Sul, Instituto de Química, Programa de
Pós-Graduação em Química, Porto Alegre, BR-RS, 2022.

1. Microplásticos. 2. Água doce. 3. Distribuição.
4. Polímeros. I. Fernandes, Andreia Neves, orient.
II. Título.

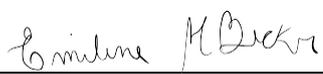
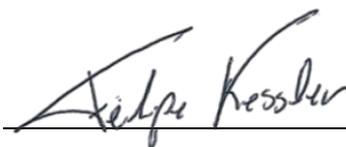
Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFRGS com os
dados fornecidos pelo(a) autor(a).

A presente tese foi realizada inteiramente pela autora, exceto as colaborações as quais serão devidamente citadas nos agradecimentos, no período entre Agosto/2017 e Fevereiro/2022, no Instituto de Química da Universidade Federal do Rio Grande do Sul sob Orientação da Professora Andreia Neves Fernandes. A tese foi julgada adequada para a obtenção do título de Doutora em Química pela seguinte banca examinadora:

Comissão Examinadora:



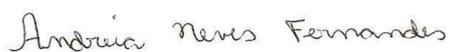
Prof. Dr. Marco Tadeu Grassi



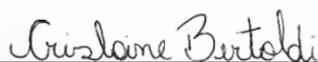
Prof^a. Dr^a. Emilene Mendes Becker



Prof^a. Dr^a. Carla Sirtori



Prof^a. Dr^a. Andreia Neves Fernandes



Crislaine Fabiana Bertoldi

*Dedico este trabalho em prol da conscientização à proteção dos nossos
ecossistemas.*

Agradecimentos

O meu maior agradecimento vai aos meus pais e a minha família, pois mesmo com a distância, sempre acreditaram no meu trabalho e vibraram a cada conquista.

Sou grata a todas as pessoas que me auxiliam e me acompanharam durante o período de desenvolvimento desta pesquisa, pois nunca estamos sozinhos na jornada e foi por isso que este trabalho conseguiu ser executado com tanto êxito. Agradeço em especial àqueles que confiaram a mim sua amizade, tempo e carinho, artifícios tão importantes no período tempestuoso vivido durante os últimos 2 anos de pandemia. Assim, agradeço em especial aos meus amigos do LAPACE: Larissa, Chrys, Raimara, Fernanda Mizushima, Fernanda Martins, Leonardo, Pedro e Nortom. Agradeço também aos pesquisadores e colegas de pesquisa que contribuíram de forma essencial para o aprimoramento deste trabalho e para a publicação do primeiro artigo, a eles professora Ruth e Matheus.

Sou extremamente grata a minha orientadora, conselheira e amiga destes últimos anos, professora Andreia. Agradeço a ela, pois desde o início nunca poupou esforços para que esta pesquisa pudesse ser realizada além de sempre acreditar no meu potencial e incentivar meu espírito de pesquisadora. A ela sempre serei grata por ter me aceitado no LAPACE e por termos desenvolvido este trabalho, o qual sou muito afortunada em ter participado.

Agradeço imensamente ao Marco Polo, meu companheiro, namorado e amigo, que além de sempre me incentivar na pesquisa e ajudar na divulgação, nos auxiliou muito na execução das nossas campanhas de amostragens. Além disso, agradeço por seu humor, ininterruptamente aguçado e atento, com uma piada para toda a situação, deixando minha jornada sempre mais leve e alegre.

Agradeço muito aos professores que avaliaram minha qualificação em 2019, os professores Juliana, Marco e Adriano, os quais nos auxiliaram a aprimorar diversos aspectos desta pesquisa. Também agradeço ao Fábio, dono do barco onde realizamos as coletas, pois foram muitos dias e muitas horas compartilhando amizade e esforços para que as coletas fossem realizadas com triunfo.

Agradeço em especial ao querido professor Walter, mais conhecido como Capi, que com muita paciência, dedicou inúmeras horas de seu tempo e compartilhou muito do seu conhecimento sobre polímeros e contribuiu imensamente em diversas discussões desta pesquisa.

Agradeço a toda equipe do Laboratório Multiusuário de Análise Térmica (LAMAT) da UFRGS, em especial ao técnico Júlio que me auxiliou muito durante o período de pandemia para que eu conseguisse acesso ao equipamento de FTIR, extremamente essencial ao meu trabalho. Além disso, agradeço as diversas ideias e contribuições na organização dos meus dados e amostras.

Agradeço também as seguintes instituições pelo suporte financeiro: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e ao Instituto Nacional de Ciências e Tecnologias Analíticas Avançadas (INCTAA). Sou grata por ter conhecido, aprendido e trocado muito conhecimento com os pesquisadores do grupo do INCTAA, sempre com ótimas contribuições sobre a pesquisa de microplásticos.

Por fim, gostaria de agradecer a todas as pessoas que acreditaram neste trabalho, do qual tenho muito orgulho, e que me ajudaram a divulgar em diversos meios de comunicações externos à universidade, momento este que foi de extremo êxtase, pois meu desejo sempre foi divulgar para a sociedade este projeto. Sou muito grata e feliz por ter tido e criado oportunidades juntamente com todo o meu grupo de pesquisa, para poder compartilhar este trabalho e os dados obtidos com aqueles que de fato precisam conhecer sobre o tema, e assim, tentarmos e lutarmos a fim de impedir e mitigar a contaminação por plásticos dos nossos ecossistemas.

“Tudo o que temos de decidir é o que fazer com o tempo que nos é dado”.

Gandalf, O Cinzento.

Lista de trabalhos produzidos durante o doutorado

Artigos publicados em primeira autoria

1. Bertoldi, C., Lara, L.Z., Gomes, A.A., Fernandes, A.N.,. Microplastic abundance quantification via a computer-vision-based chemometrics-assisted approach. **Microchem. J.** 160, 105690. (2021). <https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.105690>
2. Bertoldi, C., Lara, L.Z., Mizushima, F.A.D.L., Martins, F.C.G., Battisti, M.A., Hinrichs, R., Fernandes, A.N. First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake. **Sci. Total Environ.** 759, 143503. (2020). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143503>

Artigos publicados em colaboração

1. Fernandes, A.N., Bertoldi, C., Lara, L.; Stival, J., Jéssica; Alves, N., Cabrera, P., Grassi, M. T. **J. Braz. Chem. Soc.** 00, 00, 1-24. (2022). <https://dx.doi.org/10.21577/0103-5053.20220018>
2. Lara, L. Z., Bertoldi, C., Fernandes, A. N., **Sci. Total Environ.** 796, 148983. (2021). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148983>
3. Westrup, J. L., Bertoldi, C., Cercena, R., Dal-Bó, A. G., Soares, R. M. D., Fernandes, A. N. **Colloids Surfaces A Physicochem. Eng. Asp.** 611, 125800. (2020). <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2020.125800>

Capítulo de livro

Bertoldi, C.; Lara, L.; Gomes, R. de S., Rosa, B.; Fernandes, A.N. Microplásticos em Sistema de Água Doce: Eficiência das Estações de Tratamento e Presença em Águas de Abastecimento Público

Reportagens e entrevistas

1. Microplásticos: Mares e rios contaminados. BANDTV. 2021. <https://youtu.be/SBv8orKoG5U?t=1486>
2. Microplásticos assumem “identidade divina” e estão onipresentes no meio ambiente. UFRGS Ciência, 2020. <https://www.ufrgs.br/ciencia/microplasticos-assumem-identidade-divina-e-estao-onipresentes-no-meio-ambiente/>
3. Microplásticos assumem “identidade divina” e estão onipresentes no meio ambiente. UFRGS site, 2020. <http://www.ufrgs.br/ufrgs/noticias/microplasticos-assumem-201cidentidade-divina201d-e-estao-onipresentes-no-meio-ambiente>
4. O plástico que está nas águas do Guaíba, mas não enxergamos. Jornal Correio do Povo, 2020. <https://www.correiodopovo.com.br/especial/o-plástico-que-está-nas-águas-do-guaíba-mas-não-enxergamos-1.480984>

5. Meio ambiente: poluição do Guaíba chega até o oceano. RECORD TV. 2020. URL: <https://www.recordtvrs.com.br/rio-grande-record/videos/meio-ambiente-poluicao-do-guaiba-chega-ate-o-oceano-15012021>.
6. Pesquisa sobre microplástico no Guaíba. UFRGS TV. 2020. URL: <https://www.youtube.com/watch?v=e7EA-ooD5eQ>

Participação e apresentação de trabalhos em congressos

1. Bertoldi, C.; Lara, L. Z.; Waldman, W. R.; Fernandes, A. Assessing microplastic degradation using FTIR: what it can tell and what it can whisper. **16th Brazilian Polymer Conference**. Ouro Preto, Brazil (2021). (Apresentação Oral).
2. Bertoldi, C.; Martins F. C. G.; Lara, L. Z.; Fernandes, A. N. 43^a Oxidation degree of microplastic collected from surface freshwater in the Guaíba Lake, Porto Alegre. **Reunião Anual Virtual da Sociedade Brasileira de Química (SBQ)** (2020). (Pôster)
3. Lara, L. Z.; Bertoldi, C.; Alves, n. M.; Martins F. C. G.; Fernandes, A. N. Sorption characteristics of endocrine disrupting compounds (EDC) on polyamide microplastics. **43^a Reunião Anual Virtual da Sociedade Brasileira de Química (SBQ) (2020)**. (Pôster)
4. Bertoldi, C.; Mizushima F. de L., Battisti, M. A; Hinrichs, R. Fernandes, A. N. Microplastic occurrence and distribution in the Guaíba Lake, Porto Alegre, Southern Brazil. **47th World Chemistry Congress of IUPAC. Paris, France** (2019). (Apresentação Oral).
5. Bertoldi, C., Mizushima F. de L., Battisti, M. A; Fernandes, A. N. Identificação e caracterização preliminar de microplásticos em água superficial do Lago Guaíba, Porto Alegre. **XIV Latin American Symposium on Environmental Analytical Chemistry**. Bento Gonçalves, Brazil (2019). (Pôster)
6. Mizushima F. de L; Bertoldi, C.; Fernandes, A. N. Avaliação da interação entre os microplásticos polietileno e poliestireno frente ao hormônio 17 β -estradiol (E2). **XIV Latin American Symposium on Environmental Analytical Chemistry**. Bento Gonçalves, Brazil (2019). (Pôster)
7. Bertoldi, C.; Mizushima F. de L.; Fernandes, A. N. Avaliação do potencial de sorção do microplástico poliestireno frente a compostos desreguladores endócrinos. **19^o Encontro Nacional de Química analítica e 7^o Congresso Iberoamericano de Química Analítica**. Caldas Novas, Brazil (2018). (Pôster)

Sumário

1	Introdução	20
2	Objetivo e questões de investigação.....	23
3	Revisão bibliográfica	24
3.1	Produção de plásticos e geração de resíduos	24
3.2	Plásticos no meio ambiente: presença e impactos	27
3.3	Fonte, ocorrência, transporte e impactos dos microplásticos no meio ambiente.....	29
3.3.1	Geração e fonte de microplásticos	29
3.3.2	Distribuição e transporte dos microplásticos.....	33
3.3.3	Ocorrência e abundância de microplásticos	36
3.3.4	Impacto no meio ambiente.....	45
3.4	Microplásticos em matrizes aquáticas: amostragem, processamento e caracterização.....	47
3.4.1	Amostragem	47
3.4.2	Processamento das amostras	54
3.4.3	Caracterização dos microplásticos	59
4	Parte experimental	70
4.1	Área de estudo.....	70
4.2	Pontos de amostragem.....	71
4.3	Procedimento de amostragem.....	76
4.4	Controle e qualidade do processo	87
4.5	Processamento das amostras	88
4.6	Caracterização dos microplásticos.....	91
4.6.1	Caracterização física.....	91
4.6.2	Caracterização química	92
4.7	Coleta e tratamento dos dados.....	93
4.7.1	Coleta dos dados de profundidade do lago e precipitação.....	93
4.7.2	Tratamento de dados	94
5	Resultados e discussões	95
5.1	QA/QC.....	95
5.2	Análise da variância da contagem dos microplásticos.....	96

5.3	Abundância e distribuição dos microplásticos	100
5.4	Caracterização física	110
5.4.1	Forma dos microplásticos	110
5.4.2	Cor dos microplásticos.....	118
5.5	Caracterização química	124
5.5.1	Composição polimérica dos microplásticos	124
5.5.2	Oxidação dos microplásticos	126
6	Conclusão	134
7	Perspectivas	135
	Referências bibliográficas	137
	Material Suplementar	173

Lista de Figuras

Figura 1. Produção mundial de plástico por setores da indústria.....	25
Figura 2. Principais materiais plásticos consumidos no Brasil em 2019.....	26
Figura 3. Esquema ilustrativo da interação do plástico com o meio ambiente e sua relação com as mudanças climáticas.	28
Figura 4. Potenciais fontes de microplásticos no meio ambiente.....	30
Figura 5. Mapa de localização do Lago Guaíba e seus afluentes majoritários.	71
Figura 6. Mapa da localização dos pontos amostrados no Lago Guaíba com batimetria e elevação em relação ao nível do mar.	75
Figura 7. Imagem de cada ponto coletado, demonstrando os diferentes cenários de amostragens e a equipe de trabalho.	76
Figura 8. Ilustração da rede de zooplâncton empregada nas campanhas de amostragens realizadas no Lago Guaíba.....	77
Figura 9. Passo a passo do procedimento de coleta de água superficial do Lago Guaíba por meio arraste horizontal da rede de zooplâncton.....	78
Figura 10. Fluxograma do processamento das amostras de águas superficiais coletadas no Lago Guaíba.	89
Figura 11. Correlação linear de <i>Pearson</i> entre a quantidade total de microplásticos contabilizados entre as duas contagens dos 7 pontos da coleta 1.	97
Figura 12. Correlação de <i>Pearson</i> entre as duas contagens para as formas dos microplásticos contabilizados dos 6 pontos da coleta 1. O ponto 4 foi removido para a correlação das microesferas pois foi considerado um <i>outlier</i>	98
Figura 13. Correlação de <i>Pearson</i> entre as duas contagens de microplásticos em termos das cores para os 7 pontos da coleta 1.	99
Figura 14. Boxplot com curva de densidade Gama da distribuição da concentração de microplásticos em cada campanha de amostragem realizadas no Lago Guaíba.....	102
Figura 15. Relação entre a concentração de microplásticos e a chuva acumulada dos 7 dias anteriores às amostragens realizadas no Lago Guaíba. Dados de precipitação coletados na plataforma do INMET ²⁴⁰	103

Figura 16. Figura ilustrativa dos fatores com maior influência na distribuição dos microplásticos no Lago Guaíba. A barra vertical cinza representa a concentração média de microplásticos obtida para cada ponto entre todas as coletas realizadas.....	104
Figura 17. Distribuição das formas dos microplásticos por ponto de amostragem entre as 8 campanhas de coleta realizadas no Lago Guaíba.	111
Figura 18. Exemplos de microplásticos na forma de fragmentos coletados no Lago Guaíba. Magnificação no estereomicroscópio de 10x.....	112
Figura 19. Exemplos de fragmentos de microplásticos com fissuras na superfície coletados no Lago Guaíba com a) 1389 µm e b) 1000 µm de comprimento..	113
Figura 20. Exemplos de fibras encontradas nas 8 campanhas de amostragens realizadas no Lago Guaíba. Magnificação no estereomicroscópio de 10x.	115
Figura 21. Exemplos de microesferas encontradas nas 8 campanhas de amostragens realizadas no Lago Guaíba.....	116
Figura 22. Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) com índice de similaridade <i>Bray-Curtis</i> da distribuição das formas de microplásticos entre as coletas para o mesmo ponto. A similaridade é dada em função da proximidade entre os pontos no gráfico.....	117
Figura 23. Distribuição das cores dos microplásticos coletados no Lago Guaíba. As cores na figura representam as cores encontradas: branco-transparente, azul, verde, vermelho, preto e amarelo.....	119
Figura 24. Distribuição das cores dos microplásticos coletados em cada ponto entre as 8 campanhas de amostragens realizadas no lago Guaíba.	120
Figura 25. Microplástico a) azul e b) vermelho coletados no Lago Guaíba, com regiões de coloração intacta e regiões com intensa descoloração.	121
Figura 26. Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) com índice de similaridade <i>Bray-Curtis</i> da distribuição das cores dos microplásticos entre as 8 coletas para o mesmo ponto. A similaridade é dada em função da proximidade entre os pontos no gráfico.....	123
Figura 27. Polímeros identificados entre os microplásticos coletados nas 8 campanhas de amostragens realizadas no Lago guaíba.	125
Figura 28. Espectros dos polímeros PE e PP prístinos em diferentes períodos testados do processo de oxidação. A forma em vermelho destaca a posição da banda carbonila em cada espectro.....	127

Figura 29. Boxplot com curva de densidade de <i>Kernel Smooth</i> e frequência de distribuição do índice de carbonila para os microplásticos de PE e PP coletados do Lago Guaíba durante as 8 campanhas de amostragens.....	129
Figura 30. Microplásticos coletados no lago Guaíba, caracterizados como PE e PP, com diferentes índices de carbonila. A forma em vermelho destaca a posição da banda carbonila em cada espectro.....	130
Figura 31. Variação do índice de carbonila (IC) de acordo com a descoloração do microplástico de 2393 μm de comprimento.....	132

Lista de tabelas

Tabela 1. Microplásticos em ecossistemas de água doce ao redor do mundo.	38
Tabela 2. Microplásticos em águas superficiais coletados com auxílio de rede de arraste.....	50
Tabela 3. Dados de coletas de água realizadas com amostragem discreta ou com bombas.	52
Tabela 4. Separação de polímeros por diferentes soluções salinas.....	59
Tabela 5. Categorias e subcategorias recomendadas para descrever as características morfológicas dos microplásticos.	61
Tabela 6. Data e estação do ano de cada coleta realizada.	77
Tabela 7. Dados coletados para cada ponto de amostragem de água superficial do Lago Guaíba.....	80
Tabela 8. Coordenadas e horários de coleta para cada ponto amostrado entre as 8 campanhas realizadas no Lago Guaíba.....	82
Tabela 9. Concentração de microplásticos determinada em cada ponto coletado nas 8 campanhas de amostragens realizadas no Lago Guaíba, no período de 2018 a 2020.....	101
Tabela 10. Coeficiente de correlação de <i>Pearson</i> entre a precipitação e a concentração de microplásticos, e os dados de profundidade de cada ponto amostrado.....	107
Tabela 11. Comparação entre a contaminação do Lago Guaíba e a concentração de microplásticos em corpos hídricos de diferentes países.	109
Tabela 12. Percentual de microplásticos caracterizados de acordo com sua composição polimérica em cada campanha de amostragem.....	124

Símbolos e Abreviaturas

μ -FTIR – Infravermelho com transformada de *Fourier* e microscópio acoplado
BR – Borrachas de butadieno
EPS – Poliestireno expandido
EUA – Estados Unidos da América
EVA – Acetato de vinila
FTIR – ATR – Infravermelho com transformada de *Fourier* em modo de reflectância total atenuada
IC – Índice de Carbonila
INMET – Instituto Nacional de Meteorologia
HDPE – Polietileno de alta densidade
LDPE – Polietileno de baixa densidade
LLDPE – Polietileno linear de baixa densidade
nMDS – Escalonamento multidimensional não-métrico
NOAA – Administração Nacional Oceânica e Atmosférica
PA – Poliamida
PC – Policarbonato
PE – Polipropileno
PET – Polietileno tereftalato
PMA – Acrilato de metila
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
PP – Polietileno
PS – Poliestireno
PTFE – Politetrafluoretileno
PU – Poliuretano
PVA – Acetato de polivinilo
PVC – Policloreto de vinila
QA – Garantia de qualidade
QC – Controle de qualidade
SBR – Elastômero de estireno-butadieno
UV-C – Ultravioleta C
UV – Ultravioleta

Resumo

Os microplásticos são partículas de plásticos com tamanho entre 0,001 e 5 mm de comprimento e sua onipresença no meio ambiente têm ocasionado preocupação crescente, pois oferecem riscos a biota e seres humanos. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a distribuição espaçotemporal, abundância e caracterização de microplásticos em amostras de águas superficiais coletadas no Lago Guaíba, principal manancial de abastecimento de Porto Alegre. Para este fim, foram realizadas 8 campanhas amostrais durante o período de 2018 a 2020, por meio da coleta de água superficial com o auxílio de uma rede de zooplâncton (60 μm). Os microplásticos foram quantificados e caracterizados de acordo com sua cor, forma e composição polimérica. A concentração de microplásticos variou entre 2,92 e 61,22 itens m^{-3} , padrão que foi, em geral, positivamente influenciado pela densidade populacional do local, precipitação prévia às coletas e às condições hidrodinâmicas de cada ponto amostrado. A categoria de cor branco-transparente foi predominante (44%), seguida das cores azul (14%), amarelo (13%), vermelho (12%), preto (10%) e verde (7%). Para as formas, fragmento foi a forma de microplásticos majoritária, representando 88% das partículas contabilizadas, seguido de fibras com 7% e microesferas com 5%. Este perfil demonstrou que os microplásticos presentes no Lago Guaíba são predominantemente microplásticos secundários, ou seja, produzidos de forma não intencional. Os polímeros polietileno (PE) e polipropileno (PP) representaram 38% e 56% das partículas identificadas, respectivamente. O índice de carbonila (IC) calculado demonstrou que os microplásticos presentes no Lago Guaíba possuem perfil de degradação heterogêneo. Assim, os resultados obtidos evidenciaram que os microplásticos são contaminantes onipresentes no Lago Guaíba e sua presença e distribuição é sobretudo influenciada por atividades antrópicas, características hidrodinâmicas e geomorfológicas do corpo hídrico. Os resultados deste estudo servirão como base de informações para dar continuidade aos trabalhos sobre microplásticos em água doce, tema em estágio inicial no Brasil. E por fim, esta pesquisa pode impulsionar o desenvolvimento de leis antipoluição dos ecossistemas e de planos e políticas de conscientização à sociedade quanto ao uso e descarte de materiais plásticos.

Palavras-chave: microplásticos, água doce, distribuição, transporte, polímeros, degradação.

Abstract

Microplastics are plastic particles with a size between 0.001 and 5 mm in length and their ubiquity in the environment has caused increasing concern, as they pose risks to biota and human beings. In this context, the scope of this work was to assess the spatiotemporal distribution, abundance and characterization of microplastics in surface water samples collected from Lake Guaíba, the main source of water supply of Porto Alegre. To this end, 8 sampling campaigns were carried out during the period from 2018 to 2020, through the collection of surface water with the aid of a zooplankton net (60 µm). The microplastics were quantified and characterized according to their color, shape and polymeric composition. The concentration of microplastics varied between 2.92 and 61.22 items m⁻³. This was, in general, positively influenced by the population density, the precipitations prior to sampling and the hydrodynamic conditions of each sampling location. The white-transparent color category was predominant (44%), followed by blue (14%), yellow (13%), red (12%), black (10%), and green (7%). For the shapes, fragment was the majority form of microplastics, representing 88% of the particles counted, followed by fibers with 7% and microspheres with 5%. This profile shows that the microplastics present in Lake Guaíba are predominantly secondary microplastics, that is, they come from unintentional sources. Polyethylene (PE) and polypropylene (PP) represented 38% and 56% of the particles identified, respectively. The calculated carbonyl index (CI) shows that the microplastics in Lake Guaíba have a heterogeneous degradation profile. Thus, the results obtained show that microplastics are ubiquitous contaminants in Lake Guaíba and their presence and distribution is mainly influenced by human activities, hydrodynamic and geomorphological characteristics of the water body. The results of this study will serve as a baseline to continue the work on microplastics in freshwater, a topic at an early stage in Brazil. Finally, this research can drive the development of anti-pollution laws for ecosystems and plans and policies to raise awareness regarding the use and disposal of plastic materials.

Keywords: microplastic, freshwater, distribution, transport, polymer, degradation.

1 Introdução

O avanço e aperfeiçoamento da tecnologia possibilitou explorar as diversas funcionalidades dos materiais plásticos. Características como alta resistência, tanto sob condições térmicas, químicas e/ou mecânicas, flexibilidade, baixo custo de produção e leveza, tornaram os plásticos promissores para uma ampla gama de aplicações¹. De fato, o plástico revolucionou o modo de vida, entretanto, ao mesmo tempo, tornou-se um problema ambiental global, pois ao passo que a produção e consumo deste material aumenta, soluções após o término do seu ciclo de vida útil são ainda insuficientes quando comparadas ao montante gerado.

Atualmente a produção de plástico está em crescimento exponencial, pois dados demonstram aumento de 1,5 milhões de toneladas em 1950 para 368 milhões de toneladas em 2019². Assim, relata-se que já foram produzidas 3,8 bilhões de toneladas de plásticos desde a década de 50³ e que a produção atual poderá duplicar nos próximos 20 anos. No Brasil, os números também são alarmantes, o país fabricou 8,3 milhões de toneladas de materiais plásticos em 2018, o que representa 57% do montante produzido na América do Sul⁴ e possui taxa de reciclagem de aproximadamente 1,3%⁵.

A principal problemática relacionada a produção acentuada de plásticos é a geração de resíduos. No mundo, estima-se que cerca de 80% de todo o plástico produzido não teve destinação adequada⁶. Relacionado a este fato, por meio do descarte inadequado dos resíduos plásticos, calcula-se que anualmente, chegam nos ambientes aquáticos cerca de 4,8 a 12,7 milhões de toneladas deste material. Neste cenário, os rios são apontados como os principais canais de transporte de plásticos para os mares. Estudo recente, publicado por Meijer *et al.* (2021)⁷, demonstrou que 1000 rios ao redor do globo são responsáveis por 80% das emissões globais de plásticos terrestres para o oceano. Entre os rios com maior contribuição encontra-se o rio Amazonas que percorre o norte da América do Sul^{7,8}.

No meio ambiente, os plásticos podem ser degradados e fragmentados a detritos menores, sendo àqueles de comprimento entre 0,001 e 5 mm denominados microplásticos⁹⁻¹². Os microplásticos são classificados por duas

fontes distintas: primária, produzidos de forma intencional em tamanhos diminutos; secundária, produzidos de forma não intencional, resultado da fragmentação de plásticos maiores. A presença, distribuição e transporte dos microplásticos no meio ambiente pode ser influenciada por diversos fatores; entre os principais podem ser mencionados: *i*) características físicas e/ou químicas dos polímeros *ii*) fatores ambientais *iii*) localização geográfica e *iv*) características do manancial hídrico. Desta forma, é importante investigar as possíveis fontes de poluição plástica em busca de mitigar sua entrada no meio ambiente.

O primeiro estudo que reportou a presença de microplásticos no meio ambiente foi realizado por Thompson e colaboradores em 2004¹², com amostras marinhas, sendo que a partir deste estudo seminal, outras matrizes começaram a ser investigadas. Assim, microplásticos têm sido encontrados em água superficial e subterrânea, água potável, solo, sedimento, ar e em diversos organismos de diferentes espécies e hábitos alimentares^{10,13-19}. Além disso, recentemente, pesquisas apontam que os microplásticos são onipresentes no meio ambiente, uma vez que foram encontrados em regiões remotas e desabitadas do planeta, como nos Alpes Suíços²⁰ e no Platô Tibetano²¹. Outros estudos também reportaram a presença de microplásticos em órgãos humanos^{22,23}.

A problemática dos microplásticos está relacionada ao seu potencial efeito danoso tanto para o meio ambiente quanto para a biota. No meio ambiente, os microplásticos podem contribuir para o transporte de substâncias químicas, visto que possuem características que possibilitam a sorção de contaminantes em sua superfície, além disso podem liberar aditivos incorporados a eles durante seu processo de fabricação. Na biota, é reportado por inúmeros estudos que os microplásticos podem provocar efeitos físicos e toxicológicos, e também podem ser transferidos entre os níveis tróficos da cadeia alimentar^{24,25}. Deste modo, a poluição plástica é considerada um importante problema ambiental e é identificada, ao lado das mudanças climáticas, como uma questão emergente que pode afetar a diversidade biológica e também a saúde humana³. Neste contexto, os trabalhos sobre microplásticos no meio ambiente são majoritariamente realizados em ambientes marinhos, e sendo os corpos de água doce os principais vetores de microplásticos, é imperativa a realização de

pesquisas nesses ambientes. No Brasil, os estudos seguem a mesma tendência, onde os dados sobre a ocorrência de microplásticos em sistemas de água doce são escassos e possuem enfoque sobretudo na biota de ambientes marinhos.

Diante destes aspectos, e considerando a ausência de pesquisas sobre o tema no Brasil, o presente trabalho teve como objetivo determinar a distribuição espaçotemporal, abundância e caracterização de microplásticos em amostras de águas superficiais coletadas no Lago Guaíba, principal manancial de abastecimento público de Porto Alegre e região metropolitana. O Lago Guaíba é de grande interesse para investigação de microplásticos, uma vez que durante anos recebeu elevada carga de efluentes domésticos e industriais, onde estudos recentes demonstram sua contaminação por compostos orgânicos e metálicos²⁶⁻²⁸. Deste modo, embora o tratamento e coleta de esgoto e resíduos tenha melhorado, o lago ainda recebe carga poluidora²⁹. Portanto, estudar a contaminação do Lago Guaíba por microplásticos irá auxiliar em determinar os locais de maior contaminação, como e quais são os fatores que influenciam seu transporte e quais são as possíveis fontes de partículas de plástico no manancial hídrico.

2 Objetivo e questões de investigação

O objetivo central dessa pesquisa consiste em determinar e avaliar a distribuição espaçotemporal, abundância e caracterização de microplásticos em amostras de águas superficiais coletadas no Lago Guaíba.

Para alcançar o objetivo central deste trabalho de doutorado, foram elaboradas as seguintes questões de investigação:

Qual o nível de contaminação do Lago Guaíba por microplásticos? Qual é a variação espaçotemporal da concentração de microplásticos em águas superficiais coletadas no Lago Guaíba? Quais são as principais fontes de contaminação e quais são os principais fatores que afetam a presença, distribuição e transporte de microplásticos no corpo hídrico?

Quais são os fatores que contribuem para a contaminação de amostras de microplásticos durante o processamento laboratorial?

Quais são as principais limitações da caracterização visual dos microplásticos em amostras ambientais? Quais são as principais características físicas dos microplásticos presentes em amostras de águas superficiais coletadas no Lago Guaíba?

Entre os polímeros produzidos mundialmente, quais são predominantes em amostras de águas superficiais do Lago Guaíba? Por que a predominância destes materiais poliméricos na superfície da água?

Qual o potencial de fragmentação dos microplásticos identificados? Como está o perfil de degradação dos microplásticos identificados no Lago Guaíba?

Qual a contribuição do trabalho para além do conhecimento científico adquirido. Como este trabalho pode contribuir para a conscientização da sociedade quanto ao descarte e consumo consciente de materiais plásticos?

3 Revisão bibliográfica

3.1 Produção de plásticos e geração de resíduos

A matéria-prima para a fabricação dos plásticos é majoritariamente oriunda de materiais fósseis, como o petróleo. Estimativas indicam que cerca de 4 a 8% da produção mundial de petróleo é destinada para a indústria dos plásticos³⁰. Nas refinarias de petróleo, sua produção é iniciada no processo de destilação, tendo por objetivo separar o petróleo em diferentes frações. Estas frações são compostas por uma mistura de hidrocarbonetos com diferentes tamanhos e estruturas moleculares. Entre estes compostos está a nafta, material utilizado para produzir os monômeros como etileno, propileno, estireno empregados na produção dos plásticos³¹.

Devido às suas diversas características, a produção de plásticos aumenta substancialmente ano após ano². Neste sentido, como a fabricação de materiais plásticos é sobretudo dependente de recursos não renováveis, estima-se que de acordo com o ritmo atual de produção, em 2050, a indústria de plástico pode representar até 20% do consumo de petróleo no mundo³⁰. Os materiais plásticos podem ser empregados em diversos setores como construção civil, agrícola, alimentos, lazer, vestuário, telecomunicações, eletroeletrônicos, automobilísticos, médico-hospitalar, naval, espacial etc.³² (**Figura 1**). Entre eles, os setores de embalagem para alimentos e civil, somam aproximadamente 50% do consumo mundial do plástico na indústria.

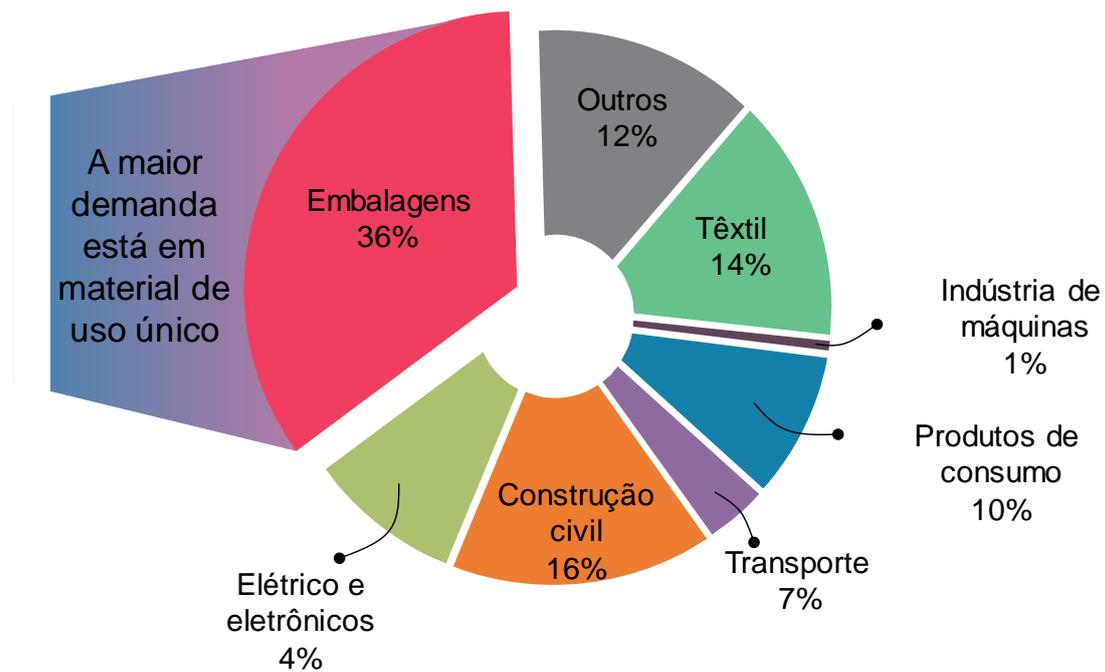


Figura 1. Produção mundial de plástico por setores da indústria.

Fonte: Adaptada de UNEP (2018)³³ e Geyer *et al.* (2017)⁶.

No Brasil, a produção de plástico cresceu cerca de 25% entre os anos de 2014 a 2018, sendo produzidas 8,3 milhões de toneladas de plástico em 2018, o que representa 57% do total produzido na América do Sul. Entre os setores com maior emprego do plástico estão os segmentos da construção civil e de embalagens para alimentos, os quais representam cerca de 43% da produção total⁴. O polietileno (PE) consiste no material plástico mais utilizado (**Figura 2**), uma vez que somando suas categorias de polietileno de alta densidade (HDPE), polietileno de baixa densidade (LDPE) e polietileno linear de baixa densidade (LLDPE), totalizam 33% de todo o consumo de polímeros no Brasil. Em seguida, tem-se o polipropileno (PP) com 21% e o policloreto de vinila (PVC) com 13,6%.

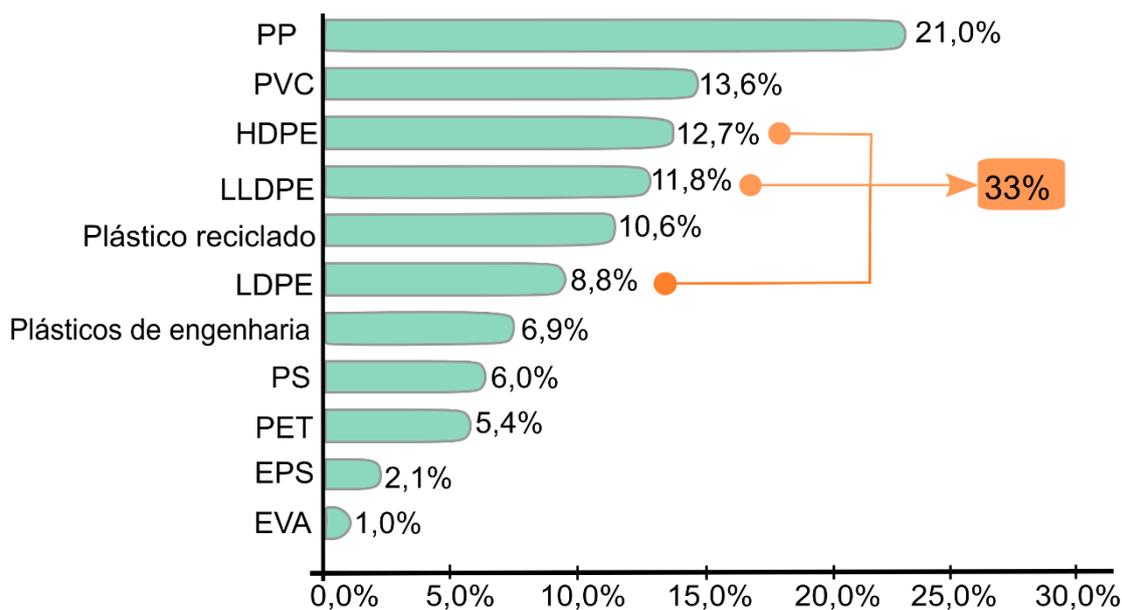


Figura 2. Principais materiais plásticos consumidos no Brasil em 2019.

Fonte: Adaptada de Abiplast (2019)⁴.

A produção e consumo elevado de materiais plásticos tem como resultado a geração de grandes quantidades de resíduos. Estudos reportam que até 2015, aproximadamente 8,3 bilhões de toneladas de resíduos plásticos foram gerados no mundo, e deste total, cerca de 9% foram reciclados, 12% foram incinerados e 79% teve destino em aterros ou nos compartimentos ambientais⁶. Entre o montante de resíduos plásticos gerados, é mencionado que os plásticos de uso único são os componentes majoritários, os quais representam cerca de um terço dos materiais plásticos produzidos mundialmente³³ e que possuem tempo de vida útil menor do que um ano⁶. Entretanto, esta geração possui velocidade maior do que o desenvolvimento e criação de infraestrutura adequada para manejar os resíduos advindos do descarte¹.

No Brasil, entre 2010 e 2019, a geração de resíduos sólidos urbanos registrou incremento de 8 milhões de toneladas, passando de 67 para 79 milhões de toneladas³⁴, onde os plásticos representam 13,5%, ou seja, 11,3 milhões de toneladas. Neste cenário, de acordo com os dados divulgados pela ABRELPE (2020)³⁴, estima-se que o brasileiro produz 1 kg de resíduo plástico por semana. Estes números, colocam o Brasil em quarto lugar no *ranking* de maiores geradores de resíduos plásticos do mundo. Portanto, frente a estes números, atenção particular é dada ao impacto da poluição por plásticos nos

compartimentos ambientais, visto que estes materiais possuem elevada resistência e estabilidade, resultando em sua persistência no meio ambiente³⁵.

3.2 Plásticos no meio ambiente: presença e impactos

A presença de materiais plásticos no meio ambiente tem impacto direto nos animais. Os primeiros estudos sobre a ingestão de plásticos por animais datam 1960, em que partículas de plásticos foram encontradas em espécies marinhas como pássaros, tartarugas, peixes e mamíferos. Atualmente mais de 1565 espécies foram identificadas pela ingestão de plásticos, dados estes que incluem estudos realizados com 1288 espécies marinhas e 277 espécies terrestres e de água doce^{3,36}.

Os plásticos podem ocasionar tanto danos físicos quanto toxicológicos aos animais³⁷. O dano físico está relacionado a ingestão e conseqüentemente morte do animal ocasionado tanto pela falsa sensação de saciedade, bem como injúrias no sistema gastrointestinal³⁸⁻⁴⁰. Ademais, a presença de materiais plásticos no meio ambiente pode levar à morte de animais devido emaranhamento e sufocamento. Outros impactos mencionados pela ingestão de plástico são, por exemplo, a diminuição da condição corporal, crescimento e desenvolvimento dos animais⁴¹. Por outro lado, o dano toxicológico está relacionado à difusão de aditivos e outros contaminantes químicos sorvidos nos materiais plásticos para o animal^{42,43}.

Portanto, a presença dos plásticos no meio ambiente é preocupante uma vez que, como representado na **Figura 3**, os plásticos possuem o potencial de interagir negativamente com espécies e ecossistemas vulneráveis. Além disso, os plásticos também contribuem para as mudanças climáticas, visto que durante sua cadeia produtiva e destinação final, há a emissão de gases que contribuem para o aquecimento global. Por exemplo, em 2015, foi reportado que a produção mundial de plástico emitiu cerca de um bilhão de toneladas de dióxido de carbono (CO₂), o que equivale a 3% das emissões globais de combustíveis fósseis⁴⁴. Além do CO₂, a incineração de materiais plásticos corrobora para a emissão de outros gases tóxicos para a atmosfera como gases de dioxinas e

furanos⁴⁵. Ademais, no meio ambiente, os plásticos são suscetíveis a formação de microplásticos e nanoplásticos, partículas com elevada mobilidade no ambiente aquático, condição que aumenta os desafios quanto a problemática da poluição plástica nos ecossistemas ambientais¹.

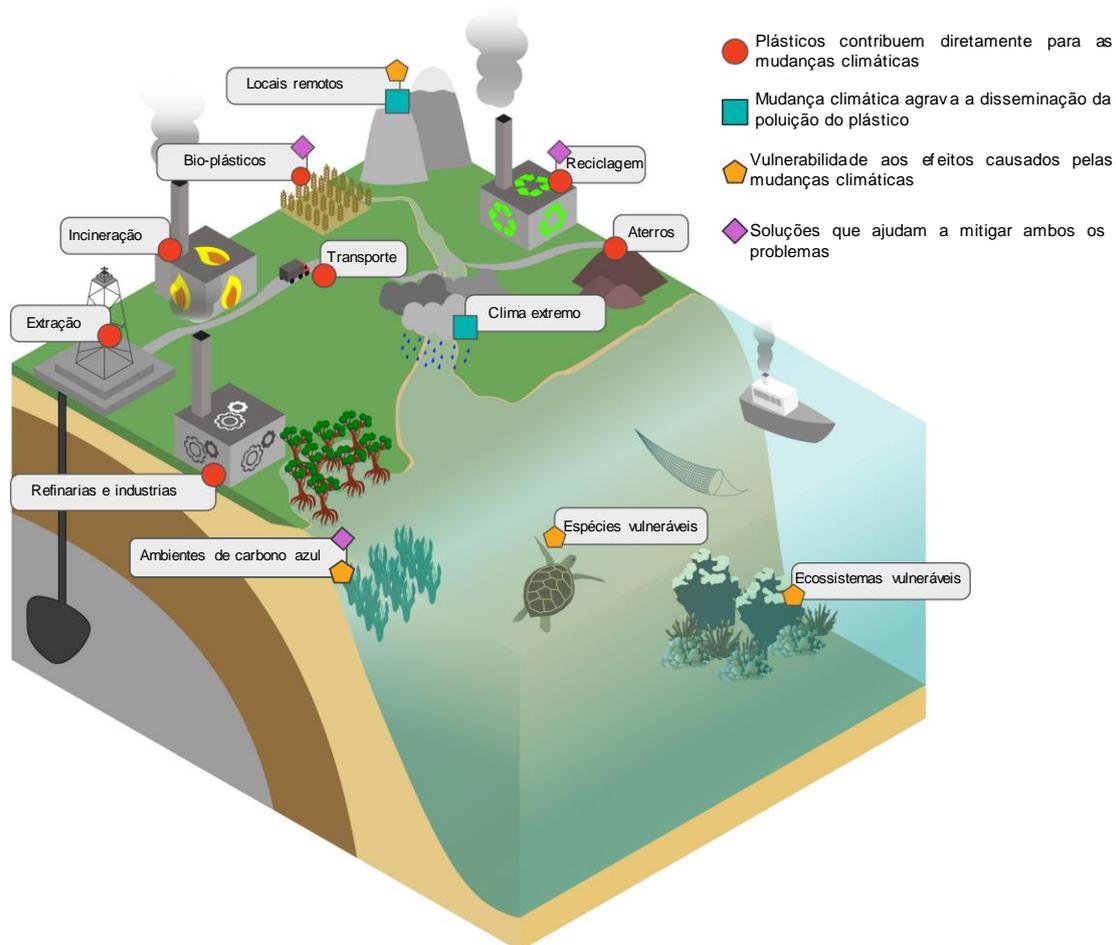


Figura 3. Esquema ilustrativo da interação do plástico com o meio ambiente e sua relação com as mudanças climáticas.

Fonte: Adaptada de Ford *et al.* (2021)⁴⁶.

3.3 Fonte, ocorrência, transporte e impactos dos microplásticos no meio ambiente

3.3.1 Geração e fonte de microplásticos

Os microplásticos podem ser divididos de acordo com sua origem, em primários e secundários. Microplásticos de origem primária são aqueles produzidos de forma intencional em tamanhos diminutos. Exemplo destes microplásticos são os pellets, produzidos pela indústria como matéria-prima comercializada para a confecção dos materiais plásticos. Neste formato, os polímeros são fabricados, no geral, em forma granular, formato que facilita seu transporte e armazenamento. Possuem tamanho entre 1 e 8 mm de comprimento e sua forma pode variar dependendo do tipo de produção^{47,48}. Esses materiais podem adentrar no meio ambiente devido a derramamentos durante a fabricação, processamento e transporte ao longo de toda a cadeia de produção de materiais plásticos (**Figura 4a**)⁴⁷. Estes apontamentos são ancorados por dados publicados pelo Reino Unido, os quais demonstraram que cerca de 105 a 1054 toneladas de microplásticos primários na forma de pellets são despejados acidentalmente no meio ambiente a cada ano⁴⁸.

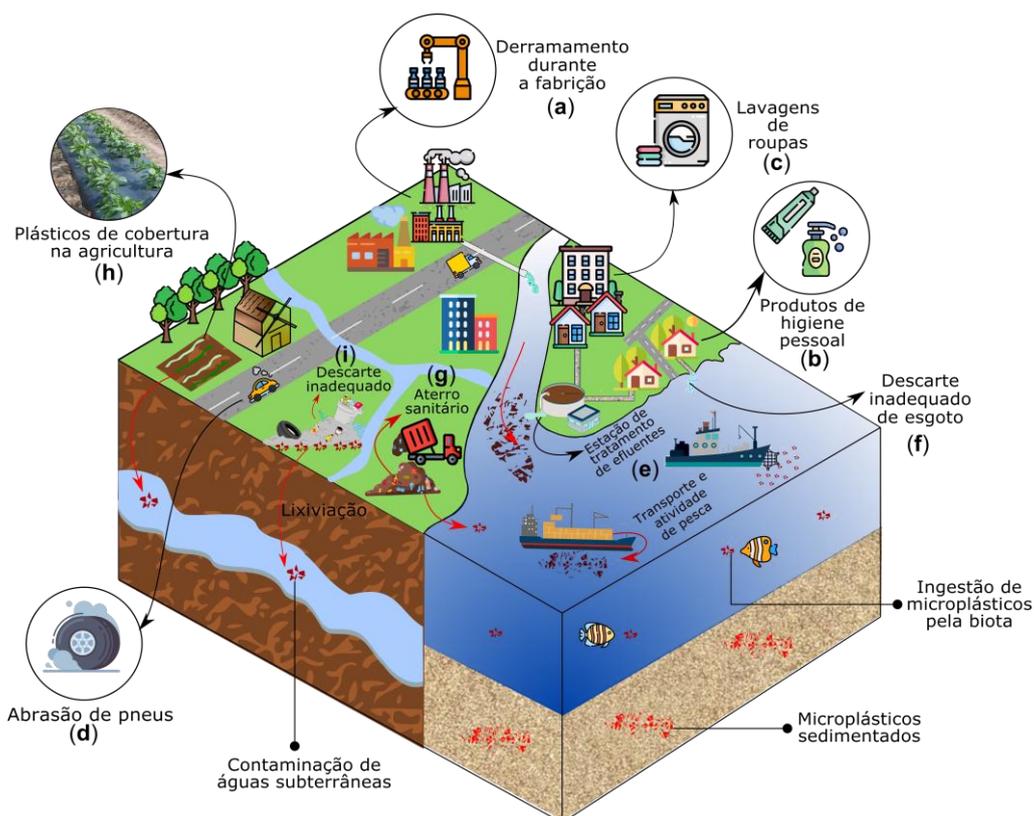


Figura 4. Potenciais fontes de microplásticos no meio ambiente.
 Fonte: Adaptada de Wu *et al.* (2019)⁴⁹ e Karkalaei *et al.* (2018)⁵⁰.

Além dos pellets, as microesferas de plástico, com tamanhos que usualmente variam entre 1 µm e 1 mm, também são consideradas microplásticos primários. Este material tem sido empregado em inúmeros produtos, exercendo distintas funções. Por exemplo, em produtos de higiene pessoal, microesferas são utilizadas em cremes esfoliantes, sabonetes e creme dental, como agentes abrasivos, controladores de viscosidade e para a criação de filmes. Essas partículas são descartadas diretamente após o seu uso, por meio do esgoto doméstico (**Figura 4b**). Outras aplicabilidades das microesferas incluem uso em produtos de limpeza e em tintas de revestimento. O glitter também é considerado microplástico primário, uma vez que são pequenos fragmentos coloridos de plástico, com ampla aplicação em vestuário e artefatos, além de serem empregados como material de adorno e adereço em atividades festivas, como por exemplo, durante o carnaval no Brasil.

Microplásticos de origem secundária caracterizam-se por produção não intencional. Estes microplásticos são originários por meio do desgaste e abrasão de materiais plásticos durante o uso e pela sua fragmentação no meio ambiente

(**Figura 4**). A fragmentação no meio ambiente pode ocorrer por vias mecânicas, químicas e/ou biológicas. Fragmentação mecânica, refere-se à redução do tamanho físico do plástico devido ao movimento e impacto das ondas, de rochas e outros fatores mecânicos com energia para ocasionar a quebra do item plástico. A fragmentação química comumente ocorre devido a exposição à radiação solar e por meio de espécies oxidativas presentes no ambiente onde o plástico se encontra. Além disso, plásticos podem ser fragmentados por meio da ação degradante de microrganismos presente no meio ambiente⁴⁸.

As fibras também são consideradas microplásticos secundários, e são sobretudo originadas pelo desgaste de roupas durante os processos de lavagens, sejam elas industriais e/ou domésticas (**Figura 4c**). As fibras chegam no meio ambiente através dos efluentes domésticos, industriais e pela drenagem das ruas⁵¹. Segundo estudo elaborado por De Falco *et al.* (2019)⁵², o número de fibras liberadas por lavagem pode variar de 640.000 a 1.500.000 unidades kg⁻¹, dependendo do tipo de roupa.

O desgaste de pneus, também contribui como fonte de microplásticos no meio ambiente, uma vez que atualmente, misturam-se borrachas naturais e sintéticas para sua produção (**Figura 4d**). As borrachas sintéticas são polímeros produzidos de produtos oriundos do petróleo, como as borrachas do elastômero de estireno-butadieno (SBR) e borrachas de butadieno (BR). De acordo com uma pesquisa elaborada por Kole *et al.* (2017)⁵³, a emissão global *per capita* de borrachas oriundas do desgaste de pneus ao meio ambiente é de aproximadamente 0,81 kg ano⁻¹. O estudo salienta que a emissão destas partículas depende de fatores como condições das estradas, qualidade e existência de sistema de esgotos. Assim, segundo os dados, estima-se que entre 5–10% destas partículas geradas chegam aos oceanos. No Brasil, estima-se que são produzidas 294.011 toneladas ano⁻¹ de microplásticos oriundas do desgaste dos pneus, resultando em 1,4 kg per capita⁻¹ ano⁻¹ ⁵³.

Outra potencial fonte de microplásticos ao meio ambiente são as estações de tratamento de esgoto (**Figura 4e**)⁵⁴. Segundo a literatura, os valores de eficiência de remoção de microplásticos das estações de tratamento de esgoto podem variar de 10,2% a 99,9%. A disparidade entre os valores de eficiência decorre particularmente devido à qualidade e pelo número de tratamentos empregados, ou seja, primário, secundário e terciário^{55–60}. Nas estações, os

microplásticos podem adentrar ao meio ambiente por duas rotas, a primeira é a liberação dos microplásticos não retidos ao final dos processos e a segunda dar-se-á por intermédio do lodo produzido. De acordo com um trabalho de revisão, que avaliou 38 estações de tratamento de esgoto em 11 países, a concentração de microplásticos no influente varia entre $0,28-3,14 \times 10^4$ itens L^{-1} , enquanto no efluente a concentração pode variar entre $0,01-2,97 \times 10^2$ itens L^{-1} e no lodo, $4,40 \times 10^3-2,40 \times 10^5$ partículas kg^{-1} ⁶¹. Estes dados evidenciam que mesmo com elevada remoção de microplásticos nas estações de tratamento de esgoto, ainda há partículas remanescentes no efluente, e assim, estas podem adentrar no meio ambiente⁶¹.

Neste contexto, apesar da liberação de microplásticos pelas estações de tratamento de esgoto, elas possuem papel fundamental para evitar que uma elevada concentração de microplásticos sejam descartadas no meio ambiente. Entretanto a taxa atual de coleta e tratamento no mundo é alarmante, onde apenas 20% do esgoto mundial é tratado. O Brasil encontra-se acima da média mundial, com 55% da população com acesso à coleta de esgoto, mas esse número demonstra que cerca de 100 milhões de pessoas ainda não possuem seu esgoto devidamente coletado⁶². Quanto ao lodo gerado nas estações, a destinação mais empregada no Brasil são os aterros sanitários. Portanto, em algumas regiões, onde não há coleta adequada, o esgoto doméstico pode ser descartado em corpos hídricos próximos as residências, contaminando os mananciais de água doce (**Figura 4f**). Isso ocorre principalmente em países com menor grau de desenvolvimento econômico. Descarte de efluentes industriais também são uma fonte potencial de microplásticos nos sistemas de água doce. Estudos demonstram que, em países onde as leis quanto ao descarte de efluentes são mais flexíveis, algumas indústrias realizam o descarte direto em rios e lagos⁶³.

Aterros sanitários também constituem em uma fonte de microplásticos para os corpos hídricos caso a proteção de isolamento não seja adequada (**Figura 4g**)⁶⁴. Os aterros são um dos maiores repositórios de resíduos plásticos e armazenam aproximadamente 21–42% dos plásticos globais gerados⁶⁵. Outra preocupação recente refere-se ao aumento da produção de resíduos plásticos gerados pela utilização de máscaras produzidas com polímero, devido a pandemia causada pelo vírus COVID-19. Estima-se que cerca de 3,5 milhões de

toneladas de máscaras foram depositadas em aterros em todo o mundo no primeiro ano, com potencial para liberar $2,3 \times 10^{21}$ partículas de microplásticos para os ambientes adjacentes, nos próximos anos⁶⁶.

Além das fontes mencionadas, microplásticos podem ser gerados devido a degradação de materiais plásticos empregados para cobertura de plantações (**Figura 4h**), uma vez que possuem baixa espessura (98 a 50 μm) e resistência mecânica^{67,68}. O polímero PE é comumente empregado como filme de cobertura em diversas culturas na agricultura. Em 2016, havia 4 milhões de toneladas de filmes plásticos agrícolas no mercado global, o valor deve aumentar a uma taxa anual de 5,6% até 2030. O uso de materiais plásticos na agricultura trouxe benefícios que proporcionaram o aumento da produção, entretanto, é apontado que seu uso também trouxe preocupações devido sobretudo a liberação de aditivos dos plásticos para o solo^{69,70}. Portanto, a poluição plástica está comumente relacionada às atividades antrópicas. Assim, uma vez descartado inadequadamente, o material plástico permanece exposto a fatores estressores, degradando-se para formar os microplásticos secundários, parcela majoritária no meio ambiente (**Figura 4i**)⁷¹⁻⁷⁴.

3.3.2 Distribuição e transporte dos microplásticos

O transporte e distribuição dos microplásticos no ambiente aquático de água doce são afetados por fatores antrópicos (atividade humana, densidade populacional e gestão de resíduos)⁷⁵⁻⁷⁷, características físicas e químicas do microplástico (tamanho, forma, densidade, cristalinidade, biodegradabilidade, resistência à oxidação e hidrofobicidade)^{78,79}, características hidrológicas (vazão de água e profundidade do corpo hídrico)⁸⁰⁻⁸² e condições meteorológicas (direções do vento, precipitação e radiação solar)⁸³⁻⁸⁵. Portanto, essas características devem ser consideradas para melhor compreender a distribuição e o transporte de microplásticos no ambiente^{72,86}.

As atividades antrópicas realizadas nas fronteiras do corpo hídrico desempenham um papel fundamental na contaminação dos corpos hídricos por microplásticos. Chen *et al.* (2020)⁸⁷ identificaram que, em ordem decrescente,

as maiores concentrações de microplásticos foram encontradas em áreas altamente industriais > comerciais/públicas/recreativas > agrícolas/industriais leves > agrícolas > e residenciais. Assim a urbanização é um fator crucial para a contaminação dos ecossistemas de água doce. Entretanto, a ausência do manejo adequado de resíduos também é um fator que corrobora para a presença de microplásticos no meio ambiente. Free *et al.* (2014)⁷⁷ demonstraram que mesmo em locais remotos, como no Lago *Hovsgol* na Mongólia, com baixa densidade populacional, pode haver elevada concentração de microplásticos. Segundo os pesquisadores, a região não possui gerenciamento de resíduos, o que contribui para a contaminação do ecossistema local por microplásticos.

As características físicas e químicas dos microplásticos também afetam diretamente o seu transporte e distribuição no meio ambiente. Desta forma, a densidade é uma característica fundamental que irá delimitar se o microplástico permanecerá na coluna d'água ou será depositado no leito do corpo hídrico. Entretanto, a decantação do microplástico não dependerá apenas da sua densidade, ou seja, outras características como forma, tamanho e formação de biofilmes na superfície influenciam no processo de sedimentação⁸⁸. Estes apontamentos foram observados no estudo realizado por Waldschläger *et al.* (2020)⁷² onde demonstraram que pellets, fibras e fragmentos possuem velocidades de decantação e flutuação significativamente diferentes. No estudo, foi observado que, fibras de PA (densidade 1,02–1,16 g cm⁻³), obtiveram velocidade de decantação de 0,39 cm s⁻¹, enquanto pellets de PVC (densidade 1,16–1,58 g cm⁻³) velocidade na ordem de aproximadamente 50 vezes maior que as fibras, de 18,4 cm s⁻¹. Este estudo demonstra que mesmo com densidades similares, a forma influencia no processo de decantação das partículas de plástico. No mesmo estudo, foi observado que partículas de poliestireno (PS) expandido, com diâmetros diferentes possuem comportamentos de sedimentação distintos, em que, quanto maior o diâmetro, maior a velocidade na decantação. Além da densidade, a formação de biofilme na superfície do microplástico pode favorecer e acelerar o processo de decantação⁸⁹. Hoellein *et al.* (2019)⁹⁰ observaram que a velocidade de deposição de pellets e fragmentos aumenta com a formação de biofilmes em sua superfície. A formação de biofilmes também pode reduzir a taxa de degradação dos microplásticos, uma

vez que a colonização de microrganismo na superfície do material reduz a quantidade de luz ultravioleta (UV) que atinge o microplástico.

Embora as características dos microplásticos possuem um papel fundamental no seu transporte no meio ambiente, as condições hidrodinâmicas e características do corpo hídrico também contribuem e influenciam nesse processo. Locais com águas lólicas favorece a dispersão e transporte dos microplásticos ao longo do compartimento aquático. Por outro lado, em locais lânticos, ou seja, com águas calmas, ocorre o favorecimento à decantação dos microplásticos^{72,88,91,92}. Em vista destes aspectos, na literatura está descrito que os microplásticos decantados estão propensos a ressuspensão por forças hidrodinâmicas. Entretanto, este processo é favorável apenas em locais de menor profundidade, pois a remobilização de sedimentos como consequência da atividade das ondas ou correntes de fundo são restritas em lagos e rios profundos⁹³.

A vazão da água é apontada por diversos autores como um fator de grande influência no transporte dos microplásticos em ambientes aquáticos. Por exemplo, estudos realizados por Tibbetts *et al.* (2018)⁹⁴ demonstraram o aumento da concentração de microplásticos em pontos de menor vazão do Rio Tames. Outros estudos também evidenciaram concentrações mais elevadas de microplásticos, em lagos, bahias e represas, onde a velocidade do corpo d'água possui decréscimo e o tempo de residência da água no local é maior^{88,90,95-97}. Geralmente, lagos e áreas de baixa vazão agem como sumidouros de microplásticos, enquanto rios e riachos servem como sistemas de transporte de microplásticos. Por exemplo, Xiong *et al.* (2019)⁹⁸ constataram que a deposição de microplásticos no rio Yangtze ocorre principalmente em locais com águas paradas devido à baixa vazão e renovação da água.

Trabalhos ao redor do globo destacam que a abundância de microplástico é positivamente relacionada com evento chuvosos, ou seja, é observado o aumento da concentração de microplásticos na água após períodos de precipitação^{99,100}. Estes eventos possuem grande influência no processo de mobilização e transporte de microplásticos, pois a água da chuva pode atuar como agente de drenagem das superfícies terrestres ou acelerar a deposição de microplásticos em suspensão no ar¹⁰¹. Também é reportado que a hidrodinâmica dos rios aumenta durante as chuvas e pode levar à ressuspensão de

microplásticos depositados nos sedimentos do corpo hídrico. Wong *et al.* (2020)¹⁰² observaram o aumento de microplásticos após períodos de precipitação nos Rios *Keelung* e *Xindian* na costa norte de Taiwan. Além disso, observaram que o aumento mais significativo da concentração de microplástico ocorreu após 24 h de precipitação, demonstrando um período de retardo para a água da chuva transferir as partículas na superfície da terra para os canais de drenagem e depois para o corpo hídrico.

3.3.3 Ocorrência e abundância de microplásticos

Compreender a contaminação dos sistemas de água doce por microplásticos é fundamental sobretudo pois estes sistemas comportam grande biodiversidade e são constantemente ameaçados por atividades antrópicas. Além disso, a proteção dos mananciais de água doce é primordial, uma vez que os seres vivos, incluindo os seres humanos, dependem desses sistemas para sua sobrevivência. O primeiro trabalho sobre a presença de pequenas partículas de plástico no meio ambiente foi publicado por Carpenter e Smith em 1972, onde por meio de coletas de água na superfície do Mar de Sargasso, observaram a predominância de partículas sintéticas, compostas predominantemente por esferas de PS na faixa de 0,5 a 2 mm de comprimento ¹⁰³. Três décadas após este trabalho, o primeiro artigo referindo-se a detritos plásticos como microplásticos foi publicado em 2004 por Thompson *et al* (2004)¹². Este artigo discorreu sobre a distribuição espacial de microplástico na praia e de sedimentos do estuário de *Plymouth*, no Reino Unido. Em sequência a este trabalho, 2 anos mais tarde, em 2006, foi publicado o primeiro trabalho sobre a determinação de microplásticos no mar onde sugeriu-se que os detritos de plásticos podem atuar como vetores para substâncias químicas antropogênicas¹⁰⁴.

Os estudos sobre a contaminação de microplásticos em sistemas de água doce são mais recentes, onde o primeiro artigo sobre o tema foi publicado em 2012¹⁰⁵, o qual investigou a presença de microplásticos no Lago de *Geneva*, na Suíça. Neste contexto, atualmente, os continentes da Ásia, América do Norte e Europa são os locais com maior número de estudos na área, enquanto que na

América do Sul, Central e na África os estudos ainda são limitados¹⁰⁶. Dentre os continentes mencionados, a Ásia é destacada como um dos locais de maior contaminação dos compartimentos de água doce por microplástico, sendo a China o país com o maior número de estudos sobre o tópico a nível mundial⁸⁶. Os diferentes níveis de contaminação de corpos de água doce ao redor do mundo podem ser ocasionados por inúmeros fatores. Na literatura é descrito que fatores como desenvolvimento econômico do país, densidade populacional, qualidade de gerenciamento de resíduos, quantidade do efluente tratado, bem como a eficiência das estações de tratamento de efluentes são os principais fatores que influenciam a contaminação dos corpos hídricos por microplásticos⁸⁶.

Na Ásia, dentre os estudos demonstrados na **Tabela 1** que realizaram amostragem com rede de arrasto pode ser observado que a concentração de microplásticos variou entre 0 a 223 itens m^{-3} . A menor concentração foi encontrada no rio *Han*, na Coreia do Sul, entretanto no mesmo trabalho, alguns pontos tiveram concentração máxima de 42,9 itens m^{-3} ¹⁰⁷. Por outro lado, a maior contaminação por microplásticos entre os trabalhos analisados foi identificado no rio *Saigon* no Vietnã, com concentração de microplásticos na faixa de 10 a 223 itens m^{-3} ¹⁰⁸. O rio Saigon possui contaminação aproximadamente 200 vezes maior do que os rios *Qin*, *Lijiang* e *Guangxi* da China^{107,109} e 3 vezes maior que o rio *Dahan* de Taiwan¹⁰². O estudo do rio Saigon aponta que a contaminação do manancial está diretamente relacionada com a falta e má gerenciamento de resíduos sólidos na região, problema este recorrente no Vietnã.

Tabela 1. Microplásticos em ecossistemas de água doce ao redor do mundo.

Localização	Amostragem	Abundância	Referência
Ásia			
Rio <i>Qin</i> , China	Rede (75 µm)	0,10–5,60 itens m ⁻³	109
Rio <i>Lijiang</i> e <i>Guangxi</i> , China	Rede (75 µm)	0,67 ± 0,41 itens m ⁻³	110
Rio <i>Han</i> , Coréia do Sul	Rede (100 µm)	0–42,9 itens m ⁻³	107
Rio <i>Beijiang</i> , China	Rede (112 µm)	0,28–1,10 itens m ⁻³	111
Rio <i>Qin</i> , China	Rede (300 µm)	0,10–4,60 itens m ⁻³	109
Rio <i>Ganga</i> , Índia	Rede (300 µm)	0,39–0,68 itens m ⁻³	112
Rio <i>Saigon</i> , Vietnã	Rede (300 µm)	10–223 itens m ⁻³	108
Rio <i>Lijiang</i> e <i>Guangxi</i> , China	Rede (300 µm)	0,15 ± 0,15 itens m ⁻³	110
95 rios do Japão	Rede (300 µm)	1,62–1,85 itens m ⁻³	113
Rio <i>Dahan</i> , Taiuã	Rede (300 µm)	83,70 ± 70,8 itens m ⁻³	102
Lagos <i>Chagan</i> e <i>Xianghai</i> , China	Balde	3,61 ± 2,23 itens L ⁻¹ e 0,29 ± 0,11 itens L ⁻¹	114
Lago <i>Wuliangsu</i> , China	Balde	3,12–11,25 itens L ⁻¹	115
Lagos <i>Al-Habail</i> e <i>Al-Asfar</i> , Arábia Saudita	Garrafa	1,10–9,00 e 0,70–7,80 itens L ⁻¹	116
Rio <i>Langat</i> , Malásia	Garrafa	4,39–90,00 itens L ⁻¹	117
Lago <i>Rawal</i> , Paquistão	Garrafa	1,10–1,80 itens L ⁻¹	118

Localização	Amostragem	Abundância	Referência
Rios no Platô Tibete, China	Bomba	483–967 itens m ⁻³	15
20 rios de Wuhan, China	Bomba	1660±639–925±1591 itens m ⁻³	76
Rio <i>Pearl</i> , China	Bomba	293±83–4760±5242 itens m ⁻³	119
Europa			
Rio Ebro, Espanha	Rede (5 µm)	3,50 ± 1,40 itens m ⁻³	120
Rios e lagos, Polônia	Rede (20 µm)	4930 itens m ⁻³	121
Rio Marne, França	Rede (80 µm)	100,60 ± 99,90 itens m ⁻³	122
Lago <i>Süreyyabey</i> , Turquia	Rede (100 µm)	5,25 itens m ⁻³	123
Rio Elbe	Rede (150 µm)	0,88–13,24 itens m ⁻³	124
Rio Tames, Inglaterra	Rede (250 µm)	14,20–24,80 itens m ⁻³	125
Rio <i>Rhine</i> , França	Rede (300 µm)	5,60 itens m ⁻³	126
Rio <i>Ródano</i> , Suíça	Rede (300 µm)	2,40 a 88 itens m ⁻³	127
Rio Po, Itália	Rede (300 µm)	0,29–3,47 itens m ⁻³	128
Lago <i>Bolsena</i> e <i>Chiusi</i> , Itália	Rede (300 µm)	0,82–4,42 itens m ⁻³ e 2,68–3,36 itens m ⁻³	84
Rio Ofanto, Itália	Rede (333 µm)	0,90 ± 0,40–13 ± 5 itens m ⁻³	129
Rios <i>Meune</i> e <i>Dommel</i> , Holanda	Bomba	67–1153 itens m ⁻³	130

Continuação

Localização	Amostragem	Abundância	Referência
Lagos da Hungria	Bomba	3,52–32,05 itens m ⁻³	14
Lago <i>Tollense</i> , Alemanha	Bomba	94,90 ± 32,10 itens m ⁻³	131
Rio Antuã, Portugal	Bomba	5,80–1265 itens m ⁻³	132
Rio <i>Vistula</i> , Polônia	Garrafa	1,60–2,55 itens m ⁻³	133
América do Norte			
Rio Ottawa, Canadá	Rede (100 µm)	0,77–1,99 itens m ⁻³	134
Lago <i>Simcoe</i> , Canadá	Rede (333 µm)	0,37–1,29 itens m ⁻³	135
Grandes Lagos, EUA	Rede (333 µm)	1,90–32 itens m ⁻³	80
Lago <i>Mead e Mohave</i> , EUA	Rede (333 µm)	0,44–9,70 itens m ⁻³	136
Rio Chicago, EUA	Rede (333 µm)	1,94 ± 0,81–17,93 ± 11,05 itens m ⁻³	137
Bacia do Rio <i>Milwaukee</i> , EUA	Rede (333 µm)	0,42–5,67 itens m ⁻³	138
Tributários do Lago <i>Bayuga</i> , EUA	Rede (335 µm)	0,50–1,80 itens m ⁻³	139
Rio Ottawa, Canadá	Garrafa	0,05–0,25 itens L ⁻¹	134
Lago <i>Simcoe</i> , Canadá	Garrafa	0–0,71 itens L ⁻¹	135
Lago Ontario, Canadá	Garrafa	0,80 ± 0,70 itens L	140
Rio Santa Cruz, EUA	Garrafa	19,50 ± 2,20 itens l	141

Continuação

Localização	Amostragem	Abundância	Referência
América Latina			
Rio <i>Magdalena</i> , Colômbia	Rede (20 µm)	0,09–0,13 itens L ⁻¹	142
Lagos Patagônia, Argentina	Rede (38 µm)	0,90 ± 0,60 itens m ⁻³	143
Rio Cuiabá	Rede (68 µm)	0,01–0,31 itens L ⁻¹	144
Rio <i>Guayllabamba</i> , Equador	Rede (250 µm)	0,73–1584,23 itens m ⁻³	145
Rio Atrato, Colômbia	Rede (300 µm)	0,91 itens m ⁻³	146
Lago <i>La Salada</i> , Argentina	Balde	40–140,30 itens m ⁻³	147
Rio <i>Langueyú</i> , Argentina	Balde	23,60 x 10 ⁶ itens m ⁻³	148
África			
Lago Vitória, África	Rede (300 µm)	0,02–2,19 itens m ⁻³	149
Rio <i>Braamfontein Spruit</i> , Uganda	Balde	160–208 itens m ⁻³	150
Lago <i>Oxbow</i> , Nigéria	Bomba	201–8369 itens m ⁻³	151

Continuação

Estudos realizados na Europa demonstram da mesma forma contaminação generalizada de microplásticos nos corpos de água doce. No continente europeu, a concentração de microplásticos variou entre 0,29 e 4930 itens m^{-3} , estudos realizados na Itália e Polônia, respectivamente. A discrepância entre as concentrações está diretamente relacionada ao tamanho de poro da rede empregada na amostragem, pois enquanto que o estudo com a menor concentração empregou rede de 300 μm ¹²⁸ o estudo com concentração mais elevada utilizou rede de 20 μm ¹²¹. Entretanto, outros trabalhos também apontam concentrações elevadas de microplásticos em diferentes mananciais da Europa. Na França, Dris *et al.* (2018)¹²² avaliou a presença de microplástico em campanhas mensais durante um ano no rio Marne em Paris e encontrou elevada variação na concentração de microplásticos, com média de $100,6 \pm 99,9$ itens m^{-3} , nível aproximadamente 300 vezes maior que a concentração mais baixa entre os estudos analisados, no rio Po na Itália.

Na América do Norte a concentração de microplásticos variou entre 0,37 e 32 itens m^{-3} (**Tabela 1**). A menor concentração foi determinada no Lago *Simcoe*, no Canadá¹³⁵, enquanto que a maior concentração foi encontrada nos Grandes Lagos nos EUA⁸⁰. A concentração determinada nos Grandes Lagos é aproximadamente 86 vezes maior que a concentração do Lago *Simcoe*, ambos com a mesma abordagem de amostragem, com rede de 333 μm . Também nos EUA, a concentração de microplásticos determinada no Rio Chicago¹³⁷ é 45 vezes maior que o nível de contaminação do Lago *Simcoe*. Portanto, por meio dos estudos investigados, os mananciais hídricos dos EUA são majoritariamente mais contaminados que os ambientes aquáticos de água doce do Canadá.

Na América Latina, as pesquisas sobre a ocorrência de microplásticos em ecossistemas de água doce são incipientes. No Brasil, em particular, os estudos possuem foco majoritário em sistemas costeiros, com número ínfimo de trabalhos publicados sobre a presença de microplásticos em mananciais de água doce¹⁵². Embora a concentração dos microplásticos em amostragens com rede é normalmente expressa em itens m^{-3} , alguns trabalhos também utilizam a unidade de concentração de itens L^{-1} . Assim, entre os trabalhos apresentados na **Tabela 1**,

a concentração de microplásticos na América Latina varia entre 0,90 a 1584,23 itens m^{-3} e 0,10 a 0,31 itens L^{-1} . A maior concentração de microplásticos foi determinada no rio *Guayllabamba*, com concentrações de microplásticos na faixa de 0,73 a 1584,23 itens m^{-3} ¹⁴⁵. A concentração mais elevada de microplásticos no rio *Guayllabamba* é aproximadamente 1800 vezes maior quando comparada a concentração de microplásticos determinada nos Lagos da Patagônia, com $0,90 \pm 0,6$ itens m^{-3} ¹⁴³. Para a concentração expressa em itens L^{-1} , observa-se nível de contaminação similares entre os estudos realizados no rio Magdalena na Colômbia ¹⁴² e no rio Cuiabá no Brasil ¹⁴⁴. Entre estes estudos, a contaminação do rio Cuiabá é aproximadamente 2 vezes maior que o rio Magdalena.

A África, embora com números inferiores de publicação sobre microplásticos quando comparados aos continentes previamente mencionados, também possui estudos que demonstram a contaminação dos corpos hídricos africanos ¹⁵³. Estudo realizado no Rio Vitória, rio este que é compartilhado pela Tanzânia (51%), Uganda (43%) e Quênia (6%), determinou concentrações de microplásticos na faixa de 0,02 a 2,19 itens m^{-3} ¹⁴⁹.

Entre os estudos com emprego de amostragem discreta ou com bomba, os dados também são variáveis, embora algumas comparações podem ser realizadas. No continente asiático esta abordagem de coleta é predominantemente empregada nos estudos de microplásticos (**Tabela 1**). Para coletas com balde e garrafas, a concentração de microplástico variou entre 0,29 a 90000 itens L^{-1} . A menor concentração foi encontrada nos lagos *Chagan* e *Xianghai* da China ¹¹⁴. Por outro lado, a maior contaminação foi determinada no rio *Langat* da Malásia ¹¹⁷. O lago *Rawal*, no Paquistão, possui contaminação similar com os lagos *Xagan* e *Xianghai* da China, com concentração na faixa de 1,1 a 1,8 itens L^{-1} . Entre os estudos com bomba, a concentração de microplásticos variou entre 483 a 8925 itens m^{-3} . A menor concentração foi determinada em Rios no Platô Tibetano ¹⁵, sendo aproximadamente 20 vezes menor do que a concentração mais elevada, encontrada em rios de Wuhan, na China ⁷⁶.

Na Europa, em amostragens realizadas com bomba (**Tabela 1**), a concentração de microplásticos variou entre 1,8 a 1265 itens m^{-3} . O menor nível de

contaminação foi encontrado em estudos realizados na Finlândia, no lago *Kallavesi*¹⁵⁴. Por outro lado, a maior contaminação foi determinada no rio Antuã de Portugal, representando cerca de 700 vezes a contaminação do lago finlandês¹³².

No continente norte americano, esta abordagem vem sendo utilizada com maior frequência nos trabalhos publicados recentemente. Assim, destaca-se a variabilidade na concentração de microplásticos entre 0 a 195 itens L⁻¹. A maior concentração foi determinada no rio *Nashville*, nos EUA¹³⁸ e as menores concentrações foram encontradas no rio *Ottawa*¹³⁴, com nível de contaminação cerca de 4000 vezes menor do que o rio *Nashville*. Desta forma, novamente é possível observar que os compartimentos aquáticos do Canadá possuem menor concentração de microplásticos quando comparados com os compartimentos de água doce do EUA, empregando garrafa como abordagem de coleta.

Amostragem discreta foi a técnica menos empregada nos estudos revisados sobre a América Latina. Por exemplo, Montecinos *et al.* (2021)¹⁴⁸ amostrou água em um riacho na Argentina e encontrou concentração de microplásticos na ordem de 10⁶ itens m⁻³. A elevada concentração encontrada no estudo foi relacionada com o baixa vazão de água no riacho Languyú, ocasionando o acúmulo de microplásticos no corpo hídrico. Outro estudo que empregou amostragem discreta foi realizado na Argentina, no lago *La Salada*, com concentrações de microplásticos na faixa de 40–140,3 itens m⁻³¹⁴⁷.

Entre os estudos com emprego de amostragem discreta e com bomba realizados do continente africano, a concentração de microplásticos variou entre 160 e 8369 itens m⁻³ (**Tabela 1**). O maior nível de contaminação foi determinado no Lago *Oxbow*, na Nigéria¹⁵¹, com concentração de microplásticos cerca de 50 vezes maior que a contaminação do rio *Braamfontein Spruit*, Uganda¹⁵⁰. O número reduzido de estudos no continente africano está relacionado diretamente com sua situação econômica, uma vez que o continente possui os países com os menores índices de desenvolvimento humano do mundo. Portanto, o desenvolvimento econômico está diretamente relacionado com a presença de microplásticos no meio ambiente e a África, sobretudo, enfrenta severas limitações quanto ao acesso a saneamento básico, coleta e gerenciamento de esgoto¹⁵³.

Neste sentido, a contaminação de microplásticos é generalizada, e assim países com maior desenvolvimento têm buscado tentar minimizar a poluição por microplásticos no meio ambiente com o desenvolvimento de leis e regulamentações sobre o uso de determinados materiais plásticos. No geral, estes países desenvolveram regulamentações quanto a produção, exportação e importação de microesferas, cujo material é usualmente empregado em cosméticos e produtos de higiene pessoal^{68,73}. As regras estabelecidas diferem em cada região. Por exemplo, países como a França, designa em suas diretrizes, a substituição de microesferas de plásticos por alternativas naturais ou por materiais biodegradáveis que não possuam impactos químicos ou biológicos para os seres vivos do meio ambiente. O Brasil, em particular, possui o projeto de lei 6528/2016, que proíbe a manipulação, fabricação, importação e a comercialização, em todo o território nacional, de produtos de higiene pessoal, cosméticos e perfumaria que contenham a adição intencional de microesferas de plástico, entretanto, este projeto de lei não teve continuação. Entretanto, embora o Brasil não possua diretrizes quanto ao uso de microplásticos, o país possui a Lei 12.305/10 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a qual dispõe de uma abordagem atual e importante no que diz respeito às necessidades para combater as limitações quanto ao manejo inadequado dos resíduos sólidos¹⁵⁵. A PNRS visa o desenvolvimento de programas para a prevenção e redução na geração de resíduos, com uma proposta para implementação de hábitos de consumo sustentável juntamente com práticas que propiciem a reciclagem e destinação adequada resíduos sólidos.

3.3.4 Impacto no meio ambiente

Na literatura são mencionados inúmeros impactos relacionados à presença dos microplásticos no meio ambiente, entre eles os efeitos físicos e toxicológicos. Os efeitos físicos causados pelos microplásticos estão relacionados sobretudo aos danos ocasionados pela ingestão destas partículas. Por exemplo, lesões potencialmente fatais, como bloqueios em todo o sistema digestivo; bloqueio da

produção de enzimas; diminuição no estímulo da alimentação; diluição de nutrientes¹⁵⁶.

Os efeitos toxicológicos do microplásticos referem-se a potencial transferência de contaminantes químicos aderidos ou sorvidos a eles para a biota. Estudo realizado por Ghroh *et al.* (2019)¹⁵⁷, identificou a presença de 906 substâncias associadas a materiais plásticos. Entre eles, foram identificados tanto compostos classificados como altamente tóxicos aos seres humanos e meio ambiente quanto substâncias com potencial bioacumulativo¹⁵⁸. Entre os compostos identificados estão aditivos empregados na fabricação, bem como subprodutos de intemperismo, a maioria dos quais não são quimicamente ligados a matriz polimérica e podem lixiviar para o meio ambiente^{157,158}. Os aditivos geralmente empregados são os retardantes de chama, estabilizadores de UV e estabilizadores de calor.

Entre os efeitos toxicológicos podem ser citados: alterações morfológicas e de reprodução¹⁵⁹, alterações de desenvolvimento¹⁶⁰, fertilidade¹⁶¹, mutagenicidade¹⁶², genotoxicidade¹⁶³ e histopatológicos¹⁶⁴. Estudo realizado por Guimarães *et al.* (2021)¹⁶⁵ fez a exposição a curto prazo de peixe-zebra juvenis frente a microplásticos envelhecidos sobre condições ambientais simuladas e observaram neurotoxicidade induzida e citotoxicidade para os espécimes avaliados.

Nos seres humanos, os microplásticos podem ocasionar danos como distúrbios metabólicos, neurotoxicidade e aumento do risco de câncer^{166,167}. Entretanto, os trabalhos realizados até o momento baseiam-se em experimentos laboratoriais com células e tecidos humanos e com animais modelos, como ratos e camundongos¹⁶⁸. Estudos realizados com ratos, demonstraram o surgimento de inflamações na parede intestinal¹⁶⁹, diminuição na contagem de espermatozoides¹⁷⁰ e filhotes menores¹⁷¹. Desta forma, ainda não foi possível obter respostas concretas dos efeitos que os microplásticos podem causar nos seres humanos. Entretanto, ainda que os efeitos maléficos dos microplásticos no ser humano sejam desconhecidos, recentemente estudos reportaram que um homem pode ingerir entre 94,283 até 113,743 microplásticos por ano¹⁷². A ingestão será influenciada por fatores como hábito alimentício e região de habitação. Neste sentido, alguns

estudos já alertaram para a presença destas partículas em órgãos, fezes e placenta humana^{22,23}.

Considerando o exposto até o momento, é evidente que os microplásticos possuem potencial danoso tanto para o meio ambiente, biota e seres humano e, portanto, compreender sua distribuição, transporte e características é fundamental para desenvolver estratégias a fim de mitigar o problema da poluição plástica nos ecossistemas.

3.4 Microplásticos em matrizes aquáticas: amostragem, processamento e caracterização

3.4.1 Amostragem

A primeira etapa a ser realizada no processo de determinação da presença de microplásticos em matrizes ambientais é a amostragem. Diversos são os protocolos que podem ser empregados e, portanto, o método de coleta selecionado é intrinsecamente condicionado com a matriz de estudo. Neste sentido, devido ao objetivo deste trabalho, no presente tópico serão abordados apenas os procedimentos usualmente empregados para amostragem de água. A amostragem de microplásticos em água é frequentemente realizada por meio de 3 abordagens principais: amostragem com redes de arrasto, amostragem discreta com baldes e frascos, e amostragem com auxílio de bombas. O método selecionado é dependente sobretudo do objetivo do estudo, uma vez que o instrumento de coleta varia para estudos de superfície e profundidade, por exemplo. Além disso, a escolha também irá depender das características da matriz de coleta, como vazão de água e acessibilidade de acesso ao local de amostragem¹⁷³.

A amostragem com rede de arrasto é usualmente empregada para coletas superficiais, onde apenas uma fração da rede é submersa entre 10 a 40 cm da

superfície da água¹⁷⁴. Na literatura é destacado o uso de redes de plâncton, zooplâncton e nêuston, podendo ser utilizadas redes de diferentes tipos, com diferentes aberturas e tamanhos de poro da malha filtrante. A abertura da rede pode ser retangular ou circular, essas dimensões são importantes para o cálculo da água filtrada.

A concentração de microplásticos em amostragem com rede de arrasto é frequentemente dada pelo volume filtrado em m^3 (itens m^{-3}), onde o volume pode ser calculado por medidores de vazão, fixados a rede, ou por cálculos teóricos. O cálculo teórico pode ser feito multiplicando a área de abertura da rede (A) pelo tempo em que a rede foi rebocada (t) e pela velocidade de deslocamento (V). Alguns autores também reportam a quantificação de microplásticos por meio do número de partículas encontradas por área amostrada (número por m^2 ou por km^2). A área de amostragem é calculada multiplicando a medida da abertura da rede pela distância rebocada¹⁷⁴. No entanto, durante a coleta com auxílio de redes de arrasto, a imprecisão do volume pode ser recorrente ao processo, uma vez que o movimento da rede muda constantemente devido a influência de ondas e correnteza do corpo hídrico.

O perfil da distribuição de microplásticos coletados utilizando rede de arrasto pode depender da abertura da malha filtrante empregada durante a amostragem^{175,176} (**Tabela 2**). Por exemplo, Figueiredo e Vianna (2018)¹⁷⁷ realizaram amostragens com redes de 64 e 200 μm , onde observaram que a abundância de microplásticos foi de aproximadamente 1,5 a 6,8 vezes maior em amostras coletadas com a menor malha. Outro estudo, realizado por Garcia *et al.* (2020)¹⁷⁸, demonstraram que amostragens conduzidas com malha de 120 μm apresentou concentração de microplástico 7 vezes maior do que redes de 300 μm . Neste âmbito, é mencionado que coleta de microplásticos com redes de $\sim 100 \mu m$ pode representar melhor a contaminação de microplásticos em ambientes aquáticos¹⁷⁹. Entretanto, paralelo a estes trabalhos, outros estudos também demonstram que fatores como a região de coleta reflete diretamente na concentração de microplásticos encontrada. Por exemplo, de acordo com o estudo de Tavşanoğlu *et al.* (2020)¹²³, a concentração de microplásticos nas amostras do

Lago Süreyyabey coletadas com redes de 100 μm e 300 μm não apresentou diferença significativa, uma vez que a concentração de microplásticos permaneceu na mesma ordem de grandeza para ambas as redes empregadas. Portanto, o estudo evidencia que os microplásticos presentes no lago possuem características de tamanho similar e a coleta com redes de aberturas diferentes não impactou no resultado.

Tabela 2. Microplásticos em águas superficiais coletados com auxílio de rede de arraste.

Localização	Poros de filtração (µm)	Tempo de amostragem	Volume amostrado (m³)	Abundância (itens m⁻³)	Referência
Lagos Patagônia, Argentina	38	ni	50	0,90 ± 0,60	143
Baía de Guanabara, Brasil	64	ni	ni	4,80	177
Rio <i>Qin</i> , China	75	30 min	7,80–160	0,10–5,60	109
Rios <i>Lijiang</i> e <i>Guangxi</i> , China	75	30 min	ni	0,67 ± 0,41	110
Rio Siene e Marne, França	80	1 min	0,43–2,00	4–108	180
Lago <i>Süreyyabey</i> , Turquia	100	20 min	ni	5,25	123
Oceano Atlântico, Brasil	120	ni	ni	0,14 ± 0,11	178
Baía de Guanabara, Brasil	200	ni	ni	1,30	177
Mar Negro Ocidental	200	5 min	ni	1,30–18,60	181
Oceano Atlântico, Brasil	300	ni	ni	0,02 ± 0,01	178
Rio <i>Qin</i> , China	300	30 min	7,80–160	0,10–4,60	109
Rio Rhine, França	300	15 min	60–250	5,60	126
95 rios, Japão	300	5–90 min	10	1,62–1,85	113
Seine, França	330	15 min	182–200	0,28–0,47	180
Grandes Lagos, EUA	333	5 a 82 min	6,00–768	1,90–32	80
Rio Ofanto, Itália	333	75–145 min	75–522	0,90 ± 0,40–13 ± 5,0	129

ni: não informado.

Embora a amostragem com redes de menor abertura possibilita ampliar a faixa de microplásticos coletados, é importante mencionar que estas redes podem ser obstruídas durante a amostragem devido ao material orgânico e mineral em suspensão, levando a possível redução no volume de água amostrado¹⁸². Sendo assim, é recomendado que amostragens com essas redes sejam realizadas por um menor tempo de arraste. Como demonstrado na **Tabela 2**, estudos apresentam tempos variados de amostragens, por exemplo, 1 min para coletas com rede de plâncton de 80 μm ¹⁸⁰, 10–30 min para amostragens com rede de 300 μm ⁸³ e 5–82 min pra redes de nêuston de 333 μm ⁸⁰. Além disso, é possível observar variação do volume filtrado entre 0,43 e 768 m^3 .

A coleta de microplásticos empregando o método de amostragem discreta, ou seja, com o uso de frascos, baldes ou garrafas, são opções de maior acessibilidade quanto ao custo e podem ser mais eficientes para coleta em corpos hídricos com baixa vazão ou com dificuldade de acesso com embarcações. Entretanto, com este método de coleta, o volume de água amostrado é usualmente menor. Nos estudos demonstrados na **Tabela 3**, é possível visualizar variação do volume amostrado para abordagem com balde e garrafas, entre 0,30 e 30 L de água. Assim, essa diferença entre os volumes de água amostrada entre os estudos é um dos fatores que dificulta a comparação dos trabalhos realizados em diferentes regiões do mundo. A título de comparação, estudo realizado no Rio Ciwalengke na Indonésia⁶³ encontrou uma média concentração de microplásticos de $5,85 \pm 3,28$ itens L^{-1} , valor este aproximadamente 30 vezes menor quando comparado a rios japoneses com média de concentração de $164,79 \pm 171,91$ itens L^{-1} ¹⁸³, no qual ambos empregaram o mesmo procedimento de amostragem e coletaram 1 L de água. Amostragens com baldes ou garrafas possuem a vantagem de aferir o volume exato coletado, sendo esta uma das suas principais razões de escolha. Por outro lado, seu emprego pode ser laborioso, visto que para a obtenção de volumes de água mais representativos, é necessário introduzir o coletor repetidas vezes no corpo hídrico.

Tabela 3. Dados de coletas de água realizadas com amostragem discreta ou com bombas.

Localização	Método de coleta	Volume amostrado (L)	Abundância	Referência
Rio <i>Saigon</i> , Vietnã	Balde	0,30	172,000–519,000 itens m ⁻³	108
Rio <i>Hudson</i> , EUA	Balde	3	1 item L ⁻¹	184
Rio <i>West</i> , China	Balde	30	2,99–9,87 itens L ⁻¹	185
Rio <i>Ciwalengke</i> , Indonésia	Garrafa	1	5,85 ± 3,28 itens L ⁻¹	63
4 Rios do Japão	Garrafa	1	164,79 ± 171,91 itens L ⁻¹	183
<i>Yellow River</i> , China	Garrafa	5	497–930 itens L ⁻¹	186
Rio <i>Pearl</i> , China	Garrafa	20	19.860 itens m ⁻³	187
Lago <i>Chagan</i> , China	Garrafa	20	3,61 ± 2,23 itens L ⁻¹	114
<i>Yangtze River</i> , China	Bomba	5	1,8–2,4 itens L ⁻¹	188
Rios <i>Dongting e Hong</i> , China	Bomba	20	900–4650 itens m ⁻³	189
Rio <i>Qin</i> , China	Bomba	30	16,67–611,11 itens·m ⁻³	109
Rios <i>Lijiang e Guangxi</i> , China	Bomba	90	67,5 ± 65,6 itens·m ⁻³	110
Rio <i>Taihu</i> , China	Bomba	100	5,68 ± 3,04 itens L ⁻¹	190
Lago Tollense, Alemanha	Bomba	3000	94,9 ± 32,1 itens m ⁻³	131

Como mencionado anteriormente, a coleta de água também pode ser realizada com auxílio de bombas. As principais vantagens deste método quando comparado a amostragem discreta referem-se à possibilidade de amostrar maiores volumes de água e de realizar amostragem em diferentes profundidades do corpo hídrico (**Tabela 3**). Entretanto, entre os estudos abordados na **Tabela 3**, houve ampla faixa de variação do volume amostrado com emprego do método de bomba, variando entre 5 e 3000 L de água coletada. A variação no volume pode estar relacionada a capacidade da bomba e as condições do local de coleta, visto que a bomba precisa de fonte de alimentação para operar.

Estudos também reportam que a amostragem realizada com auxílio de bomba pode ser uma técnica complementar às coletas com rede. Este fato é mencionado pois, a amostragem com rede pode subestimar a concentração de microplásticos menores, enquanto que a amostragem com bomba pode vir a complementar esta limitação e aumentar a quantificação de microplásticos menores¹⁸¹.

Na literatura, é recomendado que a concentração de microplásticos seja expressa em número de partículas por metros cúbicos (m^3) para amostragem conduzidas com rede, uma vez que o volume filtrado com rede é frequentemente maior que 1000 L^{84,126} (**Tabela 2**). Por outro lado, para coletas com baldes, frascos e bombas onde o volume é usualmente menor^{76,108,191}, recomenda-se o uso da unidade em número de partículas por L¹⁷⁴. Entretanto, entre os estudos da **Tabela 3** é possível observar que esta recomendação é utilizada apenas em alguns estudos, pois mesmo em amostragens com volumes inferiores a 1000 L, a unidade de itens m^{-3} também é empregada, o que pode dissimular o resultado da concentração de microplásticos nas amostras.

3.4.2 *Processamento das amostras*

3.4.2.1 Controle e garantia de qualidade dos resultados (QA/QC)

A garantia de qualidade (QA) e o controle de qualidade (QC) são práticas que devem ser consideradas nos estudos para determinação de microplásticos. Essas medidas são recomendadas nos processos de amostragem, extração e análise, melhorando e garantindo a confiabilidade e comparabilidade dos dados obtidos¹⁹². Portanto, estudos com ausência ou execução inadequada do QA/QC podem demonstrar dados incorretos sobre a avaliação da presença de microplásticos em ecossistemas¹⁹³. Na literatura são mencionados como medidas de QA/QC os seguintes aspectos: *i)* toda a equipe que trabalhará com amostras de microplásticos deverá usar jaleco de algodão e luvas de nitrila; *ii)* a análise deve ser feita em uma sala com poucas pessoas e em uma bancada limpa (se possível, emprego de cabine com fluxo laminar); *iii)* recomenda-se que os materiais utilizados durante os processos sejam de vidro; *iv)* todas as soluções e reagentes de trabalho, incluindo a água, devem ser filtradas (pelo menos três vezes) no mesmo filtro ou tamanho inferior ao usado para a filtração das amostras; *v)* todo o material deve ser coberto com papel alumínio e somente aberto quando utilizado com a intenção de evitar contaminação atmosférica; *vi)* se possível, realizar controles dos processos de amostragem em campo e no laboratório.

No laboratório, dois tipos de controles são comumente empregados: controle da contaminação atmosférica e controle do processo. O controle de contaminação atmosférica é conduzido por meio da exposição de filtros úmidos em placas de Petri. Estes filtros são expostos ao ar durante no mesmo período de manipulação da amostra. Para o controle do processamento, uma amostra de água é submetida ao mesmo protocolo de tratamento da amostra real. Ao final dos processos, os controles são caracterizados para a identificação de potenciais microplásticos. Estes procedimentos visam avaliar todas as possíveis fontes de contaminação durante o processamento das amostras de microplásticos^{99,192-195}. É importante ressaltar que fibra é a principal forma de microplástico encontrada em controles e

portanto, alguns estudos não consideram esta forma na contabilização dos microplásticos em suas amostras^{196,197}. Neto *et al.* (2020)¹⁹⁸ detectaram 28 partículas com formas semelhantes a fibras e linhas em seu controle com filtros abertos. Esses estudos mostram a importância da realização de procedimentos de QA/QC para avaliar a contaminação por microplásticos nas amostras durante o processamento em laboratório. Por outro lado, algumas pesquisas consideram a contaminação insignificante quando o número de itens nas amostras do branco é substancialmente menor do que as partículas observadas nas amostras reais¹³². Por exemplo, Birnstiel *et al.* (2019)¹⁹⁹ observaram 2 itens em suas amostras de controle, que foram considerados insignificantes. Pazos *et al.* (2020)²⁰⁰ mencionaram número de 1 a 6 itens nas amostras de controle, que também foram considerados insignificantes na contabilização total de microplásticos.

3.4.2.2 Extração e *clean-up*

A extração e *clean-up* consiste em uma das etapas mais importantes nos trabalhos sobre determinação de microplásticos em mostras ambientais. É nesta fase em que são removidas as impurezas, como material orgânico e inorgânico que pode dificultar e impedir as caracterizações físicas e químicas dos microplásticos. Neste sentido, em amostras de ambientes aquáticos o processamento de amostras, previamente a caracterização, é usualmente realizado em 3 etapas principais: peneiramento, remoção da matéria orgânica e separação por densidade^{182,201}. Para a etapa de peneiramento, comumente empregam-se peneiras de aço inox com porosidade de acordo com o tamanho alvo do microplásticos que se planeja estudar. Neste estágio, também pode ser realizada a primeira inspeção visual para remoção de impurezas orgânicas (i.e., folhas, insetos e pequenos gravetos) e detritos plásticos maiores que 5 mm.

A remoção da matéria orgânica é frequentemente realizada por meio de tratamentos de digestão ácida, alcalina, oxidativa e enzimática¹⁸². Entre esses métodos, a oxidação com emprego de peróxido de hidrogênio (H₂O₂, 30–35%) e aquecimento é um dos métodos mais empregados. O tratamento oxidativo com

reagente Fenton também é frequentemente utilizado, método este proposto pela NOAA (Administração Nacional Oceânica e Atmosférica)²⁰² e amplamente difundido entre os trabalhos de microplásticos ao redor do mundo. Este procedimento faz o uso de uma solução de sulfato de ferro em meio ácido com o H₂O₂. O método baseia-se na transferência de elétrons entre o peróxido e o íon de ferro, gerando uma reação de catálise homogênea e produzindo radicais •OH, espécie responsável por degradar a matéria orgânica do meio. Resumidamente, o processo Fenton decorre da decomposição catalítica em meio ácido do H₂O₂ pelo sal de ferro, como descrito na **Equação 1**, conhecida como reação de Fenton²⁰³.



A temperatura é um fator crucial na etapa de remoção da matéria orgânica, pois o aumento demasiado pode ocasionar degradação da cadeia polimérica e perda da coloração do microplástico. Munno *et al.* (2018)²⁰⁴ realizara experimentos para avaliar o efeito da temperatura nos processos de remoção da matéria orgânica, empregando H₂O₂ nos polímeros PS, PE e poliamida (PA) e observou que temperaturas acima de 70°C pode acarretar em perda e degradação de alguns polímeros como PS. Portanto, o estudo recomenda o uso de temperaturas até 60°C. Outro estudo realizado por Tagg *et al.* (2017)²⁰⁵ avaliou o processo Fenton em amostras de microplásticos coletadas de estações de tratamento de esgoto. No estudo, é apontado que o tratamento Fenton foi eficiente para eliminar matéria orgânica da amostra e não ocasionou degradação da cadeia polimérica ou diminuição do tamanho das partículas de microplásticos. Além disso, por meio do processo Fenton, foi possível diminuir o tempo de tratamento (10 min de reação), quando comparado com H₂O₂, o qual pode necessitar de vários dias para que a remoção da matéria orgânica seja feita eficientemente. O tempo de reação com o emprego de H₂O₂ varia entre os estudos. Há trabalhos que mencionam o uso de 2h²⁰⁶, 4h¹⁴⁸, 9h¹⁴³ 24h^{115,207} e até 7 dias²⁰⁸. Por outro lado, processos Fenton são geralmente empregados em períodos de 30 min a 1h^{202,209–211}.

Para avaliar a importância do procedimento de remoção da matéria orgânica, Montecinos *et al.* (2021)¹⁴⁸ submeteram amostras de água coletadas no córrego *Langueyú* na Argentina a diferentes métodos de tratamento. O procedimento A empregou apenas evaporação para concentrar a amostra e o procedimento B foi baseado em digestão oxidativa com H₂O₂. De acordo com o estudo, não foi detectada matéria orgânica na amostra submetida à digestão oxidativa, condição esta que favoreceu a quantificação e caracterização dos microplásticos. Por outro lado, a amostra submetida ao procedimento A, apenas evaporação, apresentou grande quantidade de matéria orgânica aderida, dificultando a quantificação e caracterização dos microplásticos.

A separação por densidade é outra etapa recomendada e frequentemente empregada com o objetivo de separar os materiais plásticos (0,8–1,6 g cm⁻³) de partículas que possam ser confundidas com microplásticos ou prejudicar as caracterizações posteriores. Estas partículas podem ser orgânicas (sedimentos) ou inorgânicas, como grânulos de areia, fragmentos metálicos ou vidro. Para tanto, soluções salinas saturadas são adicionadas às amostras e conseqüentemente deixadas em repouso para que os microplásticos sobrenadantes sejam recuperados e o decantado descartado. Este processo é comumente realizado com solução saturada de cloreto de sódio (NaCl). A ampla utilização desse sal é resultado de sua baixa toxicidade para a natureza e ao homem, seu baixo custo, bem como alta disponibilidade. Porém, se possível, experimentos para avaliar a eficiência da separação deve ser realizado para garantir a separação de polímeros mais densos como o PVC e polietileno tereftalato (PET). Silva e Nanny (2020)¹⁴² realizaram um experimento para avaliar a eficiência da separação por densidade com solução de cloreto de sódio 1,2 g cm⁻³ em diferentes polímeros. Em seu estudo, a eficiência para microplásticos de baixa densidade (PS, PE e PP) foi de 93%, enquanto para microplásticos de alta densidade (PVC e PET) foi de 79%.

Outros sais também podem ser utilizados para aumentar a taxa de recuperação de polímeros mais densos. Quinn *et al.* (2017)²¹² avaliaram a eficiência de separação de diferentes soluções salinas de NaCl (1,2 g cm⁻³), brometo de sódio (NaBr, 1,4 g cm⁻³), iodeto de sódio (NaI, 1,6 g cm⁻³), e brometo de zinco (ZnBr₂, 1,7

g cm⁻³), em 11 diferentes polímeros. Os autores reportaram que as soluções mais densas, de NaI e ZnBr₂, foram mais eficientes na recuperação de polímeros de maior densidade, quando comparados com as soluções de NaCl e NaBr. Outros estudos de determinação de microplásticos em amostras ambientais também mencionam uso de água deionizada, metanol, cloreto de cálcio (CaCl₂) e água do mar para a etapa de separação por densidade, embora sejam menos empregados^{213–217}.

O uso de algumas das soluções mencionadas acima possui limitações e desvantagens que precisam ser consideradas. Por exemplo, soluções de NaI quando em contato com fibras de celulose ocasiona no escurecimento destas partículas o que pode prejudicar a caracterização visual dos microplásticos e provocar viés nos resultados. Assim, não é recomendado o uso de membranas de celulose para as etapas de filtração. Além disso, sais de ZnBr₂ e NaI possuem custo elevado e são prejudiciais ao meio ambiente. Entretanto, o emprego de NaI tem a vantagem de que esta solução pode ser reutilizada em até 10 ciclos, fato este que pode equiparar os custos do uso deste reagente ao emprego de NaCl¹⁸². Na **Tabela 4**, estão elencados diferentes polímeros e a eficiência de separação no emprego de água, NaCl, NaI e ZnBr₂, em que pode ser observado que alguns materiais podem não ser eficientemente recuperados com o uso de determinadas soluções.

Tabela 4. Separação de polímeros por diferentes soluções salinas.

Polímero	Densidade (g cm ⁻³)	Água (1 g cm ⁻³)	NaCl (1,2 g cm ⁻³)	Nal (1,6 g cm ⁻³)	ZnBr ₂ (1,7 g cm ⁻³)
PP	0,9–0,91	+	+	+	+
PE	0,092–0,97	+	+	+	+
PA	1,02–1,05	–	+	+	+
PS	1,04–1,1	–	+	+	+
Acrílico	1,09–1,20	–	+	+	+
PMA	1,2	–	+	+	+
PU	1,16–1,58	–	+	+	+
PVC	1,19–1,31	–	±	+	+
PVA	1,24–2,10	–	±	+	+
Poliéster	1,24–2,3	–	–	+	+
PET	1,37–1,45	–	–	±	+

“+”: ocorre separação; “±”: separação parcial; “–”: não ocorre separação.

PMA: acrilato de metila, PU: poliuretano, PVA: acetato de polivinilo;

Fonte: adaptada de Prata *et al.* (2019)¹⁸².

3.4.3 Caracterização dos microplásticos

3.4.3.1 Identificação visual e microscópica

A caracterização dos microplásticos coletados das amostras ambientais compreende uma etapa primordial, uma vez que suas características físicas e químicas auxiliam na elucidação das potenciais fontes, seu comportamento e destino no meio ambiente, como também auxilia na compreensão dos mecanismos de interação com biota e bioma do local⁵⁴. Na caracterização física, em geral, os microplásticos são classificados de acordo com a forma, cor e tamanho. Para tanto, a principal abordagem empregada é a inspeção visual, a olho nu ou com auxílio de microscópio óptico ou estereoscópico. A vantagem de seu uso é, sobretudo o baixo

custo de operação e a acessibilidade. Embora a inspeção visual seja indispensável para a caracterização dos microplásticos, sua limitação está relacionada principalmente pelas diferenças subjetivas que podem ser resultantes da análise entre indivíduos. Isso pode acarretar inconsistências nos resultados e dificultar comparações entre diferentes estudos, uma vez que a análise visual é fortemente influenciada pela experiência do observador.

Ademais, o uso apenas de inspeção visual pode gerar uma classificação incorreta dos microplásticos, ou seja, a identificação de falsos-positivos ou falsos-negativos nas amostras^{173,182}. A identificação de falso-positivo ocorre quando uma partícula é identificada erroneamente como microplástico. Por outro lado, a identificação falso-negativo ocorre quando uma partícula de microplástico é desconsiderada. Desta forma, a superestimação ou subestimação pode ocorrer tanto pela identificação, ou não, de partículas naturais (fragmentos de material celulósico, de organismos e grânulos de areia) e sintéticas (resíduo de óleo, tinta e metais) como microplásticos.

Apesar das limitações e dificuldades, a compreensão das características visuais dos plásticos permanece essencial na identificação e classificação de microplásticos, podendo fornecer informações importantes sobre a origem e fonte dessas partículas. Em vista da importância da caracterização visual, na literatura são descritas três abordagens que podem ser empregadas para facilitar a identificação de microplásticos sob observação visual. Dentro delas estão, características morfológicas (tamanho, forma e textura), propriedades óticas (cor e reflectância) propriedades físicas e mecânicas (flexibilidade, dureza etc.).

Entre as características morfológicas, os microplásticos são geralmente categorizados quanto ao seu tamanho. Neste sentido, embora haja carência de consistência quanto à esta classificação, é recomendado que o tamanho dos microplásticos seja tomado de forma mais explícita do que simplesmente menor ou maior que 5 mm. Assim, aumentar o número de categorias de tamanho, permite a interpretação dos resultados em uma escala mais ampla.

Quanto à forma, os microplásticos são um grupo amplamente heterogêneo e, na literatura, são descritos com diversas terminologias, como fragmentos, filmes,

espuma, fibra, filamento, linha, esferas, pellet etc. A identificação da forma é uma ferramenta útil e importante para identificar potenciais fontes, bem como o comportamento dos microplásticos no meio ambiente. Assim, também é recomendado a classificação em três grandes grupos de formas: esferas, fibras e fragmentos, e a subcategorização deve ser reportado quando faz-se necessário a identificação de fontes pontuais específicas. A classificação nestes grupos é recomendada, sobretudo, para facilitar a comparação entre os estudos de diferentes regiões, pois o emprego de muitas subcategorias complexifica este processo. Na **Tabela 5** estão descritas as categorias e subcategorias além da descrição de cada grupo, recomendado para a classificação dos microplásticos quanto à forma, ou seja, às características morfológicas²¹⁸.

Tabela 5. Categorias e subcategorias recomendadas para descrever as características morfológicas dos microplásticos.

Categoria	Subcategoria	Descrição
Fibra	Fibra, filamento, linha	Material fibroso longo que tem um comprimento substancialmente maior do que sua largura.
Fragmento	Fragmento, filme, espuma	Pode ter bordas suaves ou angulares, pode ser plano ou angular, mas geralmente tem a aparência de ter sido fragmentado de um material maior.
Esfera	Esfera, pellet, microesfera	Pode ser esférico ou granular. Não tem quaisquer arestas quebradas que indiquem que se originou de uma partícula maior. Apresenta forma de ter sido projetado intencionalmente para a forma específica.

Fonte: Adaptada de Lusher *et al* (2020)²¹⁸.

Com relação as propriedades óticas, a observação da cor é um parâmetro muito importante na classificação dos microplásticos. Em geral, o microplásticos possuem coloração homogênea, exceto por aqueles que estão em processo de descoloração por fatores do intemperismo ou por aqueles produzidos com múltiplas cores. Desta forma, esta classificação deve ser realizada com cautela e precaução. Assim, é recomendado evitar a descrição de tonalidade de cores e sim empregar a classificação de cores em nível secundário (vermelho, laranja, amarelo, verde, azul, violeta), com a inclusão da cor preta e branca. Além disso, também é recomendado a classificação de microplásticos desprovido de cores, ou seja, incolores. Além da cor, a propriedade de reflectância também pode ser válida na classificação e identificação dos microplásticos. A cristalinidade da estrutura do polímero influencia a passagem da luz; plásticos com estruturas amorfas transmitem luz, enquanto as estruturas semicristalinas espalham luz, resultando em maior opacidade. Assim, brilho e textura de superfície são regularmente citados como fatores usados para identificar plásticos.

As propriedades físicas e mecânicas também são uma importante ferramenta de auxílio no momento da inspeção. Por exemplo, o grau de elasticidade é uma característica importante dos plásticos, uma vez que podem ceder, quando submetido a uma força externa. Além disso, partículas que são fragmentadas com a aplicação de mínimo uso de força são mais prováveis a serem oriundas de material orgânico, uma vez que um material plástico possui grau de integridade maior. Entretanto, vale salientar que esta regra não é unânime, visto que microplásticos que foram expostos por longos períodos a processos de intemperismo possuem baixa resistência mecânica e podem ser fragmentados facilmente com a aplicação de forma externa. Portanto, é indicado que a conferência das propriedades físicas e mecânicos dos microplásticos sejam adotadas com precaução e conhecimento prévio sobre dos fatores que podem gerar vieses de identificação.

3.4.3.2 Identificação da matriz polimérica

Embora a caracterização física seja essencial nos estudos de microplásticos, a confirmação da partícula como material plástico deve ser realizada por meio do emprego de técnicas capazes de identificar a composição do detrito investigado. Desta forma, a etapa de caracterização da composição polimérica auxilia na identificação de falsos microplásticos presente nas amostras coletadas e as fontes destes materiais no meio ambiente. Entre os polímeros mais identificados em estudos realizados em matrizes de água doce estão o PE, PP, PS, PVC, PET e PA, embora microplásticos de PE e PP são mencionados como os mais abundantes nas amostras analisadas ao redor do mundo^{82,219}. A maior predominância do PE e PP é justificada pelo fato de que esses polímeros são os mais produzidos mundialmente e devido às suas baixas densidades (PP 0,92 g cm⁻³ e PE 0,90–0,97 g cm⁻³) são mais encontrados em amostras de águas superficiais.

A caracterização química de microplásticos pode ser laboriosa, uma vez que os microplásticos encontrados nas amostras ambientais são materiais que, em geral, possuem formulações distintas (presença de aditivos e outros compostos aderidos a eles tanto na sua fabricação ou durante sua estada no meio ambiente), diferentes perfis de degradação e tamanho reduzido. Todos esses elementos, tornam complexa a etapa de identificação da composição polimérica do material¹⁷³. Além disso, durante a caracterização química, a presença de matéria orgânica na superfície dos microplásticos pode interferir na análise. Portanto, etapa de digestão é crucial para os trabalhos de determinação de microplásticos em amostras ambientais.

Na literatura, diversas são as técnicas empregadas para a identificação da composição polimérica de microplásticos. Entre elas, podem ser mencionadas as técnicas de espectroscopia vibracional, termoanalíticas como termogravimetria ou análise termogravimétrica, cromatografia em fase gasosa e/ou espectrometria de massas, cromatografia de exclusão, e as técnicas de microscopia eletrônica^{182,220–222}. Entretanto, entre estas técnicas, as espectroscópicas são consolidadas na área de estudos de polímeros e, portanto, são as mais empregadas nos trabalhos de

microplásticos. Espectroscopia na região do infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) é uma técnica que identifica a quantidade de luz refletida, absorvida ou transmitida por uma amostra em uma faixa espectral definida. Nesta técnica, os espectros obtidos podem ser comparados com espectros de infravermelho conhecidos disponíveis nas bibliotecas dos equipamentos utilizados²²³.

Na caracterização de microplásticos, o tamanho da partícula é o fator crucial na escolha de qual arranjo instrumental será empregada durante a análise de infravermelho. Para microplásticos maiores que 500 μm , é indicado o uso da técnica de FTIR usando uma unidade ou acessório para aquisição de dados por reflectância total atenuada (FTIR-ATR). Nesta técnica, a luz infravermelha passa por um cristal que pode ser diamante, seleneto de zinco ou germânio, e interage com a amostra que deve ser pressionada com o cristal, onde quanto maior a área de contato com o cristal, melhor será a intensidade das bandas observadas. Portanto, a limitação desta técnica se dá no tamanho alvo do microplástico em estudo, pois a qualidade do espectro obtido está diretamente relacionada ao contato do cristal com as amostras, principalmente para comprimentos de ondas mais curtos (2800–4000 cm^{-1}). Por exemplo, no trabalho de Lindeque *et al.* (2020)¹⁷⁹, o uso da técnica de FTIR-ATR foi empregada apenas para partículas com tamanhos maiores que 100 μm .

Para contornar esta limitação do tamanho reduzido dos microplásticos, tornou-se comum o uso do FTIR acoplado a um microscópio (μ -FTIR). Entretanto, esta técnica pode demonstrar variabilidade durante a análise, uma vez que os microplásticos podem ter superfícies heterogêneas, o que pode dificultar a obtenção de um espectro de intensidade adequada para caracterização²²¹. Além disso, nas análises de μ -FTIR, o substrato requerido depende do modo de aquisição empregado. No modo reflectância, podem ser utilizadas membranas de filtração ou superfícies metálicas, como de ouro e prata. Nas superfícies metálicas, os microplásticos podem ser posicionados manualmente sobre a placa metálica e analisados. No caso da inspeção sobre os filtros, é necessário o uso de membranas que permitam a passagem e que não interajam com a luz incidida, ou seja, o substrato deve ser transparente à faixa espectral de trabalho. Neste caso, podem

ser empregadas membranas de óxido de alumínio ou silício, embora tornem a análise dispendiosa por seu custo elevado.

Para a caracterização química, é comum que apenas uma fração dos potenciais microplásticos sejam identificados. Isso ocorre sobretudo devido a indisponibilidade dos equipamentos para muitos grupos de pesquisa e elevado custo operacional das técnicas empregadas e tempo de trabalho. Portanto, embora essa prática pode favorecer a ocorrência de viés na identificação, esses fatores tornam inviável a caracterização química global dos microplásticos de cada amostragem. Outro aspecto importante a ser considerado sobre a análise em infravermelho médio é a interferência provocada pela presença de água. A presença de água, tanto na amostra ou no ambiente, acarretará a formação de uma larga banda de estiramento OH entre 3000 a 3500 cm^{-1} e próximo a 1600 cm^{-1} , o que pode sobrepor a formação de outras bandas nesta região espectral.

3.4.3.3 Degradação dos microplásticos

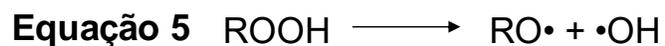
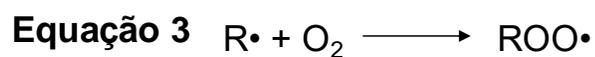
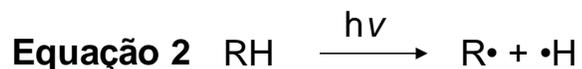
A estabilidade das poliolefinas ocorre devido a estrutura química de sua cadeia polimérica, formada majoritariamente por átomos de carbono ligados fortemente entre si por ligações covalentes²²⁴ e sua degradação está associada a despolimerização, modificação química, alteração de propriedades físicas, perda de massa ou mineralização completa para dióxido de carbono e água²²⁵. Portanto, as abordagens para a análise da degradação de plásticos podem ser agrupadas em métodos associados às mudanças químicas na estrutura do polímero (hidrofobicidade, grupos funcionais) e mudanças físicas nas propriedades dos materiais (tração resistência, morfologia da superfície, cristalinidade etc.).

Chamas *et al.* (2020)²²⁵ realizaram um estudo sobre o tempo de degradação entre diferentes formas de HDPE, em que observaram tempos de degradação com elevada discrepância. O estudo avaliou o tempo de degradação de filmes (área superficial de 3800 cm^2), fibras (área superficial de 29 cm^2) e esferas (área superficial de 9,7 cm^2). Segundo a modelo simulado, enquanto o filme pode ser degradado em $1,8 \pm 0,4$ anos, a fibra demoraria 465 ± 100 e a esfera de HDPE pode alcançar até 2000 ± 400 anos para a completa degradação. Entretanto, é

mencionado que fatores como fragmentação espontânea, mudança das características físicas e alteração da cristalinidade tem relação direta com esse tempo de degradação estimado e ainda não foram modelados até o momento^{225,226}.

No meio ambiente a degradação dos plásticos pode ocorrer por meio de processos bióticos e abióticos, entretanto, neste tópico serão abordados apenas os processos abióticos naturais, uma vez que a degradação dos plásticos é majoritariamente iniciada por esta via. Além disso, importante ressaltar que aqui serão demonstrados apenas os processos de degradações que podem ocorrer no meio ambiente para as poliolefinas PE e PP, os quais são os polímeros encontrados com maior frequência no meio ambiente.

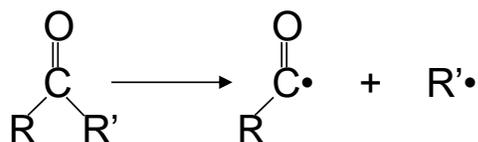
Os fatores abióticos podem ser físicos, como radiação solar, temperatura, luz, umidade e ventos ou químicos, como espécies presentes na água e no solo. Neste sentido, a degradação abiótica dos polímeros pode ser explicada pelo mecanismo clássico de propagação radicalar para poliolefinas, em que é primeiramente iniciada pela formação de grupos cetonas (1720 cm^{-1}), e no processo secundário, ocorre a formação de grupos ácidos carbonílicos (1713 cm^{-1}), ésteres (1735 cm^{-1}) e lactonas (1780 cm^{-1})²²⁷. A reação de iniciação ocorre pela cisão homolítica das ligações covalentes do polímero, havendo a formação de macro-radicais ($R\cdot$) (**Equação 2**) que são altamente reativos. Esta etapa pode ser desencadeada por ação da temperatura ou radiação solar. Na presença de O_2 , os macro-radicais reagem para formar radicais peróxido ($ROO\cdot$) (**Equação 3**). Nesta etapa, a reação é extremamente rápida, controlada pela difusão do O_2 no polímero. O radical peróxi reage novamente com o polímero, abstraindo um átomo de hidrogênio para formar o grupo hidroperóxido ($ROOH$) e radical alquil (**Equação 4**). Conseqüentemente, devido à elevada instabilidade do hidroperóxido, ocorre a cisão da ligação $O-O$ que resulta na formação de um radical alcóxi e outro radical hidroxila (**Equação 5**). O Radical alcóxi pode sofrer rearranjo para formar cetona, liberando um radical hidrogênio, que pode reagir com um radical hidroxila, para formar uma molécula de água e também a formação do grupo carbonil (**Equação 6**)²²⁴.



Os compostos carbonílicos podem sofrer diversas reações fotoquímicas; entre os mais importantes são os dois tipos de reações que recebem o nome de *Norrish I* (**Equação 7**) e *Norrish II* (**Equação 8**)²²⁸. O mecanismo de reação *Norrish I* refere-se a uma reação fotoquímica de um composto carbonil, em que a ligação entre o grupo carbonil e um α -carbono sofre clivagem homolítica. No mecanismo *Norrish II*, um aldeído ou cetona carregando um átomo de γ -hidrogênio pode, após irradiação, sofrer um deslocamento intramolecular de hidrogênio, resultando na formação de grupos cetonas e vinilidenos²²⁸.

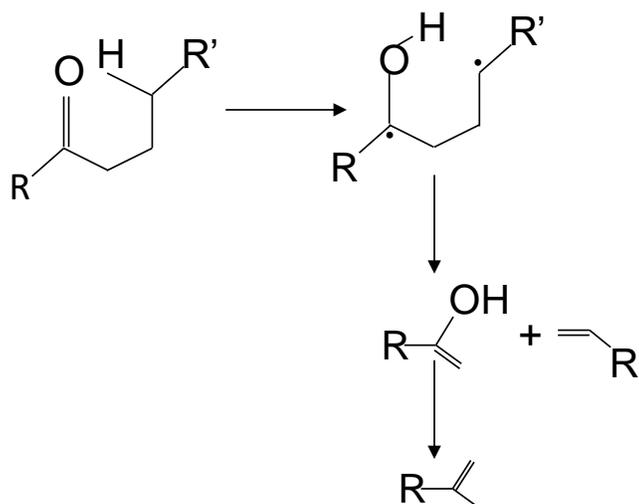
Norrish I

Equação 7



Norrish II

Equação 8



A foto-degradação, é o principal mecanismo de degradação dos polímeros no meio ambiente, sendo resultante da exposição à radiação solar. A luz no processo de degradação foto-oxidativa é responsável por iniciar as reações em cadeia²²⁹. Naturalmente, poliolefinas são materiais inertes a foto-oxidação, entretanto, a instabilidade desses materiais pode ocorrer, além do mecanismo de degradação radicalar, devido a presença de impurezas oriundas dos processos de fabricação dos produtos, como resíduos de catalisadores, hidroperóxidos e grupos carbonílicos. Portanto, como previamente mencionado, estes grupos facilitam a foto-oxidação de poliolefinas²²⁷. Compostos carbonílicos absorvem luz muito efetivamente, pois possuem elevada absorvidade molar, enquanto os hidroperóxidos possuem pouca eficiência em absorção de luz.

Neste sentido, a quantificação do grau de degradação de polímeros, como PE e PP, pode ser realizada pela formação de grupos carbonílicos na superfície do material, gerados pela exposição a agentes oxidantes. Na literatura, destaca-se o cálculo do índice de carbonila (IC) para o cálculo do grau de degradação de materiais plásticos. O grupo carbonila possui bandas entre 1690–1810 cm^{-1} . A banda da carbonila está presente em aldeídos (1740–1725 cm^{-1}), cetonas (1720–1708 cm^{-1}), ésteres (1750–1735 cm^{-1}), ácidos carboxílicos (1730–1700 cm^{-1}) e amidas (1680–1630 cm^{-1})^{230,231}. A formação destes grupos diminui a resistência mecânica dos polímeros, acelerando o processo de degradação no meio ambiente²³². O polímero PE tem bandas características em 2915, 2948, 1471 e 718 cm^{-1} , enquanto PP tem bandas em torno de 2950, 2916, 2850, 2836, 1460 e 1376 cm^{-1} .

A avaliação do grau de oxidação de microplásticos de amostras ambientais foi anteriormente realizada por alguns autores. Rodrigues *et al.* (2018)¹³² classificou os microplásticos em três faixas de degradação de acordo com o IC: 0–0,15 pouco degradado; 0,16–0,30 degradação média; >0,31 grau de degradação elevado. No estudo, foram calculados o grau de envelhecimento para os polímeros de PE e PP, em que as partículas de PE apresentaram menor índice de degradação. Na Mongólia, a caracterização de microplásticos de PS coletados no rio *Tuul*, apresentou IC de 0–1,09, indicando que os materiais plásticos presentes no rio possuíam diferentes graus de oxidação. O IC elevado, sugere que o microplástico permaneceu por maior tempo exposto a degradação²³³. Entretanto, no meio ambiente, a superfície do microplástico pode estar recoberta com biofilme, o que age como camada protetora contra a fotodegradação, diminuindo o IC quando calculado.

Neste contexto, considerando os aspectos explanados até o presente momento, este trabalho visa, além de contribuir como pesquisa pioneira em um tema com diversas lacunas no conhecimento na região e no Brasil, ampliar o portfólio de informações sobre a contaminação por microplásticos no mundo, sobretudo em corpos hídricos que atuam como fonte de abastecimento de água para a população. A pesquisa também almeja produzir informações para além do

conhecimento científico, pois pode servir como agente de conscientização da sociedade e alerta para a problemática da poluição por microplásticos, mencionados como onipresentes em diversas matrizes ambientais.

4 Parte experimental

4.1 Área de estudo

O Lago Guaíba possui clima subtropical úmido, com temperatura média em torno de 22°C. Possui área de 496 km² e se estende por 50 km, desde o delta do Jacuí, seu principal afluente, até o início da Lagoa dos Patos, na sua ponta sul²³⁴ (**Figura 5**). O lago está situado na região metropolitana da cidade de Porto Alegre, capital do estado do Rio Grande do Sul, e é a principal fonte de abastecimento público de água de aproximadamente 4,3 milhões de habitantes. O lago possui profundidade média de 2 m, embora, em algumas regiões, sobretudo no canal de navegação, a profundidade pode atingir 12 m. O corpo hídrico apresenta características particulares, uma vez que seu canal central, possui comportamento de ambientes lóticos, ou seja, movimentação característica de rios, e em contraste, as margens são em sua maioria rasas e apresentam águas mais calmas ou paradas, características de ecossistemas lênticos²³⁴.

A vazão principal de norte a sul no Lago Guaíba é controlada por quatro rios (Jacuí, Caí, Sinos e Gravataí) e alguns riachos (**Figura 5**), mas em algumas circunstâncias, em especial, com ventos de velocidade elevada, pode ocorrer represamentos e turbulências no curso d'água na direção oposta com energia suficiente para movimentar sedimentos de fundo em locais rasos do lago, situação que pode ocorrer na sua ponta sul²³⁴. A vazão média anual dos rios afluentes é de 1483 m³ s⁻¹, em que o rio Jacuí representa cerca de 54% desta vazão. Assim, em

razão da vazão expressiva dos afluentes, o escoamento dos sedimentos suspensos ocorre, em geral, com velocidades entre $0,2$ a $0,3 \text{ m s}^{-1}$ e a residência das suas águas em pontos lóticos pode ser em média de até 10 dias²³⁵.

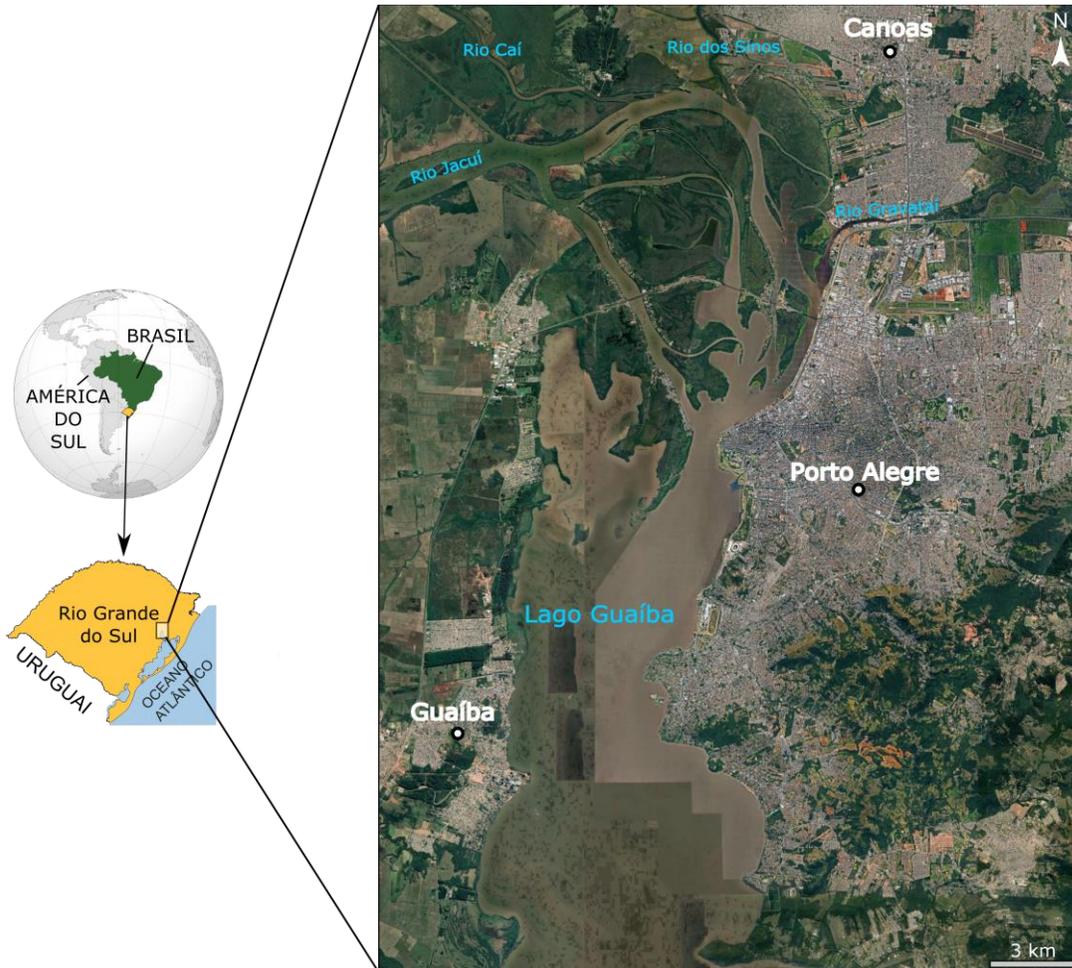


Figura 5. Mapa de localização do Lago Guaíba e seus afluentes majoritários.

Fonte: GoogleEarth 2021.

4.2 Pontos de amostragem

Neste estudo, foram realizadas oito campanhas de amostragem em diferentes pontos de coleta distribuídos ao longo do Lago Guaíba. É importante

ressaltar que na coleta 1 foram coletados os pontos de P1 a P7, na coleta 2 e 3, o ponto P8 foi incluído e por fim, a partir da campanha de coleta 4 foram introduzidos os pontos P9 e P10. A inclusão dos pontos P8 a P10 foi realizada a fim de ampliar a região de amostragem para buscar melhor compreender os fatores que influenciam na distribuição e presença dos microplásticos no Lago Guaíba. Na **Figura 6** e **Figura 7** estão demonstradas a localização de cada ponto de amostragem e suas respectivas imagens. Os pontos de coleta representam regiões com diferentes cenários de urbanização (região suburbana, urbana e metropolitana) e desenvolvimento (áreas comerciais e residências), bem como áreas com ausência e presença de coleta e tratamento de esgoto. Além disso, os pontos de coletas estão situados em locais com diferentes batimetrias, como observado na **Figura 6**. Portanto, para uma breve descrição dos pontos, os locais de coleta P1, P2, P3, P4, P8 e P9 estão em regiões com alta densidade populacional e são caracterizados como áreas urbanas e comerciais. Por outro lado, os pontos P5, P6, P7 e P10 estão localizados em regiões de menor densidade populacional, com predominância residencial em comparação com os outros pontos. Um fator importante que precisa ser destacado refere-se a coleta e tratamento de esgoto ofertado no município de Porto Alegre, uma vez que há regiões com índice de coleta e tratamento de 70% e outras com coleta deficiente, de apenas 0,014% de captação, como é o caso da região do local P5²³⁶.

Além da descrição acima mencionada sobre a densidade populacional, é importante e fundamental destacar outras características de cada local de amostragem. O ponto P1 está situado na fronteira de entrada do principal afluente do Lago Guaíba, o Rio Jacuí (**Figura 6**), e possui profundidade elevada, de aproximadamente 9 m. Este tributário recebe o desague de dois rios principais, Rio dos Sinos e Rio Gravataí, rios estes que percorrem regiões densamente povoadas da região metropolitana da cidade de Porto Alegre, com condições de coleta de esgoto e resíduos sólidos deficientes. Estes aspectos são ancorados por estudos que reportaram a presença de esgoto doméstico não tratado em amostras de água coletadas no Rio dos Sinos²³⁷. Desta forma, é esperado que estes canais

transportem maiores concentrações de microplásticos para o ponto P1. Além disso, P1 está localizado em frente ao porto de navegação da cidade de Porto Alegre.

A região de amostragem P2, além de ser caracterizada como um local com elevado nível de urbanização, está situado em frente a um ponto turístico da cidade de Porto Alegre, o qual recebe constantemente a presença da população da cidade para prática de esporte e lazer, principalmente aos finais de semana (**Figura 6**). Neste local, é comumente relatada pela mídia local, o descarte incorreto de resíduos sólidos durante a visita da população, fato este que favorece a entrada de material plástico para o interior do lago. O ponto P2 também é caracterizado por estar localizado em uma região do lago com elevada vazão de água, característica esta que tem potencial para favorecer a rápida dispersão dos microplásticos na superfície do corpo hídrico e possui profundidade de aproximadamente 5 m.

O local de amostragem P3 está localizado próximo à saída do lago Clube Guaíba, onde o barco empregado para a realização das coletas permanece armazenado (**Figura 6**). Neste ponto, o lago possui menor turbulência, ocasionando o represamento da água, sobretudo em épocas de baixa vazão do Lago Guaíba, ou seja, em períodos de estiagem e possui profundidade de aproximadamente 5 m.

O ponto P4 está situado em um local particular deste estudo, sendo o único ponto de coleta localizado no interior de uma baía artificial construída para impedir o avanço da água e, portanto, é caracterizado como o local de águas represadas e com o menor índice de turbulência entre os pontos amostrados (**Figura 6**). Estas condições de represamento podem propiciar o acúmulo de microplástico neste ponto. Entretanto, embora a vazão de água seja menor, o local recebe constante agitação devido a circulação de barcos, uma vez que este ponto está localizado em frente a um clube náutico. Portanto, devido à baixa profundidade do local, menor que 2 m, os microplásticos sedimentados podem ser constantemente ressuspensos para a superfície da água.

O ponto P5 encontra-se no local de menor influência direta das atividades antrópicas da cidade de Porto Alegre, pois está situado na região com menor densidade populacional e está localizado na foz do rio Jacuí (**Figura 6**). Neste local, encontra-se o ponto de amostragem de maior turbulência devido a vazão majoritária

do rio Jacuí, ocasionando menor tempo de residência da água no local. Na região circundante ao ponto P5 é comum a visualização de barcos de pesca da comunidade ribeirinha residente do local. Além disso, este ponto possui a maior profundidade entre as demais regiões amostradas, de aproximadamente 10 m, e de menor influência do vento sul, predominante no corpo hídrico.

Os pontos P6, P7 e P10 encontram-se na extremidade oposta do lago, a aproximadamente 20 km de distância do ponto P1 (**Figura 6**). Nesta região, ocorre o alargamento do corpo hídrico e o canal principal de vazão de água é comumente direcionado para o lado oposto do manancial hídrico, ou seja, nestes pontos também pode ocorrer o represamento de águas, aumentando o tempo de residência da água no local. Entretanto, estes pontos são fortemente influenciados pelo vento, ocasionando turbulência e ressuspensão de sedimentos, visto que possuem baixa profundidade, entre 2 e 3 m.

Por fim, os pontos P8 e P9 estão localizados na região central entre as extremidades coletadas (**Figura 6**), com profundidade entre 3 e 5 m. Estes pontos estão situados próximos a foz de um dos canais mais poluídos que contribuem com o lago Guaíba, o Arroio Dilúvio. Este canal transpassa a cidade de Porto Alegre e percorre regiões com condições de coleta de esgoto precária. Em períodos de enchente, inúmeros objetos são carregados pelo arroio e transportados até o Lago Guaíba.

Em resumo, o lago Guaíba está sob forte pressão antropogênica, uma vez que em sua bacia hidrográfica está localizado o maior parque industrial da região do estado do Rio Grande do Sul, onde concentram-se indústrias de calçados, couro, metalmecânica, alimentos, madeira e mobiliárias. Na região metropolitana também se encontra instalado o Polo Petroquímico, caracterizado como um complexo industrial que abrange diversas empresas do setor petroquímico.

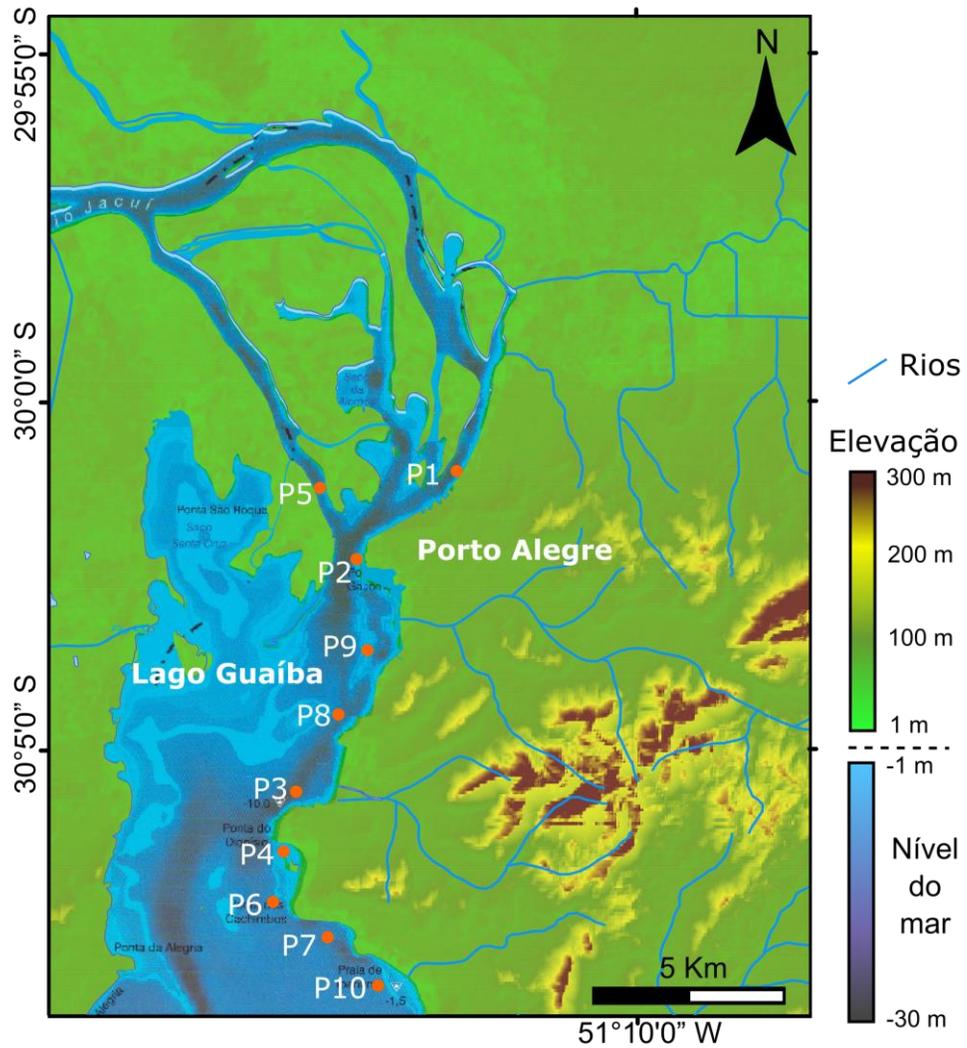


Figura 6. Mapa da localização dos pontos amostrados no Lago Guaíba com batimetria e elevação em relação ao nível do mar.

Fonte: Adaptada de Menegat *et al.* (1998)²³⁸.

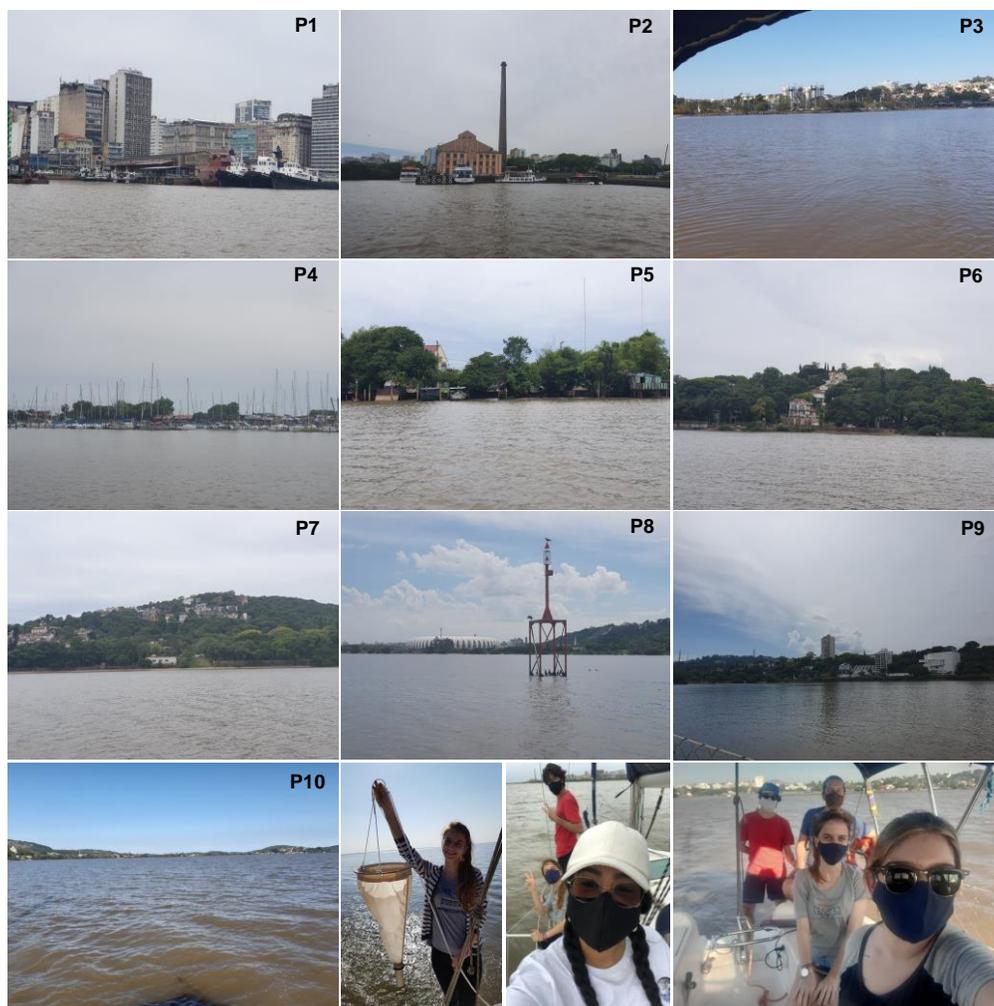


Figura 7. Imagem de cada ponto coletado, demonstrando os diferentes cenários de amostragens e a equipe de trabalho.

4.3 Procedimento de amostragem

A amostragem de microplásticos foi realizada de acordo com um método da NOAA modificado²⁰². As informações sobre as datas e estações de cada uma das oito campanhas de amostragens estão descritas na **Tabela 6**. Foram realizadas uma campanha no verão, uma no outono, três no inverno e três na primavera.

Tabela 6. Data e estação do ano de cada coleta realizada.

Coletas	Data	Estação
1	17/08/2018	Inverno
2	30/11/2019	Primavera
3	29/02/2020	Verão
4	30/05/2020	Outono
5	18/07/2020	Inverno
6	16/08/2020	Inverno
7	24/10/2020	Primavera
8	05/12/2020	Primavera

As amostras de água foram coletadas por meio do arraste horizontal com uma rede de zooplâncton cônica com malha de 60 μm , abertura de 30 cm de diâmetro e 70 cm de comprimento, contendo um cilindro coletor de PVC de 150 mL, na sua parte inferior (**Figura 8**). Durante o procedimento de coleta de água, aproximadamente 70% da abertura do diâmetro da rede ficou submersa. A rede foi fixada a um cabo e foi mantida a aproximadamente 1 a 2 m de distância da lateral do barco para evitar a turbulência causada pela proa (**Figura 9**). Conseqüentemente, a rede foi rebocada horizontalmente na superfície do lago por 10 min a uma velocidade de aproximadamente 2 a 3 km h^{-1} . Este tempo de amostragem foi empregado com a finalidade de concentrar os microplásticos no copo coletor.

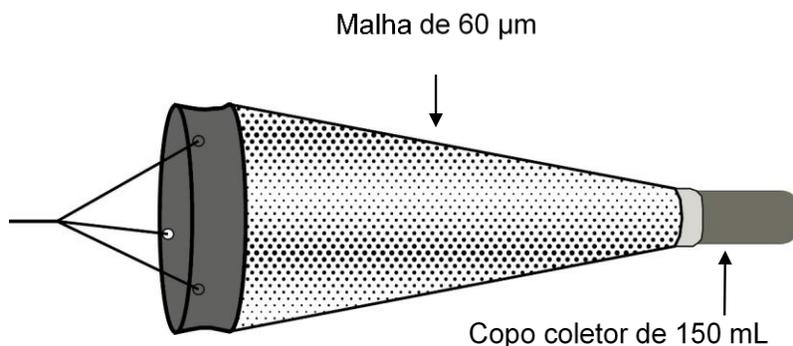


Figura 8. Ilustração da rede de zooplâncton empregada nas campanhas de amostragens realizadas no Lago Guaíba.



Figura 9. Passo a passo do procedimento de coleta de água superficial do Lago Guaíba por meio arraste horizontal da rede de zooplâncton.

O volume de água filtrado através da rede em cada local de amostragem foi calculado multiplicando a área de abertura da rede (A , m^2) pelo tempo de reboque da rede (t , min) e pela velocidade do barco (V , $km\ min^{-1}$), de acordo com a **Equação 9**²³⁹. Os detalhes de cada rota de amostragem, como velocidade de deslocamento, volume filtrado, profundidade média, coordenadas e horário da coleta de cada ponto, podem ser visualizados na **Tabela 7** e **8**. A amostragem foi realizada em uma replicada de cada ponto especificado. Ao final de cada coleta, a parte exterior da rede foi lavada com água do lago coletada no mesmo local de cada ponto, para garantir que todo o microplástico aderido à rede fosse transferido ao copo coletor acoplado na parte inferior da rede. Após este procedimento, a água com os microplásticos do copo coletor foi transferida para frascos de vidro de 250 mL,

previamente higienizados e identificados, e refrigerados em laboratório até a etapa de extração e caracterização dos microplásticos (**Anexo 1**). Após o armazenamento da amostra coletada, a rede e frasco foram higienizados com água do próximo ponto da coleta para assim ser utilizada no novo ponto de amostragem. Os dados necessários para cálculo do volume filtrado foram adquiridos com o aplicativo GeoTrack, empregado durante as coletas.

Equação 9

$$Volume = AtV$$

Tabela 7. Dados coletados para cada ponto de amostragem de água superficial do Lago Guaíba.

Parâmetros	Pontos de amostragem									
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
	Coleta 1									
Velocidade média (km h ⁻¹)	2,9	2,6	2,7	2,2	3,3	3,0	3,5	**nc	**nc	**nc
Volume filtrado (m ³)	34,3	30,9	31,8	25,9	38,5	34,9	41,2	**nc	**nc	**nc
*Profundidade média (m)	10,2	7,6	6,3	2,4	5,8	4,5	3,4	**nc	**nc	**nc
	Coleta 2									
Velocidade média (km h ⁻¹)	3,4	2,9	2,7	3,3	2,1	2,6	2,6	2,7	**nc	**nc
Volume filtrado (m ³)	39,9	34,6	32,3	39,1	24,6	30,1	30,6	31,6	**nc	**nc
*Profundidade média (m)	9,0	4,2	6,0	2,0	9,7	4,1	2,6	7,8	**nc	**nc
	Coleta 3									
Velocidade média (km h ⁻¹)	3,8	3,5	2,7	3,6	3,6	2,9	3,0	2,9	**nc	**nc
Volume filtrado (m ³)	44,2	41,6	32,3	41,9	41,9	34,0	35,4	33,7	**nc	**nc
*Profundidade média (m)	8,1	4,8	4,6	2,4	9,4	2,8	2,6	4,7	**nc	**nc
	Coleta 4									
Velocidade média (km h ⁻¹)	3,3	3,1	2,4	2,9	2,7	2,8	2,9	3,1	3,1	3,2
Volume filtrado (m ³)	38,9	36,9	27,8	34,5	31,7	33,1	34,5	36,4	36,0	37,6
*Profundidade média (m)	8,7	8,8	4,0	2,5	10,0	2,7	2,6	3,9	2,8	2,5

*A média da profundidade refere-se à profundidade anotada a cada 2 minutos durante o período total da coleta; **nc: não coletado.

Parâmetros	Pontos de amostragem									
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Coleta 5										
Velocidade média (km h ⁻¹)	1,6	2,3	2,2	2,8	1,5	2,1	3,0	2,2	1,8	3,2
Volume filtrado (m ³)	18,8	27,2	26,4	33,2	17,1	24,6	35,7	25,3	21,0	37,4
*Profundidade média (m)	9,8	8,8	5,0	3,2	10,1	3,7	3,3	7,4	4,8	3,2
Coleta 6										
Velocidade média (km h ⁻¹)	1,7	2,9	2,8	2,7	0,9	3,4	3,4	2,9	2,4	2,4
Volume filtrado (m ³)	19,4	33,8	33,0	31,4	10,1	39,9	39,9	34,5	27,8	28,3
*Profundidade média (m)	8,4	4,1	5,6	2,4	8,9	2,7	2,8	3,0	2,9	2,7
Coleta 7										
Velocidade média (km h ⁻¹)	3,0	3,3	3,1	2,7	3,1	4,7	4,7	2,9	2,8	4,3
Volume filtrado (m ³)	34,7	38,9	36,5	31,4	37,0	55,8	55,0	34,0	32,4	51,0
*Profundidade média (m)	8,9	4,5	5,2	2,1	10,4	2,6	2,4	6,0	2,4	2,2
Coleta 8										
Velocidade média (km h ⁻¹)	3,0	3,2	3,4	3,1	2,9	3,7	4,1	3,5	3,6	3,1
Volume filtrado (m ³)	35,3	37,4	40,4	36,7	33,6	43,2	47,9	41,0	42,6	36,7
*Profundidade média (m)	9,4	6,1	5,8	2,2	10,5	2,0	2,4	3,3	2,9	2,3

*A média da profundidade refere-se à profundidade anotada a cada 2 minutos durante o período total da coleta.

Continuação

Tabela 8. Coordenadas e horários de coleta para cada ponto amostrado entre as 8 campanhas realizadas no Lago Guaíba.

Pontos de amostragem	Horário de coleta		*Coordenadas (Geodetic Datum: WGS 84)			
	Inicial	Final	Inicial		Final	
Coleta 1						
P1	12:07	12:17	30°00'48.9"S	51°13'00.0"W	30°00'35.6"S	51°12'51.6"W
P2	11:17	11:27	30°02'23.7"S	51°14'37.4"W	30°02'10.5"S	51°14'37.9"W
P3	10:17	10:27	30°05'32.1"S	51°15'09.0"W	30°05'17.6"S	51°15'07.5"W
P4	16:11	16:21	30°06'25.6"S	51°15'43.0"W	30°06'28.9"S	51°15'44.2"W
P5	13:12	13:22	30°00'55.7"S	51°15'25.1"W	30°00'40.6"S	51°15'38.5"W
P6	15:02	15:12	30°07'28.7"S	51°15'47.5"W	30°07'15.2"S	51°15'50.2"W
P7	15:30	15:40	30°07'40.3"S	51°14'53.9"W	30°07'36.2"S	51°15'14.6"W
Coleta 2						
P1	11:06	11:16	30°00'51.4"S	51°12'56.9.0"W	30°00'35.2"S	51°12'47"W
P2	10:27	10:37	30°02'25.3"S	51°14'39.34"W	30°02'10.2"S	51°14'35.4"W
P3	09:26	09:36	30°05'32.1"S	51°15'09.0"W	30°05'17.6"S	51°15'07.5"W
P4	14:45	14:55	30°06'32.1"S	51°15'52.3"W	30°06'30.8"S	51°15'46.0"W
P5	12:06	12:16	30°00'55.5"S	51°15'26.1"W	30°00'46.5"S	51°15'33.9"W
P6	14:17	14:27	30°07'28.7"S	51°15'47.5"W	30°07'15.2"S	51°15'50.2"W
P7	13:54	14:05	30°07'40.3"S	51°14'53.9"W	30°07'38.3"S	51°15'08.5"W
P8	09:47	09:57	30°04'30.0"S	51°14'49.2"W	30°04'16.0"S	51°14'48.9"W

*As coordenadas estão descritas no sistema inglês.

Pontos de amostragem	Horário de coleta		*Coordenadas (Geodetic Datum: WGS 84)			
	Inicial	Final	Inicial		Final	
Coleta 3						
P1	11:06	11:16	30°00'53.1"S	51°12'58.8"W	30°00'35.8"S	51°12'46.9"W
P2	10:32	10:42	30°02'26.4"S	51°14'40.5"W	30°02'08.7"S	51°14'35.7"W
P3	09:40	09:50	30°05'32.1"S	51°15'09.0"W	30°05'17.6"S	51°15'07.5"W
P4	13:40	13:50	30°06'33.6"S	51°16'02.2"W	30°06'32.7"S	51°15'42.0"W
P5	11:53	12:03	30°00'55.7"S	51°15'25.1"W	30°00'40.6"S	51°15'38.5"W
P6	06:24	06:34	30°04'27.0"S	51°14'48.6"W	30°04'11.7"S	51°14'49.3"W
P7	07:13	07:23	30°07'42.0"S	51°14'54.5"W	30°07'38.6"S	51°15'12.3"W
P8	07:33	07:43	30°07'28.5"S	51°15'48.1"W	30°07'17.3"S	51°15'59.0"W
Coleta 4						
P1	12:16	12:26	30°00'52.0"S	51°12'57.6"W	30°00'36.1"S	51°12'48.3"W
P2	11:41	11:51	30°02'23.7"S	51°14'42.9"W	30°02'08.2"S	51°14'35.6"W
P3	10:25	10:35	30°05'29.9"S	51°15'08.0"W	30°05'17.4"S	51°15'08.7"W
P4	16:30	16:40	30°06'32.2"S	51°15'50.6"W	30°06'30.3"S	51°15'42.4"W
P5	13:06	13:16	30°00'54.7"S	51°15'26.4"W	30°00'44.4"S	51°15'36.3"W
P6	16:04	16:14	30°07'28.9"S	51°15'50.3"W	30°07'15.7"S	51°15'58.5"W
P7	15:42	15:42	30°07'41.2"S	51°14'58.5"W	30°07'35.1"S	51°15'15.2"W

*As coordenadas estão descritas no sistema inglês.

Continuação

Pontos de amostragem	Horário de coleta		*Coordenadas (Geodetic Datum: WGS 84)			
	Inicial	Final	Inicial		Final	
Coleta 4						
P8	10:53	11:03	30°04'22.8"S	51°14'47.7"W	30°04'06.2"S	51°14'49.1"W
P9	11:19	11:29	30°03'18.5"S	51°14'41.9"W	30°03'02.4"S	51°14'38.6"W
P10	15:13	15:23	30°08'54.6"S	51°14'03.9"W	30°08'39.4"S	51°15'55.9"W
Coleta 5						
P1	12:15	12:25	30°00'51.3"S	51°12'56.0"W	30°00'43.0"S	51°12'55.0"W
P2	11:32	11:41	30°02'22.7"S	51°14'42.0"W	30°02'13.0"S	51°14'35.6"W
P3	10:15	10:25	30°05'29.4"S	51°15'06.8"W	30°05'17.9"S	51°15'05.4"W
P4	15:50	16:00	30°06'31.9"S	51°15'51.7"W	30°06'32.7"S	51°15'39.0"W
P5	13:05	13:15	30°00'56.9"S	51°15'25.6"W	30°00'52.0"S	51°15'26.4"W
P6	15:28	15:38	30°07'26.5"S	51°15'51.0"W	30°07'17.1"S	51°15'57.3"W
P7	15:09	15:19	30°07'39.9"S	51°14'59.4"W	30°07'32.4"S	51°15'15.1"W
P8	10:41	10:51	30°04'22.8"S	51°14'47.0"W	30°04'11.3"S	51°14'47.8"W
P9	11:07	11:17	30°03'17.8"S	51°14'44.2"W	30°03'08.6"S	51°14'41.1"W
P10	14:41	14:51	30°08'48.6"S	51°14'03.3"W	30°08'31.7"S	51°14'02.8"W
Coleta 6						
P1	11:59	12:09	30°00'50.3"S	51°12'55.9"W	30°00'42.7"S	51°12'52.6"W
P2	11:22	11:32	30°02'23.3"S	51°14'40.5"W	30°02'10.3"S	51°14'35.4"W
P3	10:12	10:22	30°05'28.1"S	51°15'06.8"W	30°05'14.4"S	51°15'05.1"W

*As coordenadas estão descritas no sistema inglês.

Continuação

Pontos de amostragem	Horário de coleta		*Coordenadas (Geodetic Datum: WGS 84)			
	Inicial	Final	Inicial		Final	
Coleta 6						
P4	16:09	16:19	30°06'31.8"S	51°15'51.4"W	30°06'30.7"S	51°15'42.7"W
P5	13:04	13:14	30°00'55.9"S	51°15'24.9"W	30°00'51.3"S	51°15'25.4"W
P6	15:47	15:57	30°07'26.3"S	51°15'50.7"W	30°07'08.8"S	51°15'56.5"W
P7	15:28	15:38	30°07'36.4"S	51°14'58.8"W	30°07'31.0"S	51°15'19.1"W
P8	10:36	10:46	30°04'19.3"S	51°14'46.2"W	30°04'19.3"S	51°14'49.0"W
P9	10:59	11:09	30°03'17.3"S	51°14'41.9"W	30°03'05.2"S	51°14'38.4"W
P10	14:58	15:08	30°08'48.8"S	51°14'00.8W	30°08'37.2"S	51°13'54.1"W
Coleta 7						
P1	11:33	11:43	30°00'48.5"S	51°12'54.8"W	30°00'34.1"S	51°12'46.9"W
P2	10:56	11:06	30°02'19.9"S	51°14'39.2"W	30°02'03.6"S	51°14'37.0"W
P3	09:45	09:55	30°05'25.5"S	51°15'06.6"W	30°05'09.0"S	51°15'04.8"W
P4	16:29	16:39	30°06'32.0"S	51°15'49.9"W	30°06'30.7"S	51°15'46.7"W
P5	12:28	12:38	30°00'55.4"S	51°15'26.5"W	30°00'42.9"S	51°15'39.0"W
P6	14:21	14:31	30°07'25.0"S	51°15'53.5"W	30°06'59.7"S	51°15'53.6"W
P7	15:54	15:04	30°07'35.5"S	51°14'57.5"W	30°07'31.3"S	51°15'26.1"W
P8	10:09	10:19	30°043'21"S	51°14'44.4"W	30°04'05.6"S	51°14'44.1"W

*As coordenadas estão descritas no sistema inglês.

Continuação

Pontos de amostragem	Horário de coleta		*Coordenadas (Geodetic Datum: WGS 84)			
	Inicial	Final	Inicial		Final	
Coleta 7						
P9	10:34	10:44	30°03'15.7"S	51°14'42.8"W	30°03'01.7"S	51°14'37.7"W
P10	15:25	15:35.	30°08'48.9"S	51°14'02.1"W	30°08'26.6"S	51°13'55.2"W
Coleta 8						
P1	11:23	11:33	30°00'49.5"S	51°12'57.0"W	30°00'34.4"S	51°12'50.0"W
P2	10:45	10:55	30°02'18.4"S	51°14'41.6"W	30°02'02.5"S	51°14'35.0"W
P3	08:37	08:47	30°05'22.0"S	51°15'05.0"W	30°05'04.5"S	51°15'05.6"W
P4	16:03	16:13	30°06'32.0"S	51°15'53.0"W	30°06'30.6"S	51°15'46.1"W
P5	12:30	12:40	30°00'55.2"S	51°15'26.2"W	30°00'42.1"S	51°15'36.5"W
P6	15:40	15:50	30°07'23.7"S	51°15'53.6"W	30°07'04.1"S	51°15'57.3"W
P7	15:20	15:30	30°07'38.2"S	51°14'58.3"W	30°07'31.5"S	51°15'22.0"W
P8	08:59	09:09	30°04'24.1"S	51°14'47.7"W	30°04'05.3"S	51°14'49.2"W
P9	08:34	08:44	30°03'14.8"S	51°14'39.1"W	30°02'55.3"S	51°14'40.5"W
P10	15:02	15:12	30°08'44.2"S	51°14'03.9"W	30°08'27.3"S	51°14'02.8"W

*As coordenadas estão descritas no sistema inglês.

Continuação

4.4 Controle e qualidade do processo

No laboratório, para evitar contaminação cruzada de partículas suspensas no ar e/ou presentes nos materiais e reagentes utilizados, medidas de qualidade e controle foram realizadas. Desta forma, no presente estudo foram adotadas 6 medidas de prevenção de contaminação, listadas a seguir:

- 1) Todos os indivíduos que atuaram no processamento e caracterização das amostras de microplásticos estavam equipados com jalecos de algodão, luvas nitrílicas e máscaras cirúrgicas de polipropileno e a coloração da roupa foi registrada;
- 2) Todos os reagentes analíticos e a água ultrapura foram previamente filtrados, em sistema de filtração de vidro, com membrana de fluoreto de polivinilideno (PVDF, poro de 0,45 μm e 47 mm de diâmetro - Millipore). A filtração foi realizada em 5 ciclos, ou seja, a solução era retirada do frasco de armazenamento, filtrada e transferida novamente para o frasco de armazenamento. Esse processo foi repetido 5 vezes. As filtrações iniciais são realizadas com o objetivo de remover a potencial contaminação do sistema de filtração e do frasco onde a água e reagentes estavam armazenados. Dessa forma, garante-se que não haverá partículas maiores que 0,45 μm nas soluções e na água empregada durante os processos posteriores;
- 3) As bancadas de trabalho foram frequentemente limpas com álcool etílico 70% e papel toalha;
- 4) Todos os instrumentos e materiais empregados durante o processamento das amostras foram previamente higienizados com água ultrapura filtrada;
- 5) O número de pessoas trabalhando no mesmo espaço no laboratório foi reduzido (máximo 2 pessoas);
- 6) Durante o processamento, as amostras sempre permaneciam fechadas com papel alumínio, para evitar deposição de partículas presentes no ar.

Além das medidas de prevenção de contaminação supracitadas, também foram realizados dois tipos de controle para monitorar a eventual contaminação por microplásticos suspensos no ar, nos equipamentos e reagentes empregados nos processos. Assim, foram realizados brancos do processo e do ar. Para o branco do processo, uma amostra de água ultrapura previamente filtrada foi submetida ao mesmo protocolo de tratamento da amostra real. Para o branco do ar, um filtro de membrana de vidro úmido foi colocado em uma placa de Petri e exposto ao ar em todo momento em que a amostra era manipulada. Ao final dos processos, os brancos foram submetidos ao mesmo processo de caracterização visual que sua respectiva amostra.

4.5 Processamento das amostras

As amostras de águas superficiais coletadas foram processadas seguindo três etapas principais, de acordo com um procedimento elaborado pela NOAA modificado²⁰². Desta forma, os procedimentos de processamento foram realizados conforme descrito a seguir e apresentada na **Figura 10**

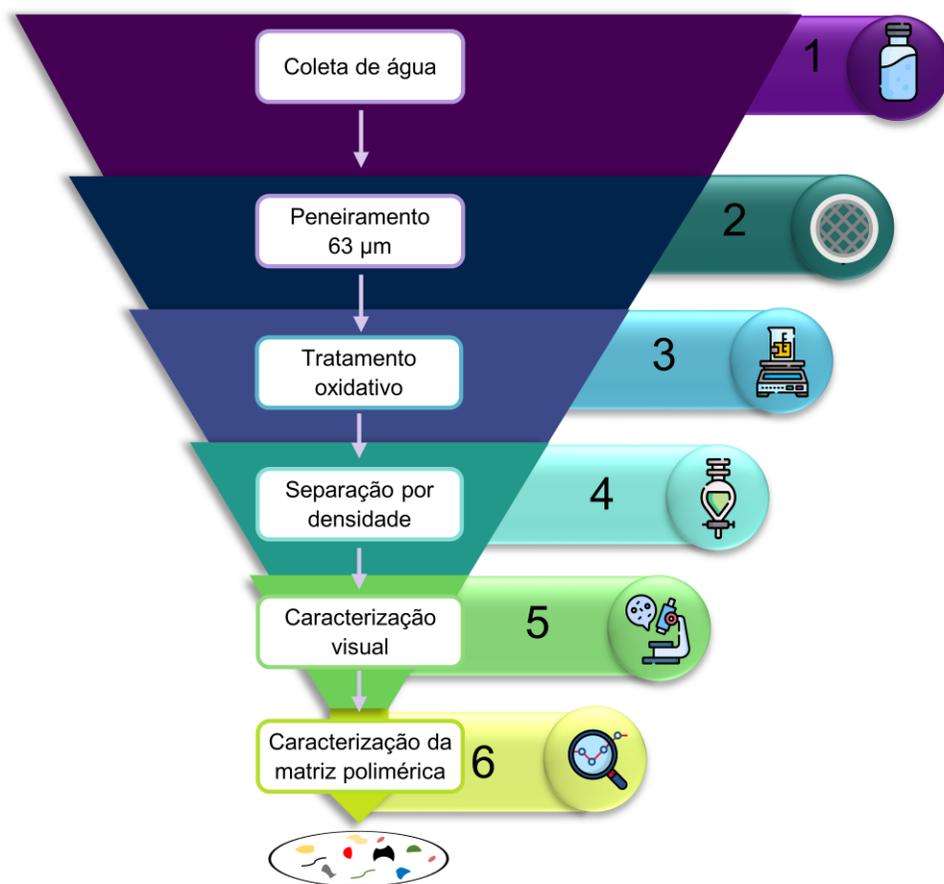


Figura 10. Fluxograma do processamento das amostras de águas superficiais coletadas no Lago Guaíba.

- **Peneiramento:** nesta primeira etapa, a amostra foi transferida para uma peneira de aço inoxidável de 63 µm e o frasco contendo a amostra foi lavado cinco vezes com água ultrapura filtrada para garantir que todo o material fosse transferido para a peneira. Em seguida, partículas > 5 mm e impurezas foram removidas manualmente com o auxílio de uma pinça de aço inoxidável e lavadas sobre a peneira, para garantir que microplásticos eventualmente aderidos ao material desprendessem e retornassem à peneira. Após esta etapa, os sólidos residuais, presentes na superfície da peneira, foram transferidos para um béquer limpo usando 200 mL de água ultrapura filtrada. Ao béquer foi adicionado uma barra magnética e o conjunto foi vedado com papel alumínio (**Anexo 2**);

- **Tratamento oxidativo:** nesta etapa, adicionou-se ao béquer, contendo os microplásticos removidos da peneira, 20 mL de solução de sulfato de Fe (II) 0,05 M em meio ácido (H_2SO_4 0,1 M) e 20 mL de H_2O_2 (35%, v/v). A concentração final de H_2O_2 empregado no processo de oxidação foi de 3% v/v. Em seguida, a mistura foi aquecida em temperatura controlada de 60 a 65 °C sob agitação branda durante 1 h (**Anexo 3**). A temperatura de trabalho para o processo de oxidação foi determinada entre a faixa de 60 a 65 °C com o objetivo de limitar uma potencial degradação da cadeia polimérica dos microplásticos²⁰⁴. O tempo de agitação foi contabilizado a partir do momento em que a temperatura desejada foi alcançada. A amostra permaneceu fechada com papel alumínio durante todo o processo oxidativo. Esta etapa foi realizada com ausência de controle do pH. Finalizado o tempo de reação, a barra magnética foi lavada e removida e a amostra foi deixada em repouso durante 24 h;

- **Separação por densidade:** as amostras anteriormente digeridas foram submetidas a filtração a vácuo empregando filtro de PVDF (poro de 0,45 μm e diâmetro de 47 mm– Merck-Millipore). Em seguida, o filtro foi transferido para o mesmo béquer onde o tratamento oxidativo foi realizado e adicionou-se 50 mL de solução saturada de iodeto de sódio (2,6 g cm^{-3}). Sobre o filtro no béquer, foi adicionado uma barra de agitação magnética e então a solução foi agitada até que todo o material aderido na membrana fosse desorvido. O tempo de agitação variou entre as amostras (10 a 30 segundos), pois haviam amostras com elevado teor de material sólido, as quais necessitavam de maior agitação. Após a agitação, a membrana foi lavada e retirada do béquer com uma pinça de aço inoxidável. O eluente resultante foi transferido por intermédio de um funil de vidro para um funil de separação de vidro de 250 mL. O béquer e o filtro foram lavados cinco vezes com a solução salina para garantir a transferência de todas as partículas para o funil de separação. O volume total de solução de iodeto empregada foi de 200 mL. Posteriormente, a amostra foi mantida em repouso durante 24 h para a decantação do material inorgânico e flutuação dos potenciais microplásticos (**Anexo 4**). O material sedimentado foi drenado e descartado, enquanto o sobrenadante foi filtrado a vácuo em filtro de fibra de vidro (tamanho de poro de 0,7 μm e 47 mm de diâmetro

– Watman). Por fim, a membrana foi seca à temperatura ambiente em placa de Petri fechada até sua respectiva caracterização (**Anexo 5**).

4.6 Caracterização dos microplásticos

4.6.1 Caracterização física

Após o processamento das amostras, foram realizadas as caracterizações físicas visuais. Primeiramente, as membranas foram observadas com o auxílio de uma lupa para realizar a contagem e separação de microplásticos visíveis a olho nu, maiores que 1 mm, uma vez que estes dificultam a visualização de microplásticos menores no estereomicroscópio. Após a separação dos microplásticos maiores com lupa, estes foram encaminhados ao estereomicroscópio para a realização da contagem e classificação de acordo com sua cor e forma. No estereomicroscópio, as membranas e microplásticos removidos manualmente da membrana foram posicionados em uma lâmina de vidro e observados com câmera digital (Olympus DP73) por meio de duas ampliações, 4x e 10x. Para facilitar o procedimento de visualização, contagem e localização dos microplásticos, a membrana foi demarcada com uma linha pontilhada em 4 quadrantes. Após a visualização no estereomicroscópio, os microplásticos maiores que 1 mm foram armazenados em micro tubos tipo Eppendorf de 1,5 mL para posterior caracterização química no μ -FTIR.

Quanto à forma, os microplásticos foram classificados como fragmentos, fibras e microesferas. Microplásticos irregulares e sem forma, foram classificados como fragmentos; microplásticos finos e alongados como fibras; microplásticos esféricos como microesferas. Quanto à cor, os microplásticos foram classificados em cinco categorias: branco-transparente, vermelho, azul, verde, preto e amarelo. Os microplásticos de coloração laranja, rosa e roxo foram incluídos na categoria

"vermelho", devido ao seu número inferior. O tamanho dos microplásticos foi aferido apenas para as microesferas, em termos do seu diâmetro, forma presente em menor proporção entre os itens contabilizados.

4.6.2 Caracterização química

Para a caracterização química dos microplásticos, aproximadamente 2% do total de partículas contabilizadas em cada coleta foi analisado. Essa parcela de microplásticos identificados é devido a uma limitação instrumental, pois a membrana empregada na filtração final, impedia a reflexão da luz infravermelha emitida pelo espectrômetro, dificultando a identificação dos microplásticos. Portanto, apenas os microplásticos com tamanhos maiores que 1 mm, foram selecionados a olho nu, com auxílio de pinça, e posicionados diretamente na lâmina para análise no μ -FTIR para posterior identificação da matriz polimérica.

Um fator importante na caracterização dos microplásticos é o grau de oxidação da cadeia polimérica, uma vez que essa informação pode ser útil para compreender o tempo em que o polímero foi exposto a agentes degradantes no meio ambiente. Neste trabalho o grau de oxidação da superfície dos microplásticos mais abundantes, PE e PP, foi realizado a partir do cálculo do IC. Para o cálculo do IC, foi empregado a **Equação 10**, descrita abaixo.

$$\text{Equação 10} \quad \text{IC} = \frac{A(1)}{A(2)}$$

onde, A(1) é a absorbância em $1715\text{-}1735\text{ cm}^{-1}$, referente ao grupo carbonila e A(2) é a absorbância em $1471\text{ e }1461\text{ cm}^{-1}$ para os polímeros PE e PP, respectivamente¹³².

Para verificar uma possível modificação química na matriz polimérica durante o processo oxidativo dos microplásticos coletadas do Lago Guaíba, foi realizado um teste de oxidação com 100 mg de microplásticos de PP e PE,

preparados em laboratório. Os polímeros utilizados foram fornecidos pela empresa Braskem em formato de pellet na cor branca. Para o preparo dos microplásticos, primeiramente os pellets foram moídos em moinho criogênico, e em seguida fracionados no tamanho entre 150 e 350 μm . Os microplásticos produzidos, foram submetidos ao mesmo protocolo de oxidação empregados no tratamento das amostras do lago Guaíba. Após o processo de oxidação, as amostras de PP e PE foram filtradas em filtro de fibra de vidro e secas à temperatura ambiente. Posteriormente, as amostras foram analisadas por FTIR-ATR para observar modificações na cadeia polimérica. Este experimento foi realizado em triplicata.

As análises de espectroscopia dos microplásticos coletados do Lago Guaíba foram realizadas em um espectrômetro Nicolet 6700 da Termofisher em modo reflectância na região entre 4000–450 cm^{-1} com resolução de 4 cm^{-1} e 64 varreduras e microscópio acoplado com magnificação de 50x. Durante a análise, os microplásticos foram posicionados sobre uma placa metálica com superfície recoberta em ouro e então analisados. Após a análise, os espectros obtidos foram comparados com espectros da biblioteca do equipamento, em que foram considerados apenas aqueles com índice de similaridade superior a 70%. As análises espectroscópicas dos microplásticos prístinos submetidos ao processo de oxidação foram realizadas em um espectrômetro Nicolet 6700 da Termofisher em modo de reflectância total atenuada utilizando um cristal de germânio na região entre 4000–450 cm^{-1} com resolução de 4 cm^{-1} e 64 varreduras.

4.7 Coleta e tratamento dos dados

4.7.1 Coleta dos dados de profundidade do lago e precipitação

Com o objetivo de explicar e compreender a distribuição e concentração dos microplásticos no Lago Guaíba, foram coletados dados de profundidade de

cada ponto amostrado e o volume de chuva acumulada nos 7 dias prévios a amostragem. Os dados de profundidade foram adquiridos com o auxílio de um sonar acoplado ao barco, onde a cada dois minutos uma medida foi registrada, totalizando 5 medições ao final de cada ponto coletado. Com os dados obtidos, foi realizado uma média da profundidade para cada ponto.

Os dados de precipitação foram coletados por meio de dados disponibilizados online (tempo.inmet.gov.br/Graficos/A801) pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) da estação convencional de coleta de número 83967 que fica localizada no Lago Guaíba²⁴⁰.

4.7.2 *Tratamento de dados*

Para determinar a variância na observação dos microplásticos no estereomicroscópio, duas contagens foram realizadas para todos os pontos da coleta 1, em períodos diferentes, pelo mesmo observador. A incerteza da medição foi analisada entre a contagem um e a contagem dois usando o coeficiente de correlação de Pearson. Para a observação, em ambas as contagens, foram adotadas as mesmas características dos microplásticos. Portanto, para a coleta 1, a abundância dos microplásticos será demonstrada em termos da contagem média entre as duas medições. Ademais, a diferença entre a concentração de microplásticos entre as coletas para cada ponto foi verificado por meio da análise de variância (ANOVA), em que os resultados foram considerados estatisticamente significativos para $p < 0,05$.

Para avaliar a correlação entre a precipitação e a concentração de microplásticos entre as campanhas de amostragens, foi realizado uma correlação de Pearson entre a concentração de microplásticos obtida para cada ponto entre as diferentes coletas e o acumulado de chuva nos 7 dias prévios às campanhas. A correlação de linear de *Pearson* foi escolhida a fim de avaliar como as duas variáveis, chuva e concentração, associavam-se entre si. Além disso, a fim de observar perfis de distribuição e contaminação por microplásticos no Lago Guaíba,

foi realizada a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) com índice de similaridade Bray-Curtis para os dados das formas e cores dos microplásticos com o auxílio do *Software Past*. A análise de nMDS é uma ferramenta muito empregada para buscar padrões de similaridade entre amostras, a fim de produzir uma representação espacial dos pontos estudados. Por meio da análise, é produzida uma ordenação baseada em uma matriz de distância ou de dissimilaridade²⁴¹.

5 Resultados e discussões

5.1 QA/QC

A potencial contaminação em laboratório durante a manipulação e processamento das amostras coletadas no Lago Guaíba foi avaliada por meio da realização de brancos do ar e do processo. Desta forma, foi observado que os procedimentos de QA/QC adotados neste estudo foram eficientes a fim de mitigar a influência da contaminação externa na concentração de microplásticos obtida. Nos brancos realizados tanto para o ar quanto para o processo, foram observadas apenas a presença de fibras, forma já reportada na literatura como sendo a principal componente de contaminação atmosférica de amostras de microplásticos^{196,197}.

Importante ressaltar que foi observada maior contaminação nos brancos do processamento ($2,40 \pm 2,37$ itens filtro⁻¹) do que nos brancos do ar ($0,32 \pm 0,67$ itens filtro⁻¹), contaminação que está relacionada a maior manipulação da amostra durante o processamento, favorecendo a deposição de fibras suspensas no ambiente laboratorial. A coloração majoritária das fibras observadas entre ambos os tipos de branco foram azuis ($0,95 \pm 1,22$ itens filtro⁻¹) e pretas ($2,70 \pm 2,74$ itens filtro⁻¹), embora a cor vermelha também tenha sido constatada ($0,47 \pm 0,90$ itens

filtro⁻¹). Este perfil de contaminação foi de acordo com a coloração das roupas dos indivíduos que realizavam a manipulação das amostras.

Observou-se também relação direta da contaminação dos brancos com o número de indivíduos presentes no laboratório durante o processamento das amostras, ou seja, quanto maior o número de indivíduos, maior o número de fibras observadas nos brancos analisados. Portanto, é indicado que o processamento das amostras seja realizado com número mínimo de pessoas compartilhando o mesmo ambiente. Assim, como o número de contaminação por fibras nos brancos foi inferior ao encontrado nas amostras coletadas, a contaminação foi desconsiderada na contagem dos microplásticos. Este método também foi adotado por outros trabalhos na literatura, onde a contaminação não foi considerada significativa^{199,200}.

5.2 Análise da variância da contagem dos microplásticos

Para avaliar a variância da visualização entre a quantidade, forma e cor dos microplásticos observados no estereomicroscópio, foram realizadas duas contagens nas membranas de cada ponto de amostragem da coleta 1. Portanto, para a contagem total dos microplásticos, foi obtida boa correlação entre as duas observações realizadas, com coeficiente de correlação de *Pearson* igual a 0,97 (**Figura 11**).

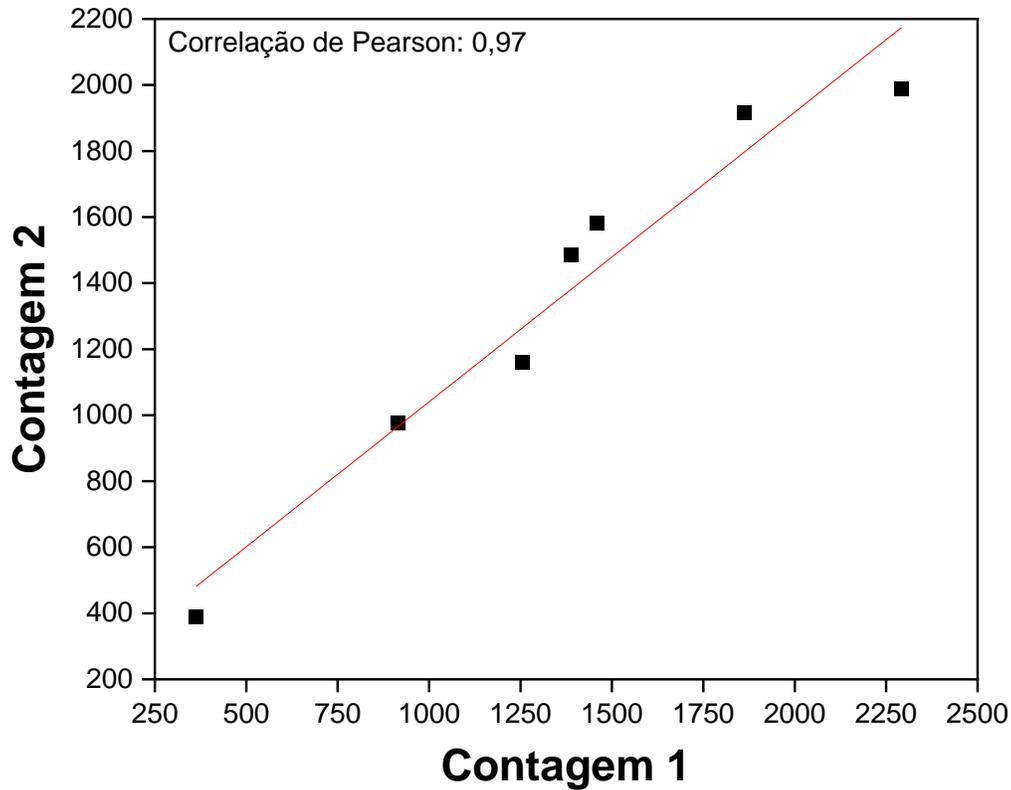


Figura 11. Correlação linear de *Pearson* entre a quantidade total de microplásticos contabilizados entre as duas contagens dos 7 pontos da coleta 1.

Na análise de variância das duas contagens para as formas, foi observada melhor correlação para as microesferas, com coeficiente de correlação de *Pearson* igual a 0,97. Para fragmentos, a correlação foi de 0,95 e fibras 0,91 (**Figura 12**). A melhor correlação encontrada entre as duas contagens para as microesferas foi sobretudo devido à maior facilidade na observação desta forma de microplásticos quando comparadas a fibras e fragmentos.

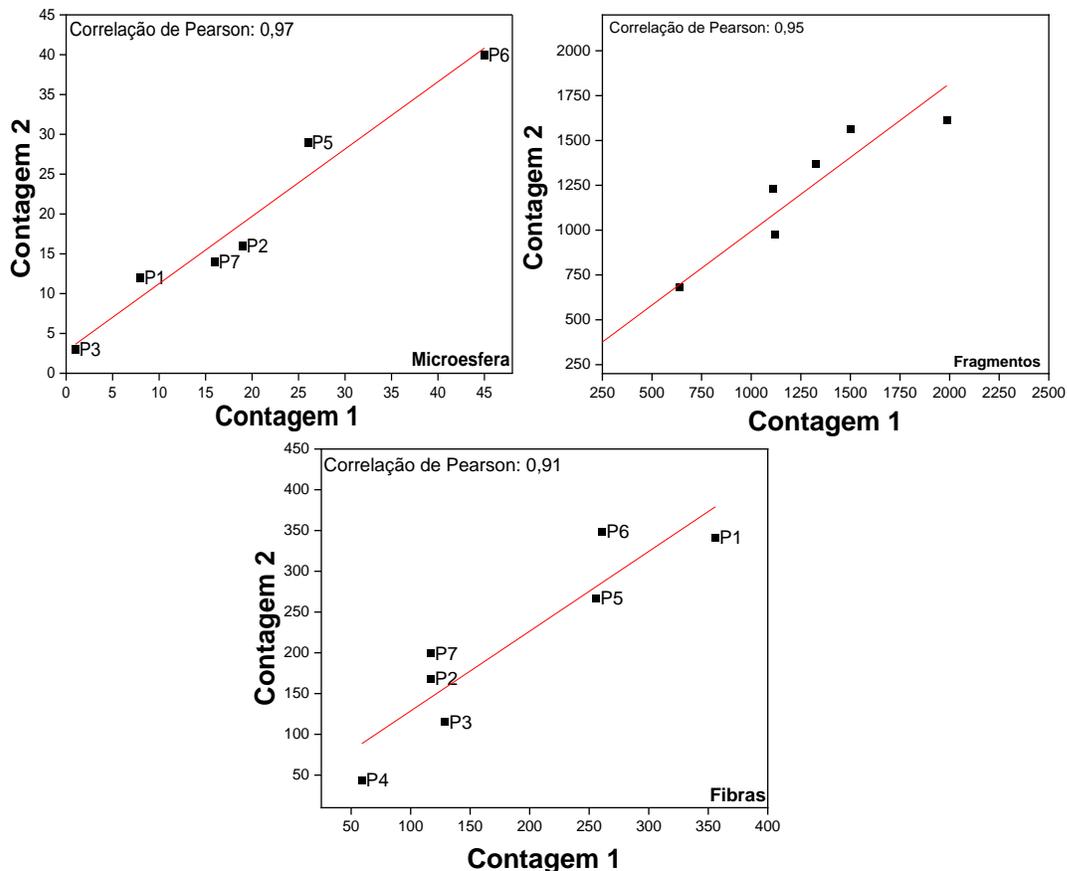


Figura 12. Correlação de *Pearson* entre as duas contagens para as formas dos microplásticos contabilizados dos 6 pontos da coleta 1. O ponto 4 foi removido para a correlação das microesferas pois foi considerado um *outlier*.

Entre as cores, os microplásticos verdes e azuis tiveram a melhor correlação entre as duas observações, seguidos dos microplásticos vermelhos, branco-transparentes e amarelos (**Figura 13**). A menor correlação foi determinada para os microplásticos pretos, com coeficiente de correlação de *Pearson* igual a 0,35. Esse fato pode ser resultado da limitação da visualização de microplásticos de coloração preta, visto que podem ser confundidos com outras partículas, como materiais orgânicos e inorgânicos naturais, acarretando em uma observação com maior variação e uma possível detecção de microplásticos falso-positivos²⁴². Os microplásticos branco-transparentes e amarelos também podem ser confundidos com materiais naturais, como folhas de árvores e partículas de areia. Por outro lado, os microplásticos azuis e verdes são mais facilmente observáveis nas amostras.

Estes aspectos corroboram com os resultados obtidos para a variação entre as duas contagens para as cores. Portanto, estes resultados demonstram que a contagem dos microplásticos de forma manual apresenta um erro sistemático inerente ao processo que também precisa ser considerado nos estudos de determinação de microplásticos no meio ambiente.

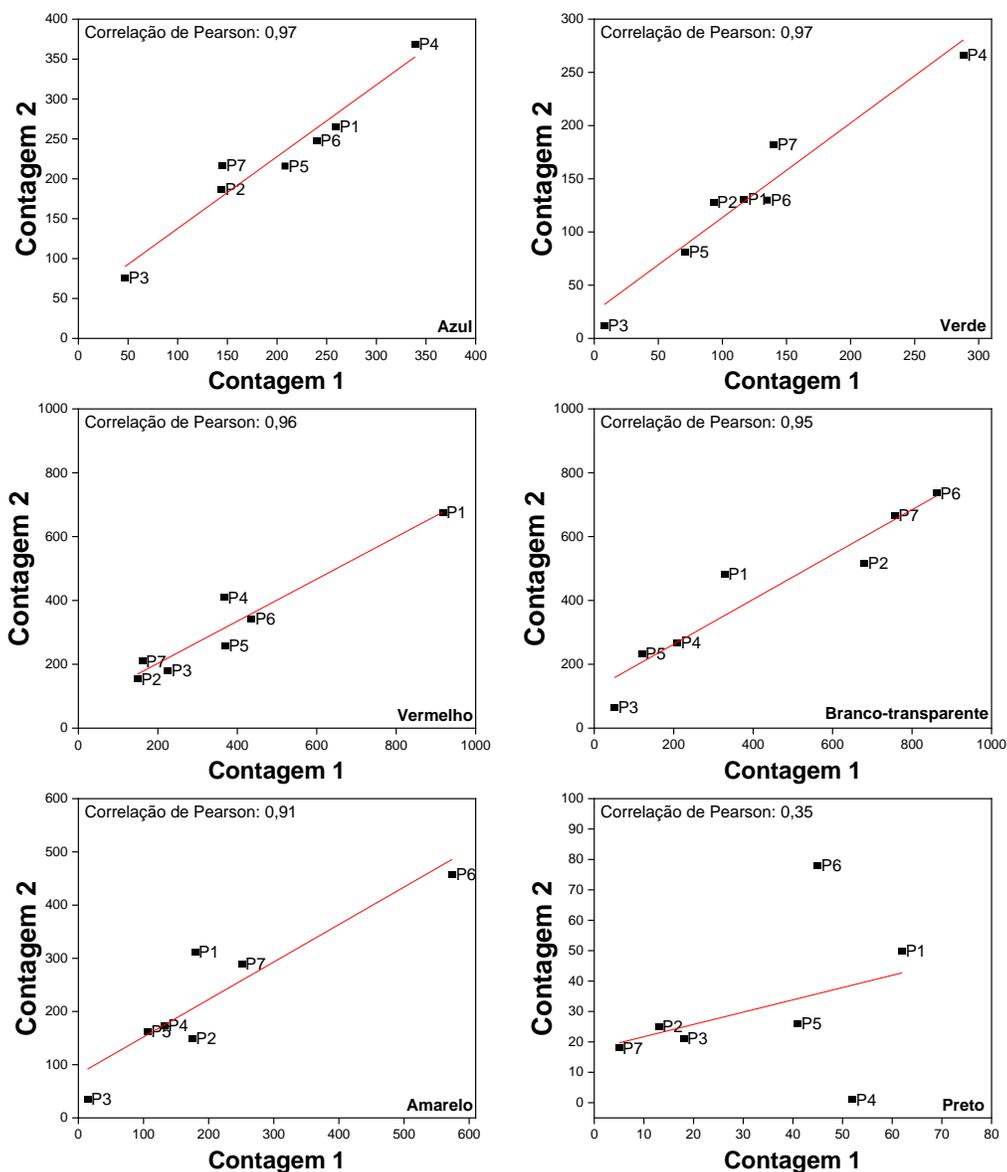


Figura 13. Correlação de *Pearson* entre as duas contagens de microplásticos em termos das cores para os 7 pontos da coleta 1.

5.3 Abundância e distribuição dos microplásticos

Microplásticos foram detectados em todos os pontos coletados nas 8 campanhas de amostragens realizadas no Lago Guaíba, demonstrando a onipresença destas partículas no manancial hídrico. A concentração de microplásticos variou na faixa entre 2,92 e 61,22 itens m^{-3} . Na **Tabela 9** estão demonstradas as concentrações para cada ponto entre as 8 coletas realizadas. Assim, por meio dos dados coletados, não foi observado diferença estatística significativa, para nível de significância de 0,05, na concentração de microplásticos para cada ponto coletado entre todas as coletas. Entretanto foram observadas tendências de distribuição dos microplásticos entre as amostras coletadas ao longo do Lago Guaíba, que serão apresentadas no decorrer deste tópico.

Com a análise da concentração de microplásticos entre as 8 campanhas de amostragens realizadas, foi observado que a menor amplitude na abundância de microplásticos foi determinada na coleta 7, com concentrações entre 4,98–15,83 itens m^{-3} (**Figura 14** e **Tabela 9**). Essa campanha foi realizada na primavera, posterior a um período de estiagem (acumulado de 1,20 mm de chuva nos 7 dias anteriores à coleta) (**Figura 14** e **15**). O período de estiagem ocasiona a redução do volume de água do lago e diminuição da turbulência, favorecendo a decantação dos microplásticos no leito do manancial hídrico. Por outro lado, maior amplitude foi determinada para as coletas 1 (11,86–61,22 itens m^{-3}) e 4 (4,80–53,80 itens m^{-3}), onde entre estas coletas, a campanha de amostragem 4 foi realizada após período de acentuada precipitação (acumulado de 81,3 mm de chuva nos 7 dias anteriores à coleta) (**Tabela 9**, **Figura 14** e **15**). Estes dados são ancorados por outros estudos os quais apontam que períodos de precipitação são fatores importantes na distribuição e abundância de microplásticos em corpos hídricos^{151,243,244}.

Tabela 9. Concentração de microplásticos determinada em cada ponto coletado nas 8 campanhas de amostragens realizadas no Lago Guaíba, no período de 2018 a 2020.

Coletas	Concentração de microplásticos (itens m ⁻³)									
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
1	55,14	39,01	11,86	55,42	24,58	61,22	36,93	*nc	*nc	*nc
2	14,58	17,82	10,57	10,57	15,40	22,29	21,20	29,69	*nc	*nc
3	16,87	18,72	21,08	13,58	8,44	31,51	12,05	7,32	*nc	*nc
4	29,00	38,40	53,80	13,40	13,10	7,90	7,80	31,70	17,80	4,80
5	21,13	15,66	10,88	35,39	11,66	15,40	15,33	22,04	24,76	18,13
6	32,79	22,13	11,68	12,88	20,84	21,42	6,56	18,52	16,12	9,77
7	9,01	9,47	15,83	12,15	6,14	4,98	9,98	11,25	5,71	6,98
8	17,41	9,08	14,39	7,98	2,92	19,81	25,75	7,88	4,55	24,53

*nc: não coletado

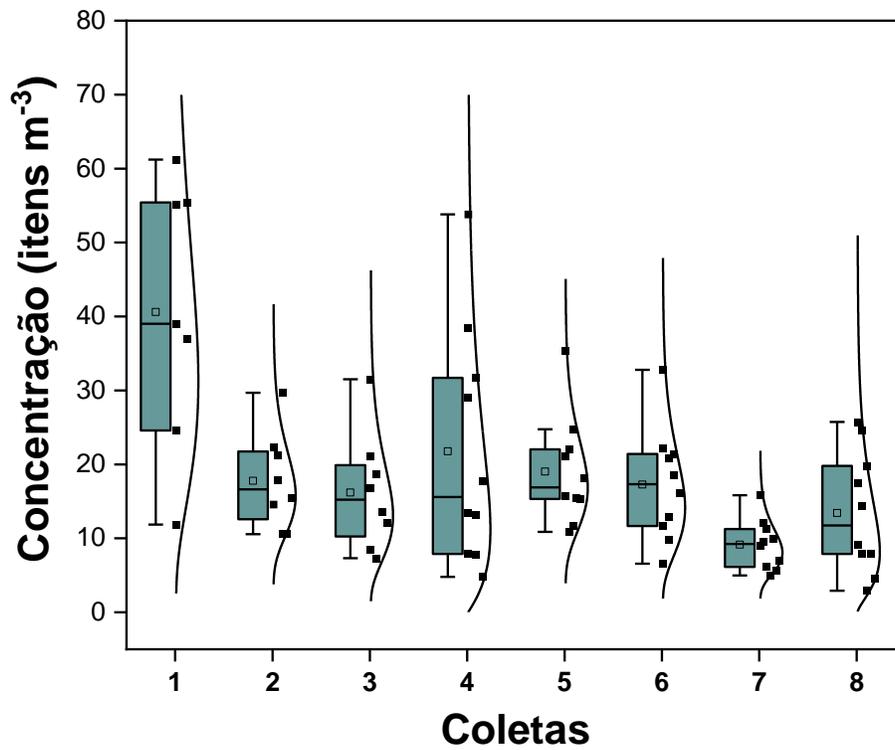


Figura 14. Boxplot com curva de densidade Gama da distribuição da concentração de microplásticos em cada campanha de amostragem realizadas no Lago Guaíba.

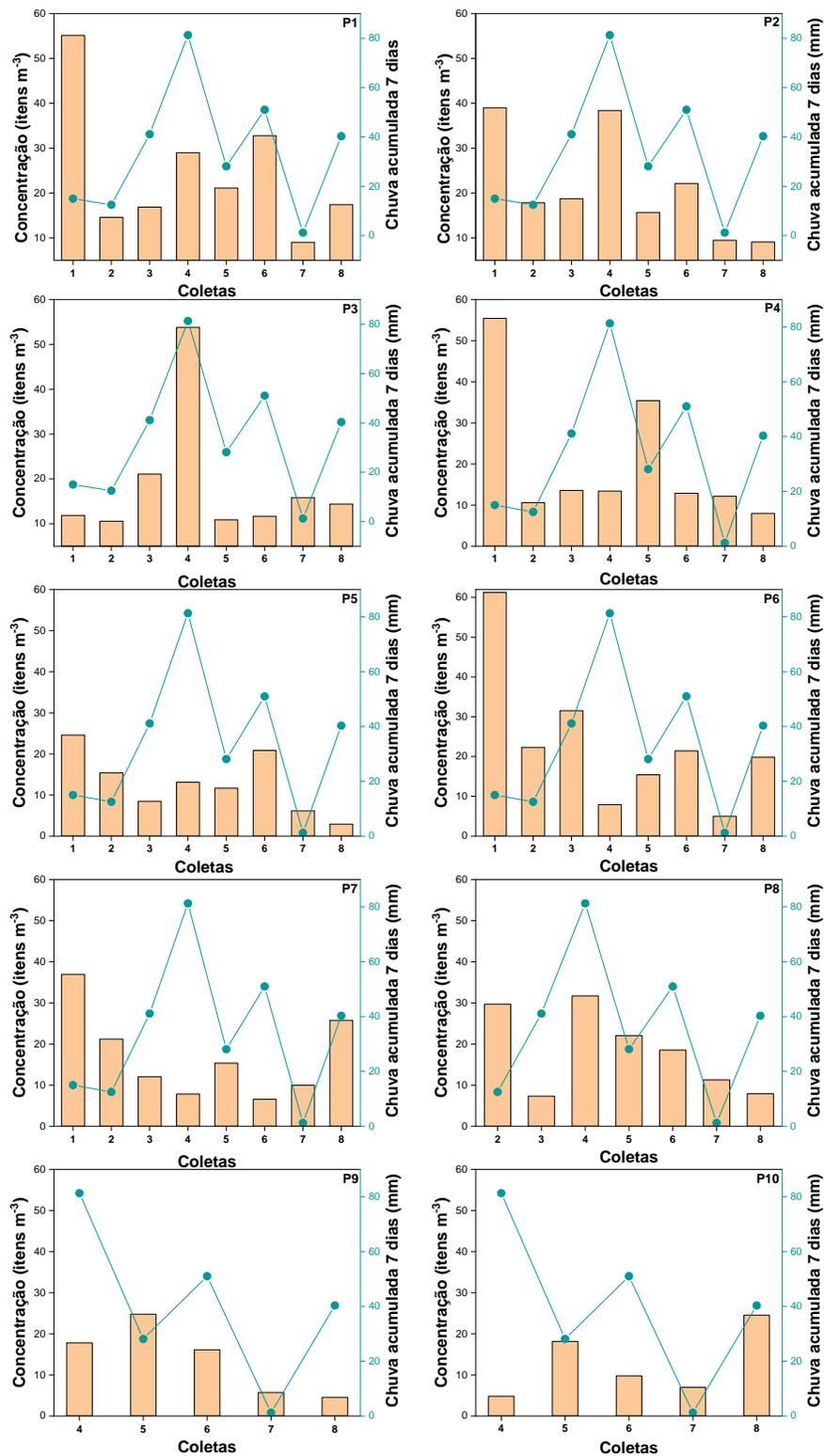


Figura 15. Relação entre a concentração de microplásticos e a chuva acumulada dos 7 dias anteriores às amostragens realizadas no Lago Guaíba. Dados de precipitação coletados na plataforma do INMET²⁴⁰.

A entrada de microplásticos no lago Guaíba pode diferir para cada ponto, visto que os locais amostrados possuem, em geral, características distintas entre si. Foi observado que regiões com maior densidade populacional, como por exemplo os pontos 1, 2, 3 e 4 possuem maior contaminação por microplásticos, perfil de contaminação frequentemente mencionado na literatura^{245,246} (**Tabela 9 e Figura 16**). Wang *et al.* (2017)²⁴⁷ também observaram correlação positiva entre o aumento da concentração de microplásticos em pontos localizados no interior ou nas regiões circundantes de grandes centros urbanos. Neste sentido, as maiores concentrações de microplásticos foram determinadas, no geral, para o ponto 1 (maior influência antropogênica), por outro lado, as menores foram determinadas para os pontos 5 e 10 (menor influência antrópica). Este perfil de contaminação demonstra diretamente como regiões com menor influência antrópica são menos impactadas pela contaminação por microplásticos, quando comparados às regiões com maior densidade populacional.

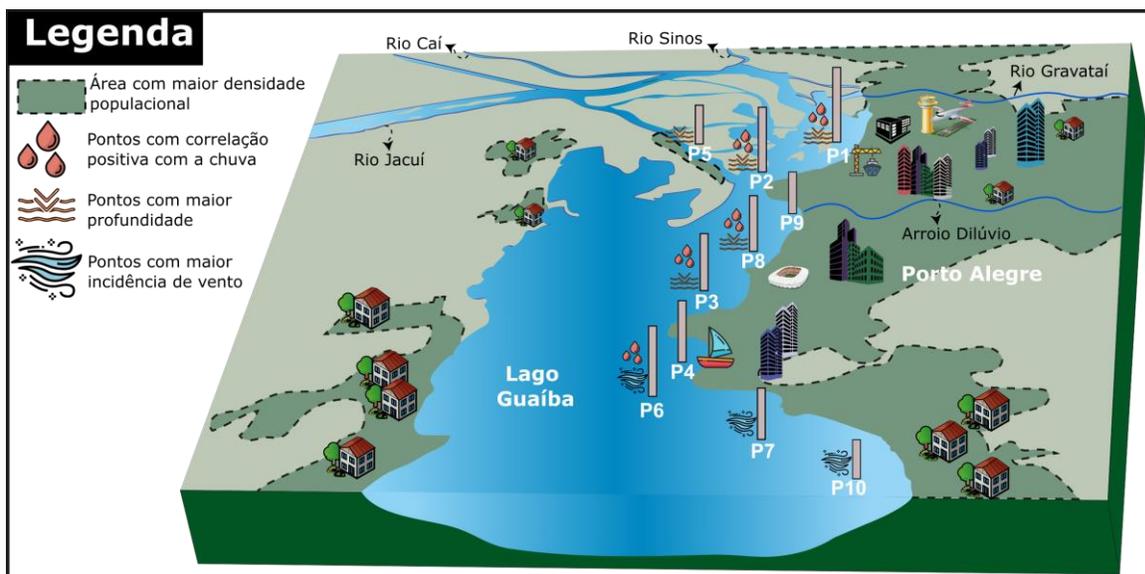


Figura 16. Figura ilustrativa dos fatores com maior influência na distribuição dos microplásticos no Lago Guaíba. A barra vertical cinza representa a concentração média de microplásticos obtida para cada ponto entre todas as coletas realizadas.

A respeito da contaminação por microplásticos, algumas características intrínsecas de cada pontos podem ser destacadas. Por exemplo, o ponto 1, localizado mais a norte do Lago Guaíba, situa-se na entrada de afluentes como o rio Gravataí e Sinos, que passam por áreas de intensa pressão antropogênica, implicando no transporte de microplásticos para o corpo hídrico (**Figura 16**). Além disso, o ponto 1 está centrado em frente ao porto de carga da cidade de Porto Alegre, fator este que pode contribuir com a liberação de microplásticos durante o carregamento e/ou descarregamento dos navios. Após a entrada dos microplásticos no manancial hídrico, as partículas são dispersas e diluídas ao longo da superfície do lago. Portanto, as características descritas corroboram com a elevada contaminação por microplásticos encontrada do ponto 1.

O ponto 4 é um ponto distinto neste trabalho, pois é o único localizado dentro de uma baía artificial criada para conter o avanço da água, e assim, se encontra em uma região de características lânticas, fora do canal principal do Lago Guaíba. Desta forma, os microplásticos que são transportados pelo escoamento principal, no canal de norte a sul, podem escoar para estas regiões rasas de enseadas e permanecerem nestes locais por maiores períodos. Esse fenômeno já foi reportado na literatura, ou seja, a presença de baías em corpos hídricos atuam como sumidouros e retentores de microplásticos ⁹⁷.

Para os pontos 8 e 9, importante destacar que a contaminação para estes pontos foi relacionada à entrada de microplásticos por meio de dois canais urbanos que escoam próximos aos pontos de coleta, sendo o principal deles, o Arroio Dilúvio, canal que percorre regiões densamente povoadas na cidade de porto Alegre e que, em episódios recorrentes é possível visualizar a ocorrência de resíduos plásticos flutuante neste canal, que transpassa a cidade e tem foz no Lago Guaíba, próximo ao ponto 8 e 9 (**Figura 16**). Entretanto, importante também ressaltar que nestes pontos o canal de escoamento principal do Lago Guaíba desloca-se ao lado oposto da região coletada o que também influencia na concentração de microplásticos determinada para os pontos 8 e 9²⁴⁸.

Nos pontos mais afastados do centro urbano, 6, 7 e 10, região de maior alargamento da sessão do lago, a contaminação encontrada pode ser ocasionada

pelo represamento de águas devido às forças de ventos da direção sul, predominante nestes locais, que como indicado pela literatura pode gerar inversão da corrente, levando ao aprisionamento dos microplásticos nestas regiões²³⁴ (**Figura 16**).

Também é importante ressaltar que a distribuição dos microplásticos na superfície de corpos hídricos, como o Lago Guaíba pode ser influenciada por diversos fatores, tais como pelas condições meteorológicas e características geomorfológicas do manancial hídrico^{234,238}. Assim, por meio da correlação linear entre a concentração de microplásticos e a precipitação foi possível inferir que a chuva é um fator que contribui positivamente para a presença de microplásticos no manancial hídrico estudado, visto que entre os pontos estudados, forte correlação foi obtida para os pontos 1, 2, 3, 6 e 8 (**Tabela 10 e Figura 15 e 16**). Assim, observou-se que, em coletas posteriores a maior precipitação, houve no geral, aumento da concentração de microplásticos na água. O aumento de microplásticos nas águas após períodos de precipitação pode ser resultado da liberação de microplásticos a jusante, escoamento de ruas e deposição atmosférica^{84,117,249}.

Tabela 10. Coeficiente de correlação de *Pearson* entre a precipitação e a concentração de microplásticos, e os dados de profundidade de cada ponto amostrado.

Pontos de coleta	*Coeficiente de correlação de Pearson	Profundidade (m)
1	0,82	8,89 ± 0,57
2	0,81	5,90 ± 2,57
3	0,84	5,19 ± 1,45
4	**ac	2,38 ± 0,49
5	0,56	9,84 ± 1,18
6	0,66	2,95 ± 0,37
7	0,36	2,67 ± 0,07
8	0,74	5,15 ± 2,83
9	0,37	3,16 ± 0,54
10	**ac	2,59 ± 0,09

*Coeficiente de correlação entre a precipitação acumulada nos 7 dias prévios a coleta e a concentração de microplásticos de cada ponto; **ac: ausência de correlação.

Neste contexto, foi observado que a profundidade desempenha um papel fundamental na distribuição de microplásticos na água, uma vez que os pontos com melhor correlação com a precipitação estão situados em regiões de maior profundidade (**Tabela 10** e **Figura 16**). Em outras palavras, locais de maior profundidade estão limitados à ressuspensão de microplásticos sedimentados. Por outro lado, os pontos com menor profundidade, como por exemplo, 4, 7 e 10 resultaram em baixa ou ausência de correlação entre a concentração de microplástico e a precipitação (**Tabela 10** e **Figura 16**). Nesses pontos, sobretudo os pontos 7 e 10, a presença de vento pode ocasionar a ressuspensão de

microplásticos sedimentados devido a turbulência da água. Essa hipótese é ancorada por dados da literatura que apontam a acentuada influência do vento no escoamento da região Sul do lago, regiões dos pontos 6, 7 e 10. Neste caso, é apontado que regiões com profundidade de aproximadamente 2 m são favorecidas para ocorrer a recirculação de sedimentos de fundo^{250,251}. Para o ponto 4, embora esteja situado na região com menor incidência de vento, no interior de uma baía artificial, a baixa correlação pode ser influenciada pela constante ressuspensão dos sedimentos, resultante da movimentação de embarcações que circulam no local, visto que o ponto está situado na saída do clube náutico Jangadeiros (**Tabela 10 e Figura 16**).

Para o ponto 5, a baixa correlação com a chuva foi relacionada com a constante renovação de água no local, em virtude de sua localização, situado na região de maior velocidade de água, na foz do rio Jacuí, limitando o tempo de permanência de microplásticos no mesmo local (**Tabela 10**). Além disso, o ponto 5 foi caracterizado com a menor variação na concentração de microplásticos, fenômeno este que pode estar diretamente relacionado com a profundidade do local, a maior média entre os locais amostrados ($9,84 \pm 1,18$ m) e menor influência do vento sul (**Tabela 9 e Tabela 10**), fatores que reduzem a ressuspensão de microplásticos sedimentados.

Portanto, os dados obtidos neste estudo corroboram com outros trabalhos publicados, onde a densidade populacional, características hidrológicas e geomorfológicas do lago, juntamente com fatores hidrodinâmicos como a incidência de vento e precipitação, são mencionados como os principais fatores que controlam a presença, abundância e a distribuição dos microplásticos na superfície de corpos hídricos^{80–82,84,85,252}. Portanto, é importante compreender quais as potenciais fontes e como ocorre a mobilidade dos microplásticos no Lago Guaíba, visto que este tem sua foz na Lagoa dos Patos, corpo hídrico que deságua no Oceano Atlântico e que portanto transporta a contaminação plástica dos afluentes a sua montante.

Ao comparar a contaminação obtida por microplásticos com outros estudos ao redor do mundo, os quais empregaram rede de arrasto com abertura de poro ~ 60 μm , é possível observar que o Lago Guaíba possui nível de contaminação

elevado (**Tabela 11**). Entretanto, a contaminação do Lago Guaíba por microplásticos é similar, por exemplo, ao nível de contaminação do Rio Marne (França) e do Rio Han (Coréia do Sul). Os estudos mencionados, destacam que maior concentração de microplásticos é usualmente encontrada em regiões próximas a locais com maior pressão antropogênica. Portanto, estes dados corroboram com o perfil de contaminação do Lago Guaíba, visto que maiores concentrações de microplásticos foram em geral determinadas em pontos de maior influência antrópica. Sendo assim, a contaminação dos corpos hídricos é de fato ocasionada pela presença do ser humano e a ausência de práticas adequadas quanto ao descarte de resíduos plásticos. A falta de manejo e gerenciamento dos resíduos tem como consequência a liberação de material plástico ao meio ambiente, possibilitando a formação de microplásticos, partículas onipresentes nos ecossistemas.

Tabela 11. Comparação entre a contaminação do Lago Guaíba e a concentração de microplásticos em corpos hídricos de diferentes países.

Localização	Malha da rede (μm)	Concentração (Itens m^{-3})	Referência
Lago Guaíba, Brasil	60	2,92–61,22	Este estudo
Rio Qin, China	75	0,10–5,60	109
Rio Lijiang e Guangxi, China	75	0,67 \pm 0,41	110
Rio Marne, França	80	100,61 \pm 99,90	122
Lago Süreyyabey, Turquia	100	5,25	123
Rio Han, Coréia do Sul	100	0–42,9	107
Rio Ottawa, Canadá	100	0,77–1,99	134
Rio Beijiang, China	112	0,28–1,13	111

5.4 Caracterização física

5.4.1 Forma dos microplásticos

Todos os microplásticos observados foram classificados de acordo com as três categorias de formas previamente estabelecidas: fragmento, fibra e microesfera. De acordo com os dados obtidos das 8 coletas realizadas, fragmento foi a forma de microplástico predominante, representando 88% das partículas contabilizadas, seguido de fibras com 7% e microesferas com 5%. Estes dados corroboram com outros trabalhos, em que fragmento é a forma de microplásticos mais abundante em amostras de água doce coletadas superficialmente^{75,253–256}.

Microplásticos na forma de fragmento foram predominantes entre todos os pontos coletados nas 8 campanhas de amostragens (**Figura 17**), em que os fragmentos presentes no lago são provavelmente provenientes de fontes secundárias, ou seja, resultado da fragmentação de meso e/ou macroplásticos presentes na água. Essa afirmação é fundamenta pela ausência de indústrias com produção de plásticos no entorno do lago que poderiam ser as principais fontes de microplásticos primários. No entanto, Ballent *et al.* (2016)⁹⁵ mencionaram que uma parcela de microplásticos, categorizados como fragmentos, podem ser provenientes de produtos cosméticos. Além disso, segundo Leslie (2014)²⁵⁷, a produção de cosméticos não se limita apenas ao uso de morfologias esféricas, mas também ao emprego de fragmentos micrométricos de plásticos. Portanto, essa potencial fonte de microplásticos precisa ser considerada. Entretanto, de acordo com os microplásticos coletados do Lago Guaíba é possível observar fragmentos com formatos irregulares, sugerindo fragmentação advinda de objetos maiores e, portanto, origem secundária (**Figura 18**).

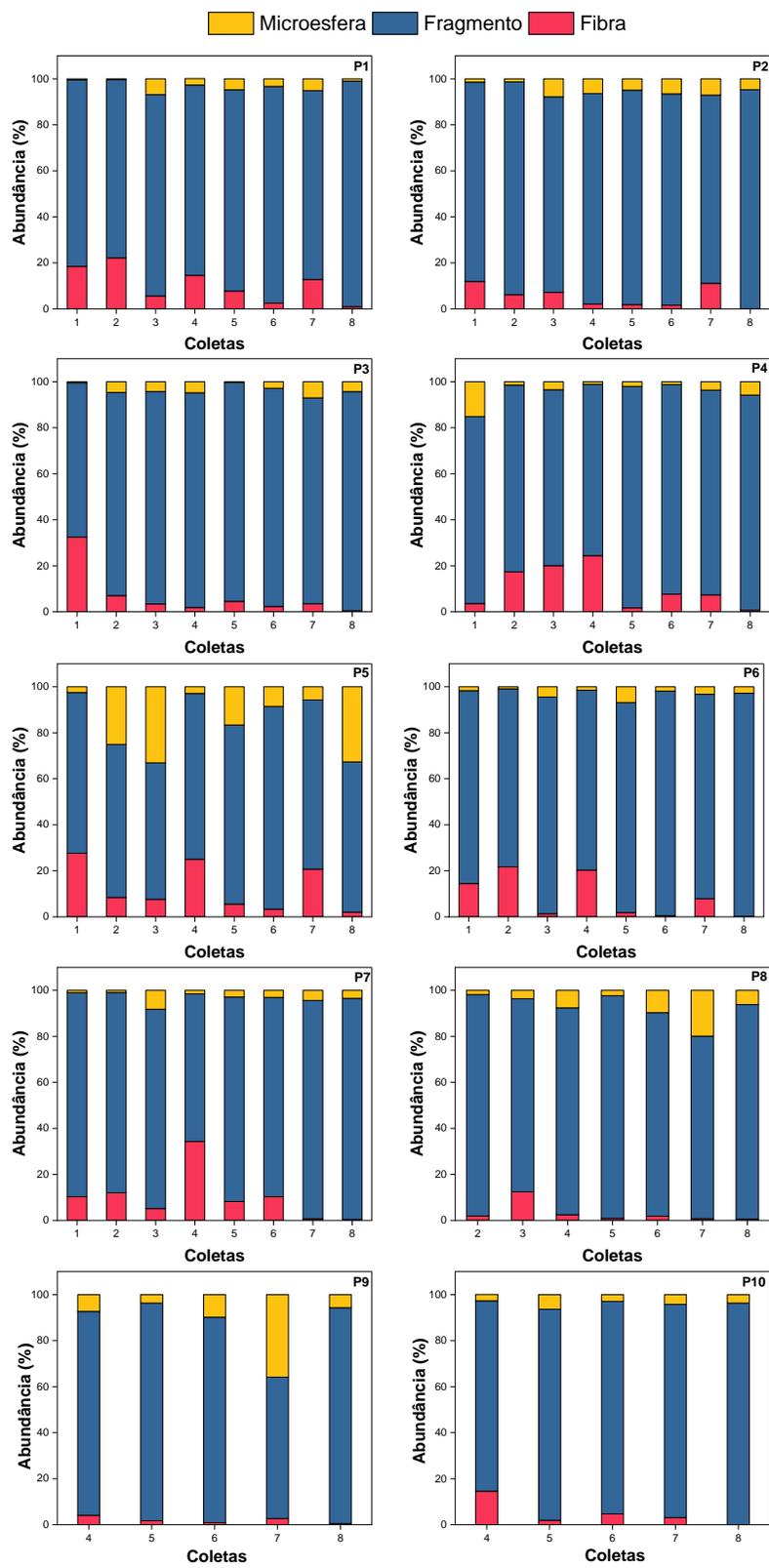


Figura 17. Distribuição das formas dos microplásticos por ponto de amostragem entre as 8 campanhas de coleta realizadas no Lago Guaíba.

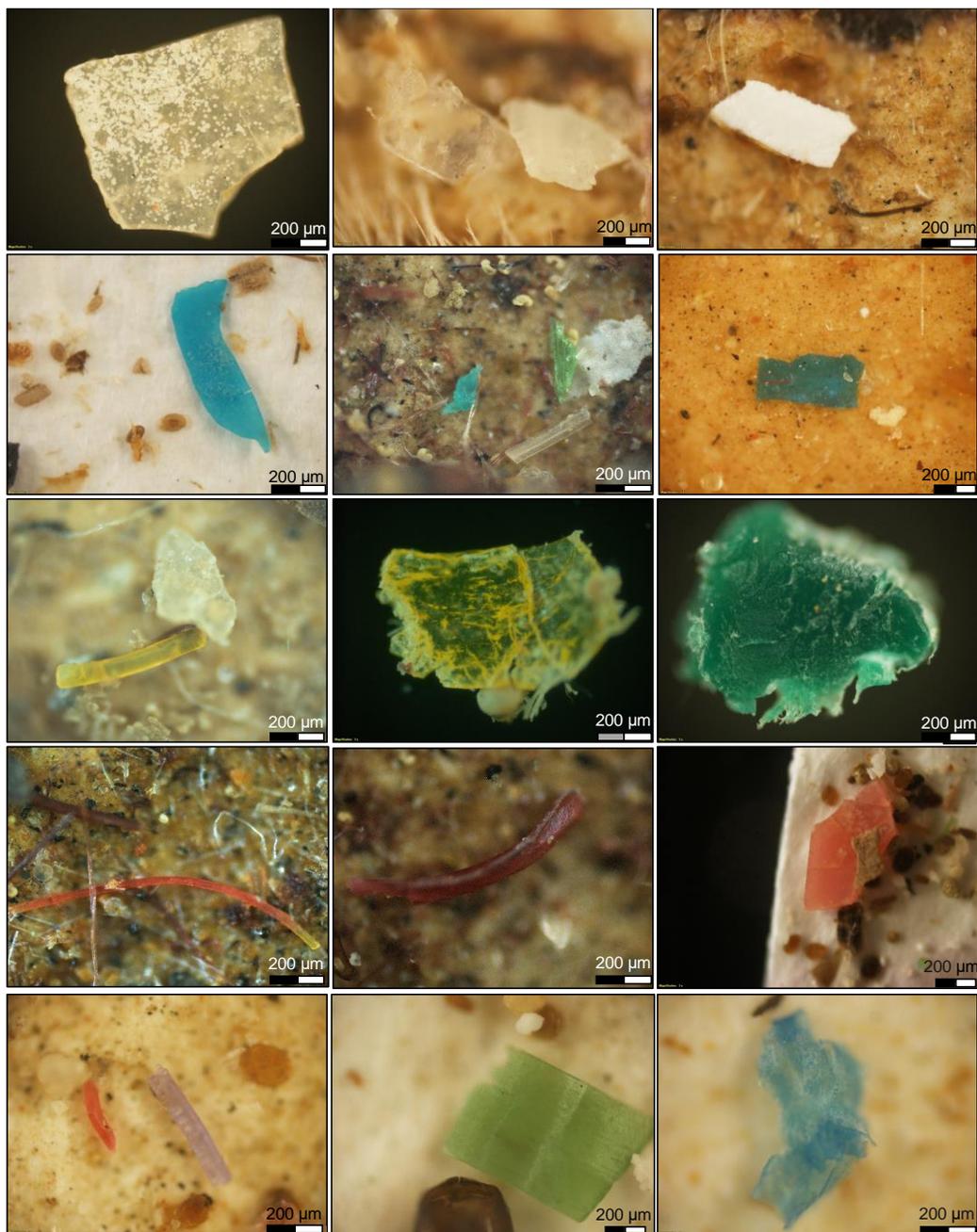


Figura 18. Exemplos de microplásticos na forma de fragmentos coletados no Lago Guaíba. Magnificação no estereomicroscópio de 10x.

No meio ambiente, os materiais plásticos estão sujeitos a degradação e fragmentação devido a sua exposição aos fatores de intemperismo, condição que decorre na formação constante de microplásticos e nanoplásticos. A formação de micro e nano partículas de plásticos ocorre sobretudo devido à alterações químicas

e físicas no material, resultando na perda de resistência física, mecânica e química do material^{258,259}, o que possibilita a formação e propagação de rachaduras na superfície no objeto plástico. Esse fenômeno pode ser visualizado na **Figura 19**, onde é possível observar a propagação de rachaduras na superfície de um fragmento de microplástico, com comprimento de 1389 μm de comprimento, o qual possui fissuras inferiores a 10 μm em sua superfície **Figura 19a**. Condição semelhante pode ser visualizada na **Figura 19b**, onde embora o fragmento de 1000 μm de comprimento possua número inferior de rachaduras visíveis, o mesmo também está em processo de fragmentação. Estes resultados demonstram que os microplásticos seriam fragmentados mesmo com a aplicação de baixa força mecânica agindo sobre eles, podendo resultar na formação de nanoplásticos²⁵⁹.

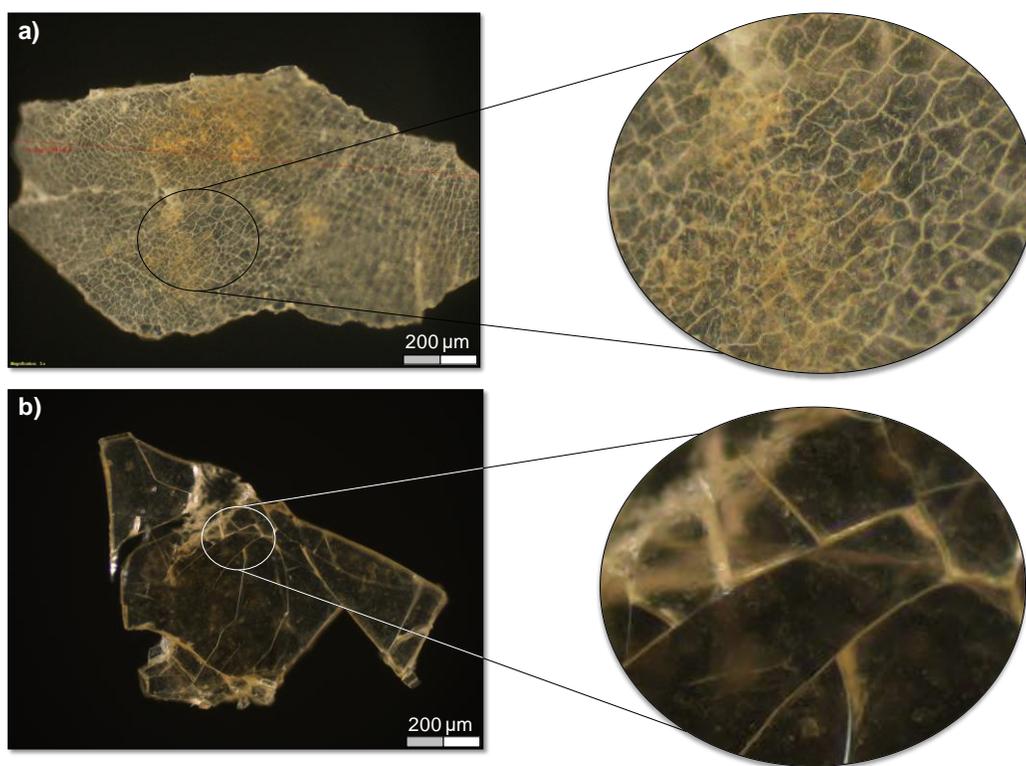


Figura 19. Exemplos de fragmentos de microplásticos com fissuras na superfície coletados no Lago Guaíba com **a)** 1389 μm e **b)** 1000 μm de comprimento.

Portanto, como mencionado, a fragmentação e degradação dos plásticos no meio ambiente ocorre devido a um conjunto de fatores, embora, em condições

específicas, alguns agem predominantemente sobre os outros. Na literatura, estudo desenvolvido por Mattsson *et al.* (2021)²⁶⁰ avaliaram a combinação da degradação oxidativa com estresse mecânico em materiais de EPS e concluíram que a fragmentação mecânica é o processo fundamental que corrobora à formação de partículas secundárias, como micro e nanoplásticos. Outro estudo, realizado por Sorasan *et al.* (2021)²⁶¹ demonstrou que o número de microplásticos de LDPE produzidos durante a exposição à radiação foi maior com o emprego de força mecânica no processo. Em resumo, a fragmentação de microplásticos é um processo complexo que pode ser atribuído à ação combinada de tensões de tração e perda de propriedades mecânicas devido à hidrólise e fotodegradação do polímero²⁶². Assim, a fotodegradação juntamente com o estresse mecânico são os principais fatores responsáveis pela degradação e fragmentação de plásticos no meio ambiente.

Referente as fibras, maior número foi, no geral, observado próximo às áreas de maior densidade populacional e/ou com deficiência de coleta e tratamento de esgoto doméstico, sugerindo que a poluição doméstica pode ser um fator importante de contaminação dos mananciais hídricos (pontos 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7, **Figura 17**). Este perfil de contaminação foi observado por outros estudos, onde evidenciaram maior contaminação por fibras em áreas com ausência de coleta e tratamento de esgoto doméstico, visto que as fibras são majoritariamente oriundas de lavagens de roupas^{51,263,264}. Ademais, a contaminação do meio ambiente por fibras pode ser ocasionada via deposição de partículas presentes no ar que são transportadas pelo vento e pela chuva²⁶⁵. Neste trabalho, foi observado, maior concentração de fibras para a coleta 4, caracterizada com maior acumulado de chuva nos 7 dias prévios a amostragem, corroborando com dados de outros estudos. Na **Figura 20**, estão demonstrados exemplos de microplásticos na forma de fibras coletados no Lago Guaíba.

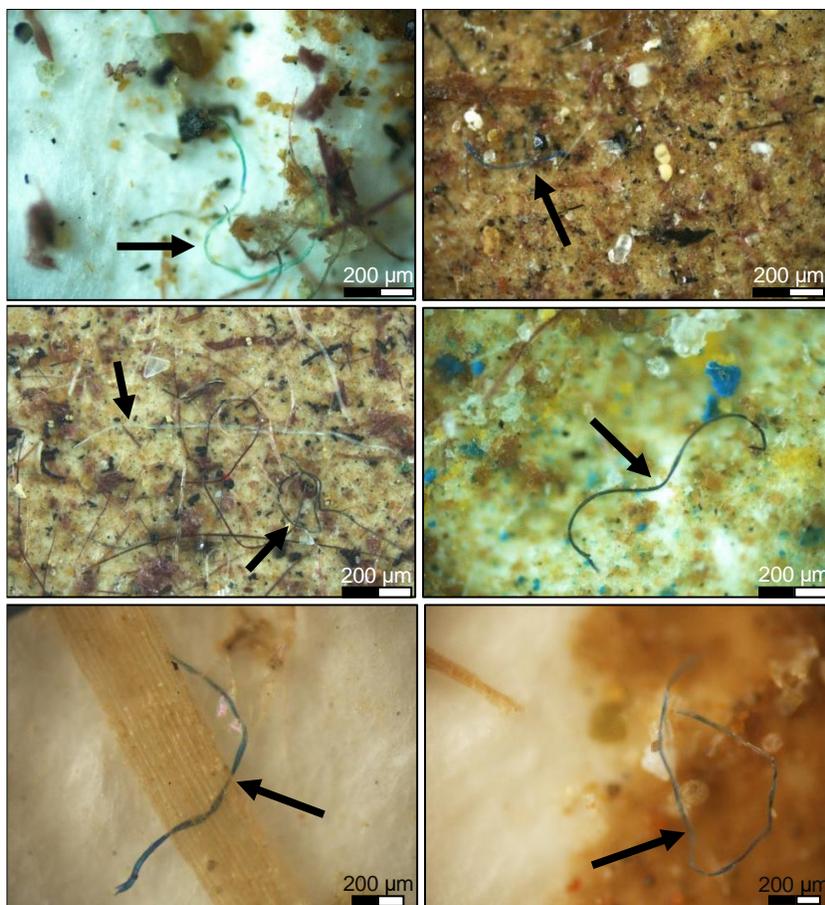


Figura 20. Exemplos de fibras encontradas nas 8 campanhas de amostragens realizadas no Lago Guaíba. Magnificação no estereomicroscópio de 10x.

Em relação as microesferas encontradas (**Figura 21**), foi observado que apresentavam características físicas semelhantes às micropartículas utilizadas em produtos de higiene pessoal, as quais são adicionadas para conferirem textura e também atuarem como agentes abrasivos^{266,267}. Esta afirmação foi sustentada pela distribuição monomodal do diâmetro das microesferas coletadas, entre 60 e 100 µm. O diâmetro medido das microesferas encontradas são consistentes com outros estudos da literatura os quais evidenciam a presença de microesferas com diâmetro de 70 µm em produtos de cuidados pessoais e que adentram os corpos hídricos via descarte de esgoto doméstico^{268,269}.

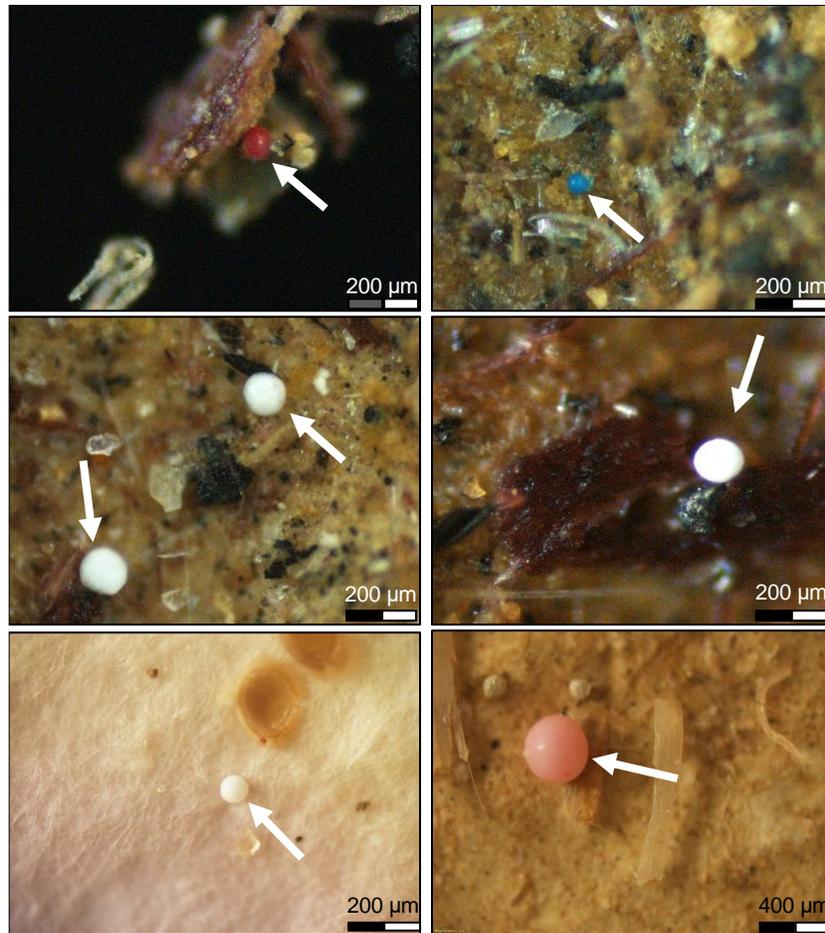


Figura 21. Exemplos de microesferas encontradas nas 8 campanhas de amostragens realizadas no Lago Guaíba.

Uma questão importante de ser mencionada refere-se a maior frequência de microesferas encontradas para o ponto 5 (**Figura 17**), fato este que pode estar relacionado com a presença de esgoto doméstico no corpo hídrico, uma vez que este ponto está em uma região com menor índice de coleta e tratamento de esgoto doméstico. Da mesma forma, os pontos 8 e 9 também se destacam com maior frequência de microesferas (**Figura 17**), pontos localizados próximos ao Arroio Dilúvio, canal hídrico que possui poluição visual por plásticos e que percorre regiões com baixos índices de coleta de esgoto.

Por meio da análise de nMDS foi possível confirmar a similaridade entre a distribuição das formas para os pontos 5, 8 e 9 (**Figura 22**) onde, no geral, as amostras destes locais encontram-se próximas no gráfico de escalonamento.

Portanto, os dados demonstrados corroboram com a afirmação de que os pontos 5, 8 e 9 estão submetidos à influência de fatores análogos, neste caso, possível contaminação de esgoto doméstico. Estes resultados estão de acordo com outros trabalhos que relatam a presença de microesferas e fibras na água devido ao lançamento de esgoto domiciliar^{264,270,271}. Por exemplo, Hidayaturrahman e Lee (2019)²⁶⁶, mostraram que as microesferas são formas geralmente encontradas em amostras de estações de tratamento de esgoto, reforçando a origem via esgoto domiciliar desta forma de microplástico. Rasta *et al.* (2021)²⁷² coletaram amostras de água superficial com rede de arrasto no Lago Caspian e identificaram que fibras representaram 86% dos microplásticos contabilizados, onde, segundo o estudo, a maior concentração de fibras foi relacionada com a liberação de esgoto doméstico não tratado próximo aos locais de amostragem.

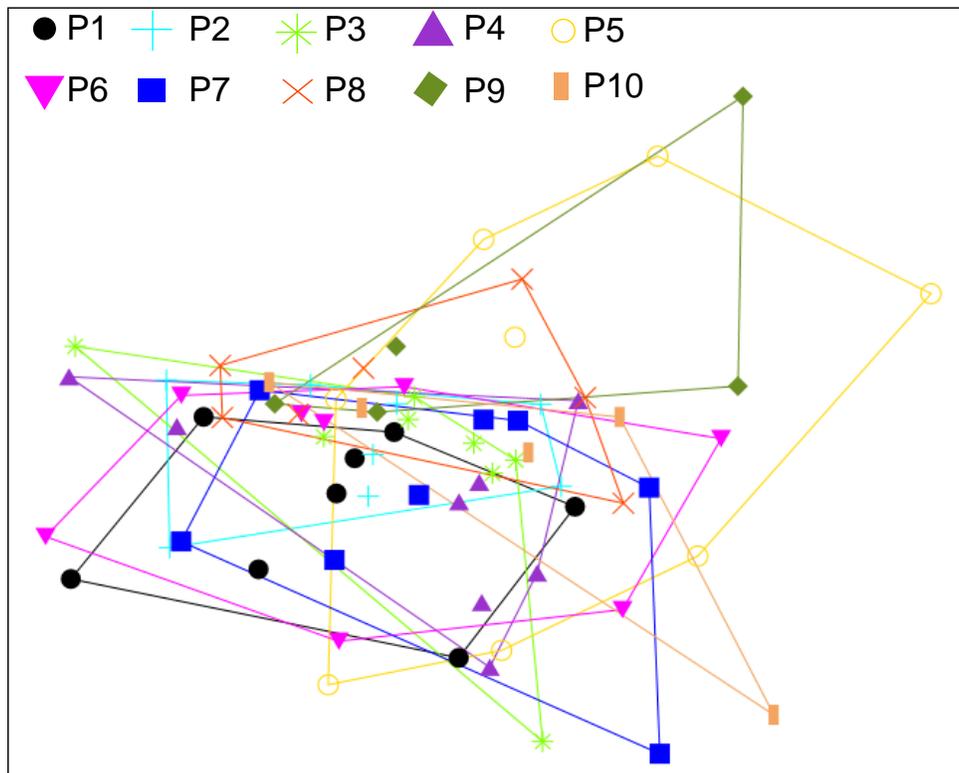


Figura 22. Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) com índice de similaridade *Bray-Curtis* da distribuição das formas de microplásticos entre as coletas para o mesmo ponto. A similaridade é dada em função da proximidade entre os pontos no gráfico.

Mediante a análise nMDS também foi observado que apesar dos pontos 6, 7 e 10 estarem situados em regiões com características hidrológicas, geomorfológicas e antropogênicas similares, estes apresentaram distinção entre a distribuição das formas dos microplásticos, uma vez que estão dispostos em regiões distintas no gráfico de nMDS (**Figura 22**). Este perfil de ordenação evidencia a forte influência de fatores externos no local, como a incidência de rajadas de vento, que contribui para a dispersão e aumento da variação na concentração de microplásticos na superfície da água.

Importante ressaltar que, embora as fibras e microesferas tenham sido observadas nas amostras estudadas, seu conteúdo foi minoritário, podendo estar relacionado com o aumento da capacidade de coleta e tratamento de esgoto doméstico na cidade de Porto Alegre. Além disso, a baixa concentração de fibras nas amostras estudadas também pode ser atribuída ao seu maior potencial de decantação quando comparado aos fragmentos, pois as fibras podem atrelar-se com maior facilidade a outros particulados e materiais orgânicos suspensos na água, acelerando a sua decantação no leito do lago.

5.4.2 *Cor dos microplásticos*

Os microplásticos foram identificados em 6 categorias de cores: branco-transparente, azul, verde, vermelho, preto e amarelo. Entre todas as coletas, microplásticos da categoria branco-transparente foram os mais abundantes seguido por azul, amarelo, vermelho, verde e preto (**Figura 23 e 24**). Estes dados corroboram com dados da literatura, em que microplásticos branco-transparentes e azuis são os mais abundantes^{255,273-276}. Além disso, a presença de outras cores de microplásticos, apesar da menor proporção, condiz com os inúmeros materiais plásticos coloridos que são utilizados cotidianamente e que devido ao descarte incorreto, adentram nos mananciais hídricos.

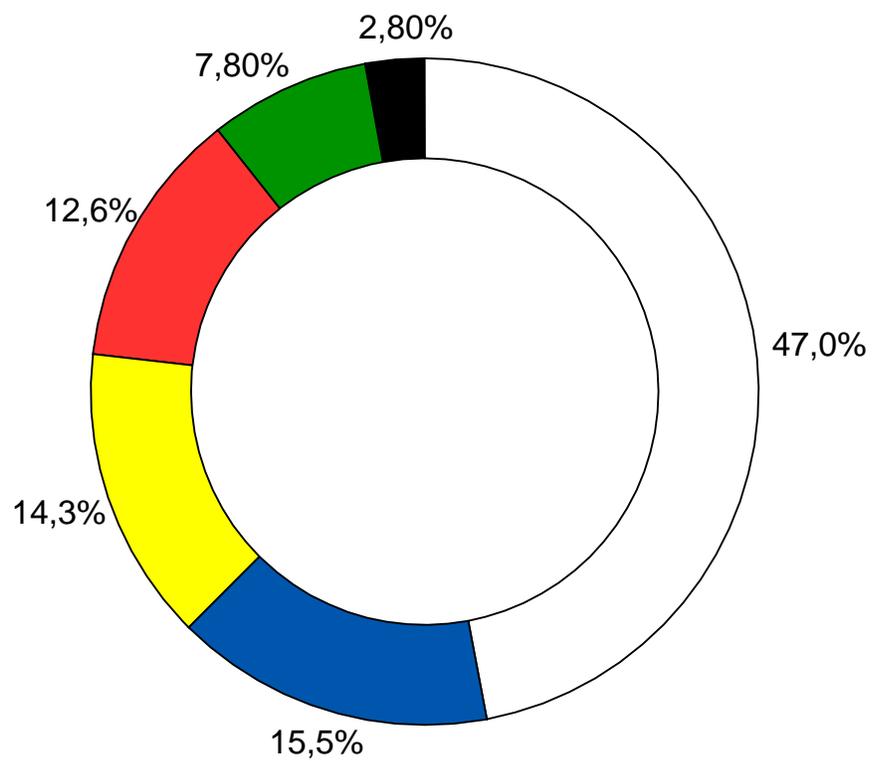


Figura 23. Distribuição das cores dos microplásticos coletados no Lago Guaíba. As cores na figura representam as cores encontradas: branco-transparente, azul, verde, vermelho, preto e amarelo.

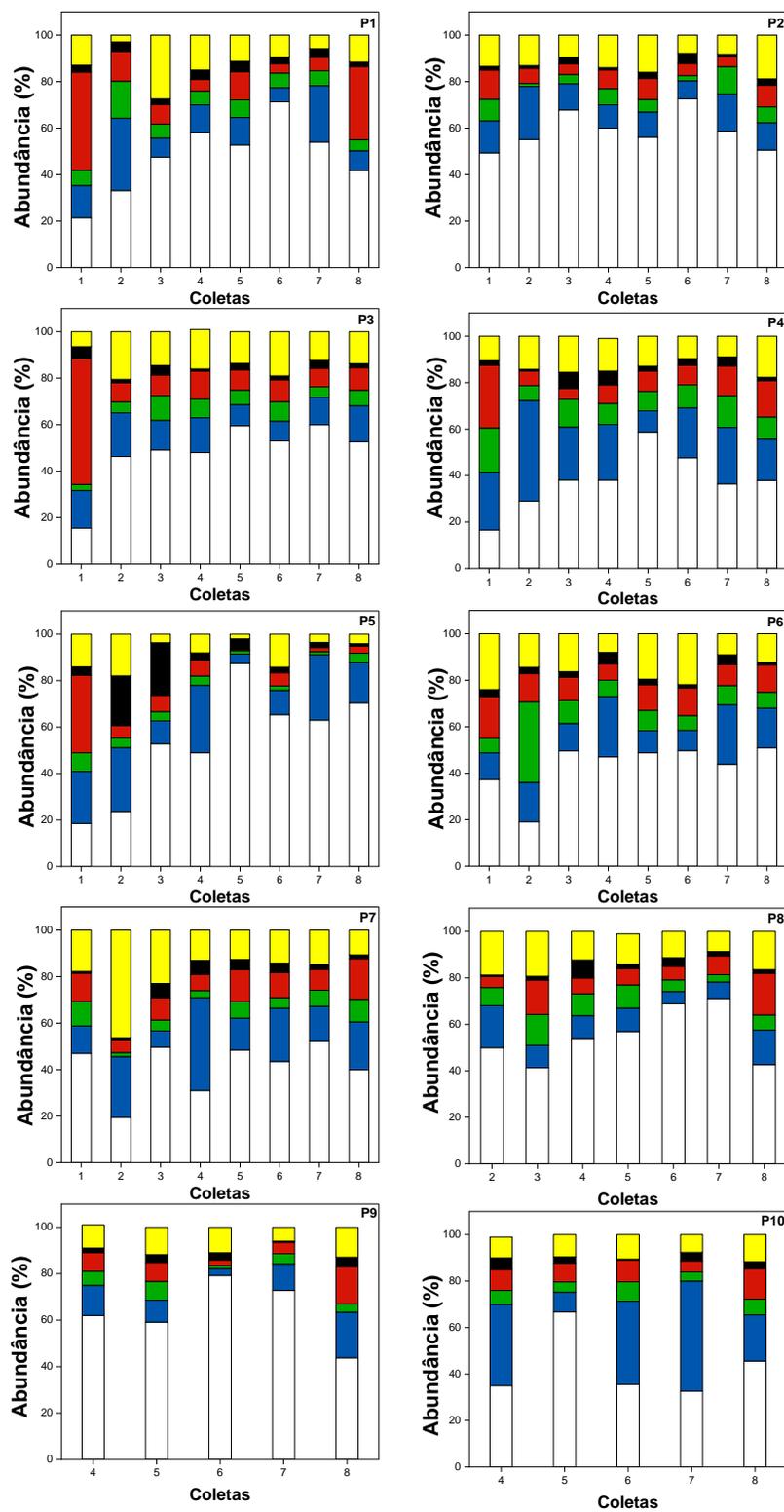


Figura 24. Distribuição das cores dos microplásticos coletados em cada ponto entre as 8 campanhas de amostragens realizadas no lago Guaíba.

A elevada proporção de microplásticos branco-transparentes pode ser oriunda da grande quantidade de itens produzidos nesta coloração, como sacos plásticos para transporte, caixas de alimentos e outras embalagens^{277,278}. Além disso, a possível descoloração de plásticos coloridos no ambiente, devido à exposição à luz ultravioleta e/ou outros agentes estressores, pode elevar a proporção desta classe de coloração. A critério de exemplo, Wong *et al.* (2020)¹⁰² encontraram maior quantidade de microplásticos incolores e observaram que muitas partículas de coloração branca ou descoloridas, quando fragmentadas, possuíam coloração intensa em sua parte inferior, região esta com menor exposição às intempéries do meio ambiente. Um exemplo para este fenômeno pode ser observado nos fragmentos coletados no Lago Guaíba apresentados na **Figura 25**, onde há regiões de coloração intacta e outras com perda acentuada da cor.

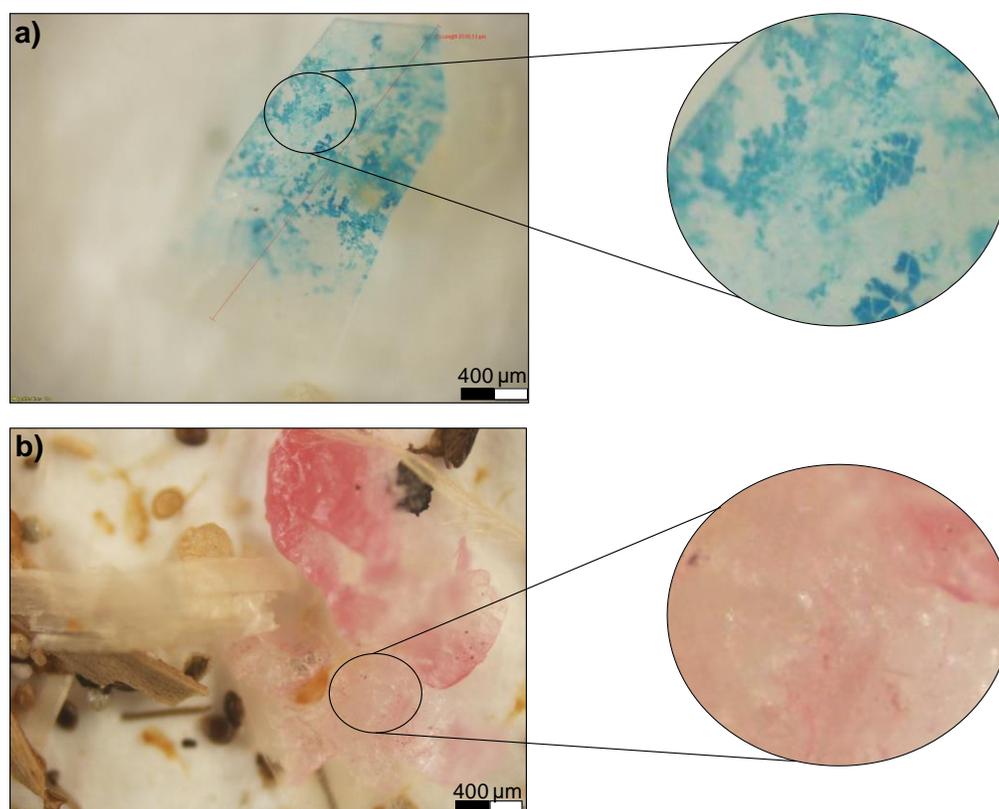


Figura 25. Microplástico **a)** azul e **b)** vermelho coletados no Lago Guaíba, com regiões de coloração intacta e regiões com intensa descoloração.

A descoloração dos microplásticos indica que a partícula foi submetida a fatores estressores que ocasionaram sua degradação, causando o lixiviamento e/ou degradação de corantes presentes no material para o meio ambiente. Este fenômeno também foi apontado por Luo *et al.* (2020)²⁷⁹ que avaliaram a lixiviação de pigmentos de titânio (TiO₂) em microplásticos de polietileno degradados sob fotodegradação com lâmpada de xenônio. De acordo com o trabalho, quanto maior o tempo de exposição a luz, maior a lixiviação dos pigmentos presentes nos microplásticos. A lixiviação ocorre devido às fracas interações aos quais estes compostos são incorporados aos plásticos, portanto, uma vez submetidos a fatores estressores, estes podem ser facilmente lixiviados para corpos d'água e tornarem-se disponíveis para organismos, causando potenciais danos ao meio ambiente.

Para a coloração preta, uma possível fonte retratada na literatura são os fragmentos formados durante o desgaste natural dos pneus dos veículos, que são facilmente escoados das ruas durante períodos de precipitação ou limpeza, podendo adentrar nos corpos aquáticos pelas vias de escoamento e sistemas de drenagem da cidade^{95,280,281}. Outra possível fonte de microplásticos pretos, como também da cor azul, são as partículas liberadas por materiais utilizados durante as práticas de pesca, como por exemplo as redes, atividade também realizada por moradores locais no Lago Guaíba.

A presença acentuada de microplásticos amarelos nas águas pode ser devido ao descarte de materiais plásticos nesta coloração e também devido a degradação dos plásticos, que tem como resultado a formação de compostos quinonas, caracterizados por sua coloração amarela^{282,283}. Portanto, a variedade das cores nos microplásticos coletados sugere que diversas e distintas são as fontes que contribuem para a contaminação do corpo hídrico por partículas de plásticos^{284,285}.

Por intermédio da análise de nMDS da distribuição das cores entre os diferentes pontos (**Figura 26**) não foi possível observar padrões definidos. Entretanto, similar ao observado na análise da distribuição das formas, o ponto 5 apresentou, em geral, perfil de coloração dos microplásticos distinta quando comparado aos demais. Além disso, os pontos 5 e 9, apresentaram maior

similaridade na distribuição das cores, ressaltando que os microplásticos podem ser originados de fontes análogas, uma vez que estes pontos possuem maior influência de esgoto doméstico. Também foi observado que entre os pontos coletados, o ponto 8 teve menor variabilidade na distribuição das cores entre as coletas, uma vez que os pontos no gráfico de nMDS estão próximos, demonstrando similaridade de composição. Os demais pontos tiveram maior variabilidade e, portanto, a ausência de perfis definidos na distribuição das cores corrobora com a afirmação de fontes variáveis dos microplásticos. Assim, mais coletas precisam ser realizadas a fim de melhorar a compreensão sobre a distribuição dos microplásticos no Lago Guaíba.

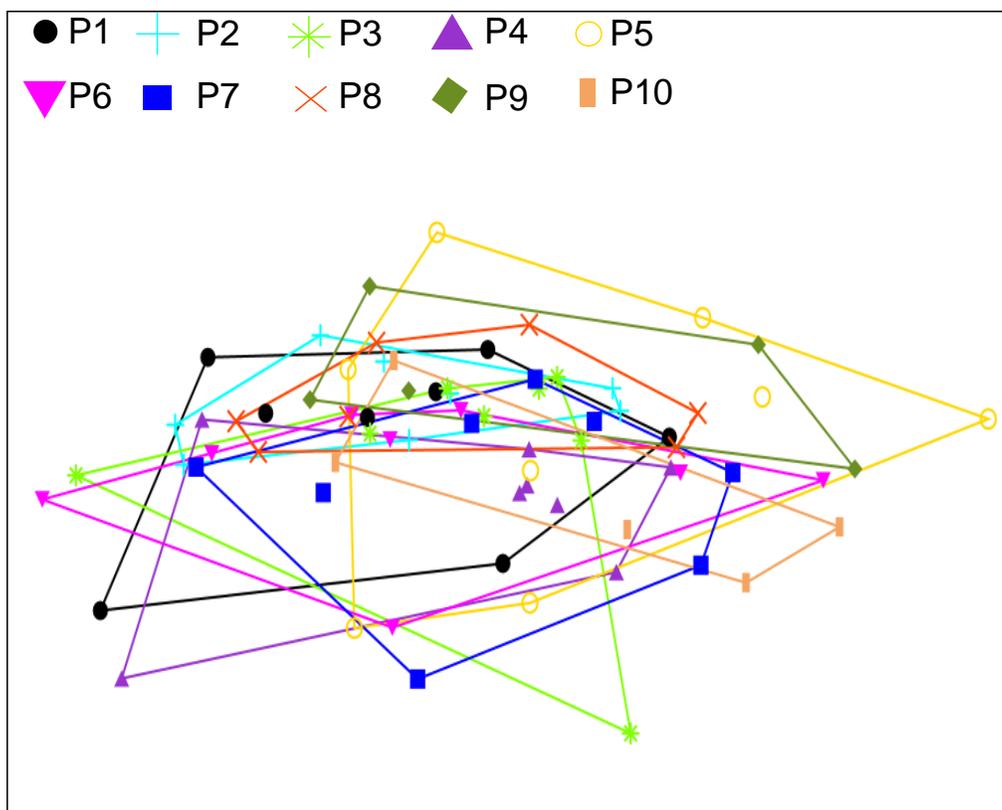


Figura 26. Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) com índice de similaridade *Bray-Curtis* da distribuição das cores dos microplásticos entre as 8 coletas para o mesmo ponto. A similaridade é dada em função da proximidade entre os pontos no gráfico.

5.5 Caracterização química

5.5.1 Composição polimérica dos microplásticos

A caracterização química dos microplásticos foi realizada para 966 itens, onde 809 foram identificados como polímeros com índice de similaridade acima de 70%. Na **Tabela 12** pode ser visualizada a parcela de microplásticos identificados em cada coleta, onde no geral, foram caracterizados aproximadamente 2% dos microplásticos contabilizados em cada campanha amostral.

Tabela 12. Percentual de microplásticos caracterizados de acordo com sua composição polimérica em cada campanha de amostragem.

Coletas	Total contabilizado	Microplásticos analisados	Microplásticos identificados	% analisada
1	9519	229	164	2,4
2	4591	82	71	1,8
3	5008	91	86	1,8
4	7418	186	172	2,5
5	5167	120	100	2,3
6	4866	94	83	1,9
7	3605	75	69	2,1
8	5435	89	64	1,6
Total	45609	966	809	*2,1

*Refere-se a porcentagem média dos microplásticos caracterizados quimicamente entre todas as coletas.

Entre os polímeros identificados, o PP foi o polímero de maior abundância representando 56% dos microplásticos caracterizados, seguido pelo PE 38% e PS 4% (**Figura 27**). Além destes polímeros também foram identificados PA, PMA, PU e PTFE que completam 2% das amostras. Entre os materiais de PE caracterizados,

57% foram LLDPE, 33% LDPE e apenas 10% foram relacionados a HDPE (**Figura 27**). Os materiais poliméricos de LLDPE são mais flexíveis e geralmente empregados para produção de filmes, possuem maior flexibilidade e resistência à tração quando comparados ao LDPE. Polímeros de LLDPE e LDPE apresentam baixa cristalinidade (~50%) e, portanto, são geralmente empregados em materiais onde as características de flexibilidade são mais desejadas. Os polímeros LLDPE diferem estruturalmente do LDPE devido à ausência de longas ramificações na cadeia polimérica que é resultado de diferentes processos de fabricação, o que resulta em diferentes propriedades reológicas. Por outro lado, o tipo HDPE é um material de maior rigidez e mais resistente quimicamente, ou seja, materiais de HDPE possuem baixo grau de ramificação na cadeia polimérica e maior grau de cristalinidade (80–90%), resultando em materiais de baixa flexibilidade quando comparado ao LLDPE e LDPE²⁸⁶.

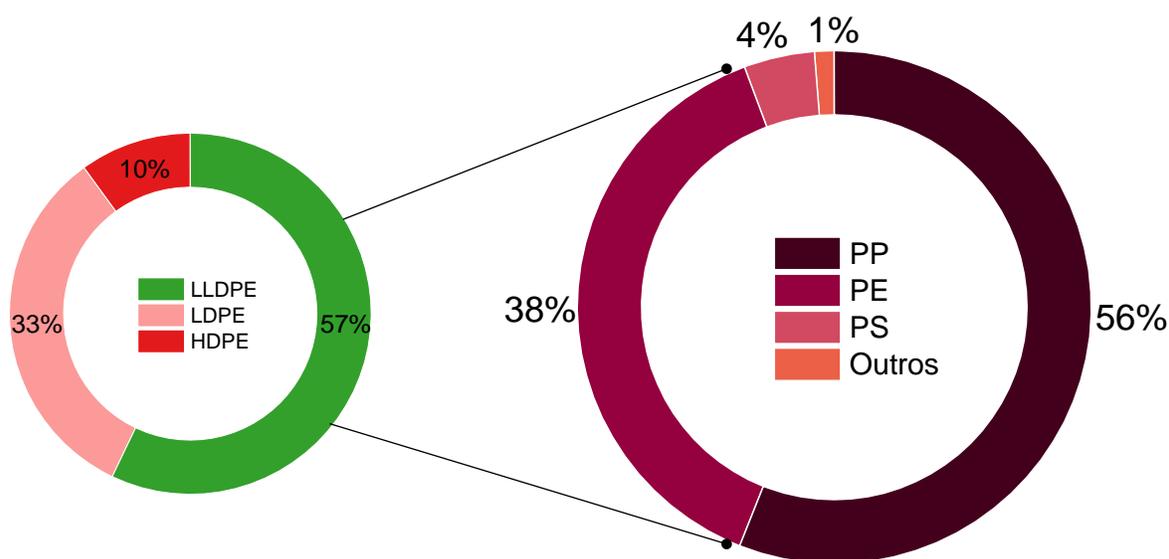


Figura 27. Polímeros identificados entre os microplásticos coletados nas 8 campanhas de amostragens realizadas no Lago Guaíba.

A predominância do PP e PE nas amostras coletadas está de acordo com outros trabalho da literatura em que estes polímeros são os mais encontrados em amostras de água doce superficiais^{17,132,265,276,278,287,288}. Esta tendência é de fato

esperada visto que os polímeros PP e PE são os mais produzidos e empregados na indústria ao redor do mundo (PlasticsEurope, 2019). Além disso, a prevalência destes materiais nas amostras de água superficiais também pode estar relacionada às suas densidades ($<1,0 \text{ g cm}^{-3}$), característica que permite a flutuação destes microplásticos, tornando-os sobrerrepresentados em amostras de águas coletadas superficialmente.

5.5.2 *Oxidação dos microplásticos*

Para investigar o potencial efeito do processo oxidativo na degradação dos microplásticos coletados do Lago Guaíba, amostras de PE e PP foram avaliadas após tempos de oxidação de 1 e 5 h. Por meio dos resultados obtidos, foi possível observar que não houve alteração na cadeia polimérica para ambos os polímeros avaliados nos tempos de oxidação estudados. Este fato foi confirmado com a caracterização dos polímeros por FTIR-ATR, onde pela qual não foi observada a formação de bandas na região de formação da carbonila ($1690\text{--}1810 \text{ cm}^{-1}$), grupo este formado devido a oxidação da cadeia polimérica no PE e PP (**Figura 28**). Portanto, estes dados demonstram que a degradação dos microplásticos coletados no lago Guaíba não tiveram influência do processo oxidativo realizado para remoção da matéria orgânica. Estes resultados são ancorados por outros estudos os quais apontam que o tratamento oxidativo pode ser usado desde que a temperatura seja cuidadosamente controlada, ou seja, empregando temperatura até $60\text{--}65^\circ\text{C}$ ²⁰⁴.

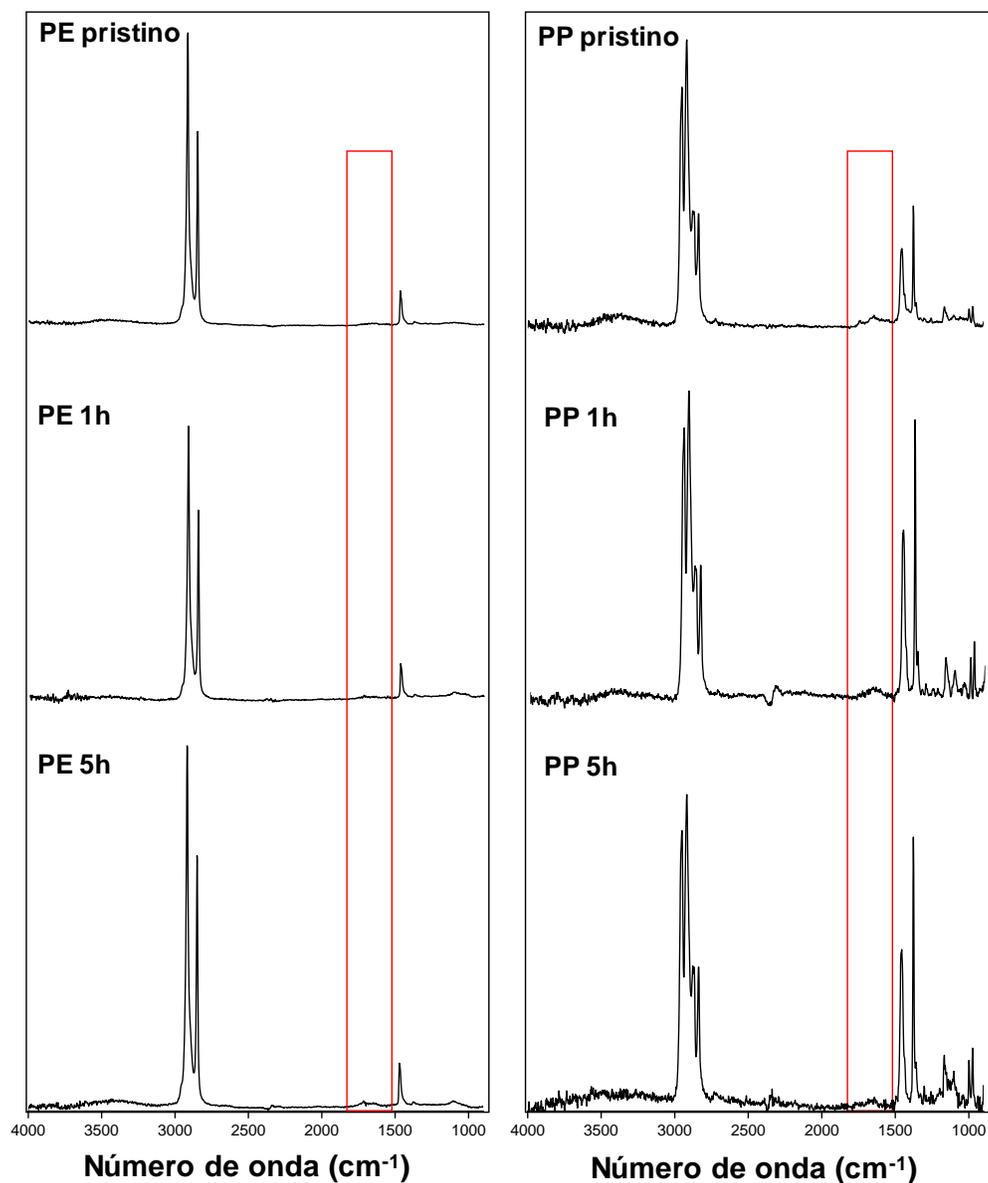


Figura 28. Espectros dos polímeros PE e PP prístinos em diferentes períodos testados do processo de oxidação. A forma em vermelho destaca a posição da banda carbonila em cada espectro.

Com relação a degradação do microplásticos coletados, é importante ressaltar que somente cerca de 2% dos microplásticos de cada coleta foram caracterizados quimicamente, fato este que limita a comparação sazonal e temporal do perfil de degradação dos microplásticos presentes nas amostras estudadas. Entretanto, embora não tenha sido calculado para a totalidade dos microplásticos

contabilizados, a determinação do índice de carbonila (IC) é uma importante ferramenta que auxilia para melhor compreender a composição e estado de degradação dos microplásticos presentes no corpo hídrico estudado. Portanto, o IC foi calculado para 95% e 90% dos microplásticos identificados como PE e PP, respectivamente. Este fato ocorreu, pois, uma fração dos espectros não foi adequada para o cálculo de IC. Assim, para os microplásticos caracterizados, os valores de IC para o polímero PE foram determinados na faixa de 0–1,80 e para PP de 0–1,20. Estes dados demonstram o perfil de degradação heterogêneo entre os microplásticos caracterizados.

Para o PP, 72% dos microplásticos foram determinados com IC inferior a 0,40 e entre os microplásticos de PE, aproximadamente 50% possuíam IC inferior a 0,40 (**Figura 29**). Este perfil de degradação demonstra que, em geral, os microplásticos de PP possuem estado de degradação inferior quando comparados aos microplásticos de PE. Entretanto, a degradação dos plásticos no meio ambiente é influenciada tanto pela presença de aditivos que retrocedem ou acelerem a sua degradação no meio ambiente, mas também por fatores externos como a presença e formação de biofilmes na superfície do material plásticos que pode influenciar a velocidade de degradação do material. Ademais, o maior IC dos microplásticos de PE pode estar associado ao tipo de material fabricado, uma vez que este polímero é amplamente empregado para produção de materiais plásticos com baixa resistência química e/ou mecânica, como em filmes para embalagens, materiais usualmente encontrados nas amostras caracterizadas²²⁵.

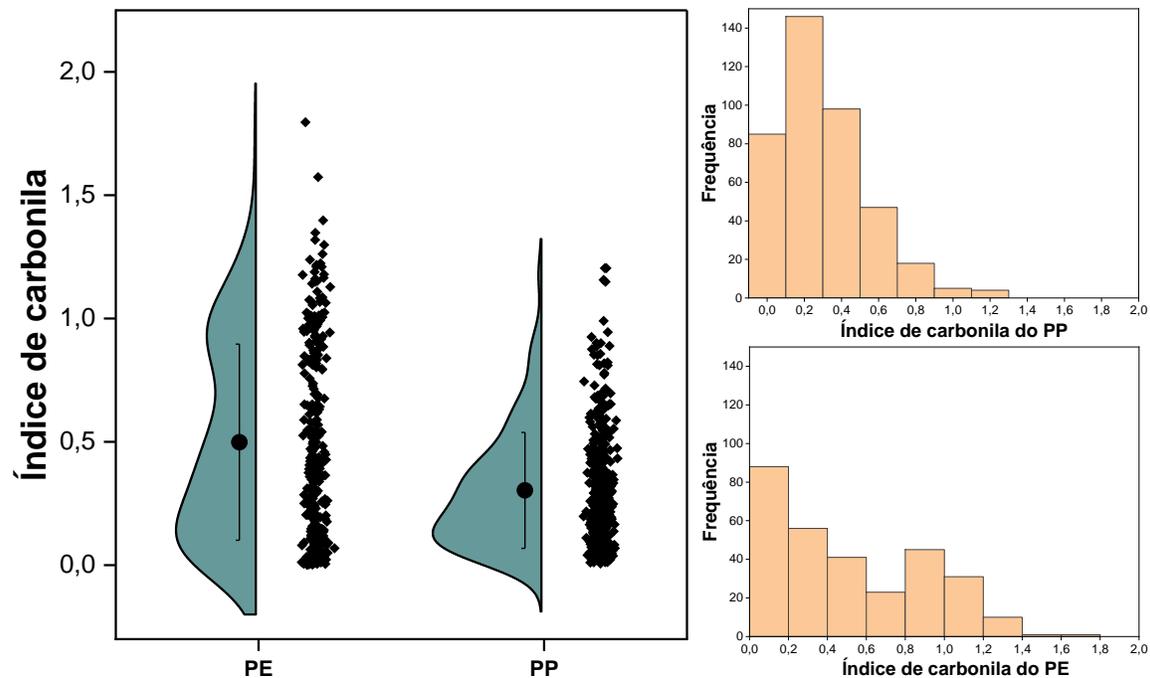


Figura 29. Boxplot com curva de densidade de *Kernel Smooth* e frequência de distribuição do índice de carbonila para os microplásticos de PE e PP coletados do Lago Guaíba durante as 8 campanhas de amostragens.

O valor acentuado de IC corresponde a um maior conteúdo do grupo carbonila na superfície do microplásticos, ocasionado sobretudo por degradação térmica e fotodegradação, resultando na fragilidade crescente do microplásticos e favorecendo a lixiviação de aditivos e a formação de fissuras na sua superfície²⁷⁹. Portanto, o IC é empregado para apresentar o grau de envelhecimento dos microplásticos visto que a degradação é progressiva no meio ambiente²⁸⁹. Assim, no geral, os valores de IC dos microplásticos são dependentes do tempo de exposição aos processos de degradação abiótica^{290,291}. Na **Figura 30** podem ser observados espectros dos polímeros PE e PP, com IC de 0,01 para o PP e PE, o que sugere baixa oxidação da cadeia polimérica, pois não é observada a formação da banda do grupo carbonila em 1712 cm^{-1} . Por outro lado, para os polímeros de PE com IC de 1,24 e PP com 1,16 é observada a formação intensa da banda do grupo carbonila, como assinalado no espectro e, portanto, representa que estes microplásticos estão em avançado grau de degradação quando comparados com

os microplásticos anteriormente mencionados. Desta forma, as diferenças no IC entre os microplásticos caracterizados demonstram a ampla variabilidade no perfil de degradação e mais estudos precisam ser realizados para compreender a degradação de materiais plásticos no manancial de estudo.

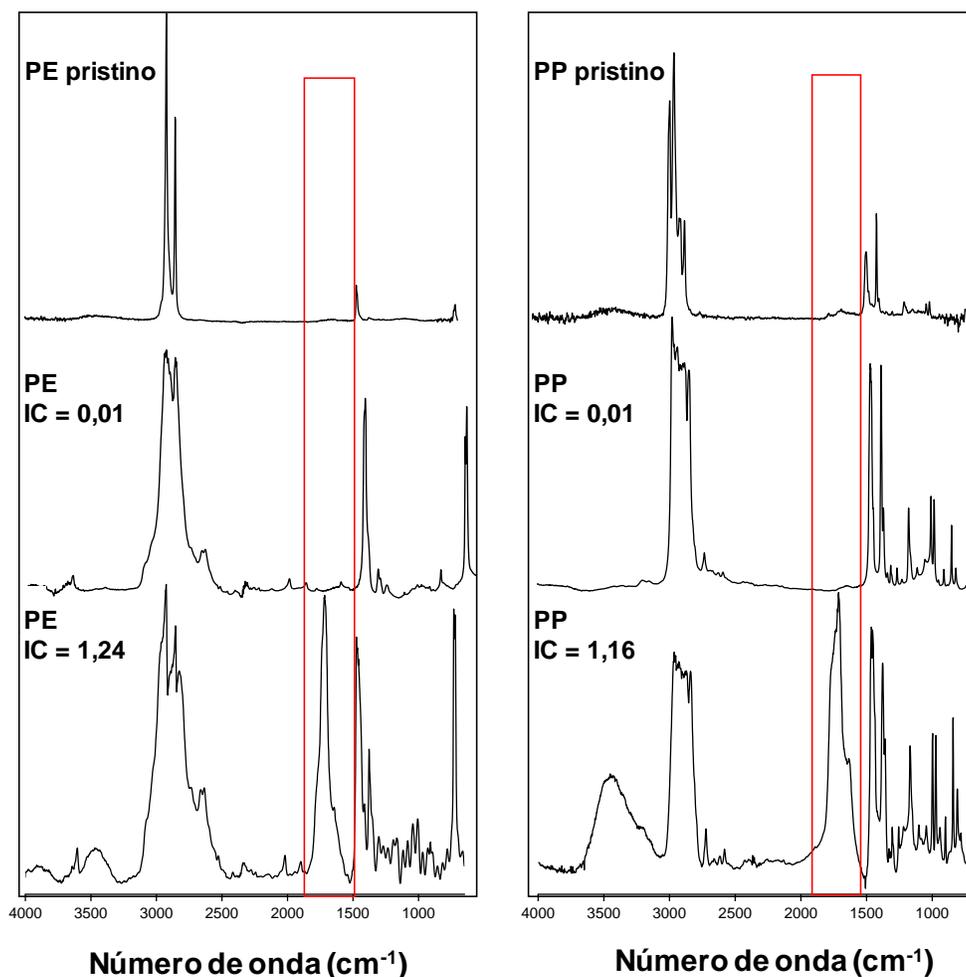


Figura 30. Microplásticos coletados no lago Guaíba, caracterizados como PE e PP, com diferentes índices de carbonila. A forma em vermelho destaca a posição da banda carbonila em cada espectro.

Outros estudos também empregam o IC como parâmetro para avaliar a degradação de microplásticos. Prata *et al.* (2020)²⁹² determinaram o IC para fragmentos de PE e PP coletados em sedimentos da praia de Aveiro em Portugal e observaram média de 0,32 e 0,26, respectivamente, onde, em geral, maior

degradação foi observada na estação de seca, época onde há maior incidência de radiação solar. Os valores de IC de PP e PE em microplásticos coletados de sedimentos no estudo de Chen *et al.* (2021)²⁹³ foram $0,55 \pm 0,17$ e $0,75 \pm 0,21$, respectivamente, onde 96% dos microplásticos caracterizados foram classificados com IC $>0,31$. Zhang *et al.* (2021)²⁹⁴ avaliaram a degradação de PE em aterros sanitários com diferentes idades, onde identificaram valores de IC de 2,16 para a zona de 9 a 10 anos, 2,10 para a zona de 5–6 anos e 1,50 para a zona de uso mais recente de menos de 1 ano. O estudo apontou que houve correlação direta entre a idade do aterro e o IC para o PE. Além disso, importante ressaltar que o estudo ainda ressaltou que houve aumento da concentração de bisfenol-A no lixiviado do aterro com o aumento da degradação dos polímeros. Este fenômeno indica que com o aumento da degradação, ocorre a lixiviação de compostos presentes nos polímeros para o meio externo. Ademais, estes estudos demonstram que, no geral, quanto maior o tempo de exposição dos microplásticos a fatores degradantes, maior será seu IC, o que pode representar seu estado de degradação.

O grau de degradação dos polímeros também pode ser associado com a mudança na coloração do microplástico, uma vez que a descoloração e consequente amarelamento é resultado de intemperismo foto-oxidativo²⁹⁵. Especificamente, a extinção de radicais livres gerados durante a exposição à luz ultravioleta, em particular, antioxidantes fenólicos, resulta na formação de subprodutos com estruturas quínoidais que causam o amarelamento do plástico²⁸⁹. Turner e Holmes(2011)²⁹⁵ avaliaram a associação entre a coloração de pellets coletados da praia de Malta com o IC e concluíram que a abundância relativa de grupos carbonila foi consistente com o envelhecimento e amarelamento progressivo de pellets. Este fenômeno também foi observado nos microplásticos coletados no Lago Guaíba, na **Figura 31**, está demonstrado um fragmento de PP com regiões com maior grau de oxidação, com IC de 0,15 que coincide com a parcela de coloração amarelada do fragmento. Por outro lado, há regiões de coloração branca a incolor, onde o IC calculado foi igual a 0,02. Portanto, este perfil corrobora com o estudo citado, onde o amarelamento pode ser relacionado com maior degradação

do microplástico. Além disso, observa-se a degradação heterogênea na superfície do material plástico.

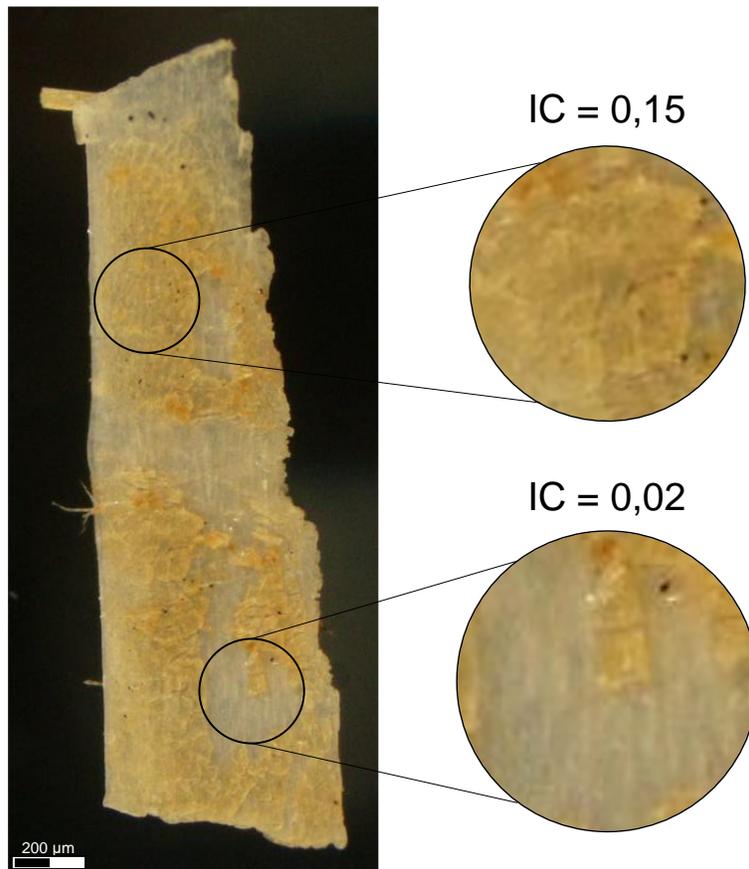


Figura 31. Variação do índice de carbonila (IC) de acordo com a descoloração do microplástico de 2393 µm de comprimento.

A degradação dos microplásticos pode acelerar a liberação de compostos e aditivos químicos incorporados a eles durante sua fabricação. Estudo realizado por Shi *et al.* (2021)²⁹⁶ analisou a fotodegradação de policarbonato (PC) e observou a liberação de aditivos como o bisfenol-A e outros subprodutos após degradação do microplásticos com lâmpada de vapor de mercúrio 500 W. Chen *et al.* (2019)²⁹⁷ avaliaram a liberação de compostos endócrinos em microplásticos sob diferentes condições aos quais os plásticos são expostos durante seu ciclo de uso. Os microplásticos foram submetidos a micro-ondas (simular calor seco), autoclave (simular calor úmido) e irradiação solar (simular exposição solar), onde as maiores

concentrações de compostos endócrinos no lixiviado foi observada para os microplásticos submetidos a fotodegradação. Outro estudo realizado por Simon *et al.* (2021)²⁹⁸ avaliou a exposição de microplásticos de PVC à radiação ultravioleta C (UV-C) e observaram a lixiviação de metais como cádmio, cobre, chumbo e zinco após o período de degradação. Estes estudos ressaltam que os microplásticos possuem potencial de liberar contaminantes para o meio ambiente uma vez iniciado seu processo de degradação. Contudo, importante salientar que mais estudos precisam ser realizados a fim de compreender os diferentes processos de degradação dos plásticos no meio ambiente, visto que atualmente a produção dos plásticos é realizada com diversas formulações, influenciando diretamente seu perfil de degradação.

6 Conclusão

No presente trabalho foi realizada pela primeira vez a determinação e caracterização de microplásticos presentes em águas superficiais do Lago Guaíba, principal manancial de abastecimento de água de Porto Alegre. Por meio das informações coletadas foi possível observar que os microplásticos são onipresentes no manancial hídrico estudado. Neste sentido, a presença dos microplásticos no Lago Guaíba foi relacionada com a densidade populacional do local, dados estes que demonstram o impacto direto do ser humano na contaminação dos corpos aquáticos. Observou-se também que a distribuição e o transporte dos microplásticos são de fato influenciados por diversos fatores, intrínsecos e extrínsecos ao corpo hídrico, confirmando que para compreender a contaminação microplástica no meio ambiente, necessita-se de uma abordagem ampla e, sobretudo, inter e multidisciplinar.

Por meio da caracterização dos microplásticos coletados, foi observado que estes são propensos a degradação e fragmentação pelos agentes de intemperismo o que favorece a formação de nanoplásticos, partículas com acentuado desafio analítico para quantificação no meio ambiente. As informações levantadas também indicaram fragmentos como a forma de microplástico predominante no lago e sugeriu fonte secundária destas partículas no corpo hídrico. A degradação dos microplásticos apresentou perfil heterogêneo e sugeriu lixiviação de aditivos químicos para o meio aquático, destacando o potencial toxicológico dos microplásticos para o meio ambiente. Além disso, a caracterização polimérica dos microplásticos analisados confirmou a prevalência dos polímeros PE e PP, os quais são os mais empregados e produzidos mundialmente e predominantemente encontrados nas matrizes ambientais.

Assim, esses dados são importantes tanto no âmbito local quanto nacional, pois, visto que esta pesquisa de doutorado é pioneira sobre o tema no país e

considerando que o Brasil é o 4^o maior produtor de resíduos plástico do mundo e que menos de 2% dessa produção é reciclada, torna-se imperativa a necessidade de monitoramento dos sistemas de água doce para o controle da contaminação por materiais plásticos.

Portanto, embora o impacto dos microplásticos nos ecossistemas de água doce ainda seja amplamente desconhecido, este estudo contribui para as evidências crescentes de que a contaminação por microplásticos é generalizada e mais investigações são necessárias a fim de compreender seus impactos e danos ao meio ambiente e seres humanos. Além disso, esta pesquisa pode atuar como base de informações a órgãos públicos e privados no desenvolvimento de projetos e políticas com o objetivo de estabelecer leis preventivas e de combate à poluição aos ecossistemas, uma vez que a retirada dos microplásticos do meio ambiente é uma prática inviável.

Por fim, além do conhecimento científico adquirido, o trabalho pioneiro desenvolvido nesta tese tem grande potencial para servir como material de divulgação científica a fim de promover a educação ambiental da sociedade com dados científicos fundamentados por meio de observações práticas. Ademais, considerando as limitações do Brasil quanto a coleta e destinação de resíduos plásticos, o desenvolvimento de trabalhos neste tema é essencial para alertar a população quanto ao uso consciente e descarte adequado de materiais plásticos. Desta forma, uma sociedade informada poderá exigir dos governantes e indústrias medidas que contribuam na solução e mitigação do problema quanto a poluição plástica.

7 Perspectivas

Os estudos desenvolvidos durante este trabalho de doutorado apontam para diversas perspectivas e possibilidades de pesquisas que podem ser

produzidas e aprimoradas quanto ao tema de microplásticos e poluição por plásticos:

- Avaliar os perfis de degradação dos microplásticos coletados e relacionar o índice de carbonila e hidroxila a fim de observar padrões de degradação;
- Quantificar microplásticos nos sedimentos do Lago Guaíba e determinar sua composição polimérica para correlacionar com os microplásticos na superfície da água;
- Avaliar a contaminação dos afluentes tributários do Lago Guaíba para melhor compreender as fontes de microplásticos do corpo hídrico;
- Realizar a coleta de microplásticos e determinar os contaminantes aderidos a eles com o objetivo de avaliar a lixiviação destes contaminantes para o meio aquático.
- Realizar a caracterização morfológica por meio de microscopias eletrônicas para visualizar a potencial fragmentação dos microplásticos para nanoplásticos;
- Desenvolver metodologias para a quantificação de nanoplásticos na água do Lago Guaíba e avaliar a potencial transferência destas partículas para o ser humano por meio da água de abastecimento.

Referências bibliográficas

- (1) Millican, J. M.; Agarwal, S. Plastic Pollution: A Material Problem? *Macromolecules* **2021**, *54* (10), 4455–4469. <https://doi.org/10.1021/acs.macromol.0c02814>.
- (2) PlasticsEurope. Plastics – the Facts 2020.
- (3) Jambeck, J. R.; Geyer, R.; Wilcox, C.; Siegler, T. R.; Perryman, M.; Andrady, A.; Narayan, R.; Law, K. L. Plastic Waste Inputs from Land into the Ocean. *Science* (80-.). **2015**, *347* (6223), 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>.
- (4) ABIPLAST. Profile 2019. *Abiplast* **2019**, 45.
- (5) WWF. Brasil é o 4º país do mundo que mais gera lixo plástico <https://www.wwf.org.br/?70222/Brasil-e-o-4-pais-do-mundo-que-mais-gera-lixo-plastico>.
- (6) Geyer, R.; Jambeck, J. R.; Law, K. L. Production, Use, and Fate of All Plastics Ever Made. *Sci. Adv.* **2017**, *3* (7), 1–5. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.
- (7) Meijer, L. J. J.; Emmerik, T. Van; Ent, R. Van Der; Schmidt, C.; Lebreton, L. More than 1000 Rivers Account for 80 % of Global Riverine Plastic Emissions into the Ocean. **2021**, No. April, 1–14.
- (8) Lebreton, L. C. M.; Van Der Zwet, J.; Damsteeg, J. W.; Slat, B.; Andrady, A.; Reisser, J. River Plastic Emissions to the World's Oceans. *Nat. Commun.* **2017**, *8* (1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>.
- (9) Doyle, M. J.; Watson, W.; Bowlin, N. M.; Sheavly, S. B. Plastic Particles in Coastal Pelagic Ecosystems of the Northeast Pacific Ocean. *Mar. Environ. Res.* **2011**, *71*, 41–52. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.10.001>.
- (10) Castro, R. O.; Silva, M. L.; Marques, M. R. C.; de Araújo, F. V. Evaluation of Microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an Area of Mussels Farming. *Mar. Pollut. Bull.* **2016**, *110* (1), 555–558. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.037>.
- (11) Blettler, M. C. M.; Ulla, M. A.; Rabuffetti, A. P.; Garello, N. Plastic Pollution in

- Freshwater Ecosystems: Macro-, Meso-, and Microplastic Debris in a Floodplain Lake. *Environ. Monit. Assess.* **2017**, *189* (11). <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6305-8>.
- (12) Thompson, R. C.; Olsen, Y.; Mitchell, R. P.; Davis, A.; Rowland, S. J.; John, A. W. G.; McGonigle, D.; Russell, A. E. Lost at Sea: Where Does All the Plastic Go? *Science*, **2004**, *304* (May), 838.
- (13) Di, M.; Wang, J. Microplastics in Surface Waters and Sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Sci. Total Environ.* **2018**, *616–617*, 1620–1627. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.150>.
- (14) Bordós, G.; Urbányi, B.; Micsinai, A.; Kriszt, B.; Palotai, Z.; Szabó, I.; Hantosi, Z.; Szoboszlay, S. Identification of Microplastics in Fish Ponds and Natural Freshwater Environments of the Carpathian Basin, Europe. *Chemosphere* **2019**, *216*, 110–116. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.110>.
- (15) Jiang, C.; Yin, L.; Li, Z.; Wen, X.; Luo, X.; Hu, S.; Yang, H.; Long, Y.; Deng, B.; Huang, L.; Liu, Y. Microplastic Pollution in the Rivers of the Tibet Plateau. *Environ. Pollut.* **2019**, *249*, 91–98. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.022>.
- (16) Peng, G.; Zhu, B.; Yang, D.; Su, L.; Shi, H.; Li, D. Microplastics in Sediments of the Changjiang Estuary, China. *Environ. Pollut.* **2017**, *225*, 283–290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.064>.
- (17) Anderson, P. J.; Warrack, S.; Langen, V.; Challis, J. K.; Hanson, M. L.; Rennie, M. D. Microplastic Contamination in Lake Winnipeg, Canada. *Environ. Pollut.* **2017**, *225*, 223–231. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.072>.
- (18) Kanhai, L. D. K.; Johansson, C.; Frias, J. P. G. L.; Gardfeldt, K.; Thompson, R. C.; O'Connor, I. Deep Sea Sediments of the Arctic Central Basin: A Potential Sink for Microplastics. *Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* **2019**, *145*, 137–142. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2019.03.003>.
- (19) Allen, S.; Allen, D.; Phoenix, V. R.; Le Roux, G.; Durántez Jiménez, P.; Simonneau, A.; Binet, S.; Galop, D. Atmospheric Transport and Deposition of Microplastics in a Remote Mountain Catchment. *Nat. Geosci.* **2019**, *12* (5), 339–344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>.

- (20) Bergmann, M.; Mützel, S.; Primpke, S.; Tekman, M. B.; Trachsel, J.; Gerdt, G. White and Wonderful? Microplastics Prevail in Snow from the Alps to the Arctic. *Sci. Adv.* **2019**, *5* (8), eaax1157. <https://doi.org/10.1126/SCIADV.AAX1157>.
- (21) Zhang, Y.; Gao, T.; Kang, S.; Allen, S.; Luo, X.; Allen, D. Microplastics in Glaciers of the Tibetan Plateau: Evidence for the Long-Range Transport of Microplastics. *Sci. Total Environ.* **2021**, *758*, 143634. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.143634>.
- (22) Ragusa, A.; Svelato, A.; Santacroce, C.; Catalano, P.; Notarstefano, V.; Carnevali, O.; Papa, F.; Rongioletti, M. C. A.; Baiocco, F.; Draghi, S.; D'Amore, E.; Rinaldo, D.; Matta, M.; Giorgini, E. Plasticenta: First Evidence of Microplastics in Human Placenta. *Environ. Int.* **2021**, *146*, 106274. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2020.106274>.
- (23) Amato-Lourenço, L. F.; Carvalho-Oliveira, R.; Júnior, G. R.; dos Santos Galvão, L.; Ando, R. A.; Mauad, T. Presence of Airborne Microplastics in Human Lung Tissue. *J. Hazard. Mater.* **2021**, *416*, 126124. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126124>.
- (24) Zhang, F.; Wang, X.; Xu, J.; Zhu, L.; Peng, G.; Xu, P.; Li, D. Food-Web Transfer of Microplastics between Wild Caught Fish and Crustaceans in East China Sea. *Mar. Pollut. Bull.* **2019**, *146*, 173–182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.061>.
- (25) Crooks, N.; Parker, H.; Pernetta, A. P. Brain Food? Trophic Transfer and Tissue Retention of Microplastics by the Velvet Swimming Crab (*Necora puber*). *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* **2019**, *519*, 151187. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2019.151187>.
- (26) Arsand, J. B.; Hoff, R. B.; Jank, L.; Bussamara, R.; Dallegre, A.; Bento, F. M.; Kmetzsch, L.; Fação, D. A.; do Carmo Ruaro Peralba, M.; de Araujo Gomes, A.; Pizzolato, T. M. Presence of Antibiotic Resistance Genes and Its Association with Antibiotic Occurrence in Dilúvio River in Southern Brazil. *Sci. Total Environ.* **2020**, *738*, 139781. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139781>.

- (27) Machado, K. C.; Grassi, M. T.; Vidal, C.; Pescara, I. C.; Jardim, W. F.; Fernandes, A. N.; Sodré, F. F.; Almeida, F. V.; Santana, J. S.; Canela, M. C.; Nunes, C. R. O.; Bichinho, K. M.; Severo, F. J. R. A Preliminary Nationwide Survey of the Presence of Emerging Contaminants in Drinking and Source Waters in Brazil. *Sci. Total Environ.* **2016**, *572*, 138–146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.210>.
- (28) dos Santos, V. M.; de Andrade, L. C.; Tiecher, T.; de Oliveira Camargo, F. A. The Urban Pressure Over the Sediment Contamination in a Southern Brazil Metropolis: The Case of Diluvio Stream. *Water, Air, Soil Pollut.* **2020**, *231* (4), 1–15. <https://doi.org/10.1007/S11270-020-04504-2>.
- (29) de Andrade, L. C.; Rodrigues, L. R.; Andrezza, R.; Camargo, F. A. de O. Lake Guaíba: A Historical and Cultural Analysis of Water Pollution in Porto Alegre, RS, Brazil. *Eng. Sanit. e Ambient.* **2019**, *24* (2), 229–237. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019155281>.
- (30) WEF. *The New Plastics Economy: Rethinking the Future of Plastics*; 2016.
- (31) Hester, R. R.; Harrison, R. M. *Plastics and the Environment*; 2020. <https://doi.org/https://doi.org/10.1039/9781788013314-FP001>.
- (32) PlasticsEurope. *Plastics – the Facts 2019*; 2019.
- (33) UNEP. *Plastics: A Roadmap for Sustainability*; 2018.
- (34) ABRELPE. *Panorama Dos Resíduos No Brasil 2020*. **2020**.
- (35) Otake, Y.; Kobayashi, T.; Asabe, H.; Murakami, N.; Ono, K. Biodegradation of Low-density Polyethylene, Polystyrene, Polyvinyl Chloride, and Urea Formaldehyde Resin Buried under Soil for over 32 Years. *J. Appl. Polym. Sci.* **1995**, *56* (13), 1789–1796. <https://doi.org/10.1002/app.1995.070561309>.
- (36) Gall, S. C.; Thompson, R. C. The Impact of Debris on Marine Life. *Mar. Pollut. Bull.* **2015**, *92* (1–2), 170–179. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>.
- (37) Puskic, P. S.; Lavers, J. L.; Bond, A. L. A Critical Review of Harm Associated with Plastic Ingestion on Vertebrates. *Sci. Total Environ.* **2020**, *743*, 140666. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.140666>.
- (38) Roman, L.; Hardesty, B. D.; Hindell, M. A.; Wilcox, C. A Quantitative Analysis

- Linking Seabird Mortality and Marine Debris Ingestion. *Sci. Reports* 2019 91 **2019**, 9 (1), 1–7. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36585-9>.
- (39) Brandão, M. L.; Braga, K. M.; Luque, J. L. Marine Debris Ingestion by Magellanic Penguins, *Spheniscus Magellanicus* (Aves: Sphenisciformes), from the Brazilian Coastal Zone. *Mar. Pollut. Bull.* **2011**, 62 (10), 2246–2249. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.07.016>.
- (40) Unger, B.; Herr, H.; Benke, H.; Böhmert, M.; Burkhardt-Holm, P.; Dähne, M.; Hillmann, M.; Wolff-Schmidt, K.; Wohlsein, P.; Siebert, U. Marine Debris in Harbour Porpoises and Seals from German Waters. *Mar. Environ. Res.* **2017**, 130, 77–84. <https://doi.org/10.1016/J.MARENVRES.2017.07.009>.
- (41) Lavers, J. L.; Bond, A. L.; Hutton, I. Plastic Ingestion by Flesh-Footed Shearwaters (*Puffinus Carneipes*): Implications for Fledgling Body Condition and the Accumulation of Plastic-Derived Chemicals. *Environ. Pollut.* **2014**, 187, 124–129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.020>.
- (42) Fisner, M.; Taniguchi, S.; Moreira, F.; Bícigo, M. C.; Turra, A. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Plastic Pellets: Variability in the Concentration and Composition at Different Sediment Depths in a Sandy Beach. *Mar. Pollut. Bull.* **2013**, 70 (1–2), 219–226. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.03.008>.
- (43) Rios, L. M.; Moore, C.; Jones, P. R. Persistent Organic Pollutants Carried by Synthetic Polymers in the Ocean Environment. *Mar. Pollut. Bull.* **2007**, 54 (8), 1230–1237. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.022>.
- (44) Geyer, R. *A Brief History of Plastics*; Springer, Cham, 2020. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-030-38945-1_2.
- (45) Verma, R.; Vinoda, K. S.; Papireddy, M.; Gowda, A. N. S. Toxic Pollutants from Plastic Waste- A Review. *Procedia Environ. Sci.* **2016**, 35, 701–708. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.069>.
- (46) Ford, H. V.; Jones, N. H.; Davies, A. J.; Godley, B. J.; Jambeck, J. R.; Napper, I. E.; Suckling, C. C.; Williams, G. J.; Woodall, L.; Koldewey, H. J. The Fundamental Links between Climate Change and Marine Plastic Pollution. *Sci. Total Environ.* **2021**, 806, 150392.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150392>.

- (47) Essel, R.; Engel, L.; Carus, M.; Ahrens, R. H. *Sources of Microplastics Relevant to Marine Protection in Germany*, 2015.
- (48) Crawford, C. B.; Quinn, B. *Microplastic Pollutants*; 2016. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809406-8.00006-2>.
- (49) Wu, P.; Huang, J.; Zheng, Y.; Yang, Y.; Zhang, Y.; He, F.; Chen, H.; Quan, G.; Yan, J.; Li, T.; Gao, B. Environmental Occurrences, Fate, and Impacts of Microplastics. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2019**, *184* (April), 109612. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109612>.
- (50) Karbalaei, S.; Hanachi, P.; Walker, T. R.; Cole, M. Occurrence, Sources, Human Health Impacts and Mitigation of Microplastic Pollution. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2018**, *25* (36), 36046–36063. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3508-7>.
- (51) Piñon-Colin, T. de J.; Rodriguez-Jimenez, R.; Rogel-Hernandez, E.; Alvarez-Andrade, A.; Wakida, F. T. Microplastics in Stormwater Runoff in a Semiarid Region, Tijuana, Mexico. *Sci. Total Environ.* **2020**, *704*, 135411. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135411>.
- (52) De Falco, F.; Di Pace, E.; Cocca, M.; Avella, M. The Contribution of Washing Processes of Synthetic Clothes to Microplastic Pollution. *Sci. Rep.* **2019**, *9* (1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43023-x>.
- (53) Jan Kole, P.; Löhr, A. J.; Van Belleghem, F. G. A. J.; Ragas, A. M. J. Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2017**, *14* (10). <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>.
- (54) Fahrenfeld, N. L.; Arbuckle-Keil, G.; Naderi Beni, N.; Bartelt-Hunt, S. L. Source Tracking Microplastics in the Freshwater Environment. *TrAC - Trends Anal. Chem.* **2019**, *112*, 248–254. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.030>.
- (55) Leslie, H. A.; Brandsma, S. H.; Van Velzen, M. J. M.; Vethaak, A. D. Microplastics En Route: Field Measurements in the Dutch River Delta and Amsterdam Canals, Wastewater Treatment Plants, North Sea Sediments and Biota. **2017**. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018>.

- (56) Büning, B.; Rechtenbach, D.; Behrendt, J.; Otterpohl, R. Removal of Emerging Micropollutants from Wastewater by Nanofiltration and Biofilm Reactor (MicroStop). *Environ. Prog. Sustain. Energy* **2021**, *40* (3). <https://doi.org/10.1002/EP.13587>.
- (57) Esfandiari, A.; Mowla, D. Investigation of Microplastic Removal from Greywater by Coagulation and Dissolved Air Flotation. *Process Saf. Environ. Prot.* **2021**, *151*, 341–354. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.05.027>.
- (58) Sadat, S.; Petroody, A.; Hashemi, H.; Van Gestel, C. A. M. Transport and Accumulation of Microplastics through Wastewater Treatment Sludge Processes. **2021**. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130471>.
- (59) Xu, X.; Zhang, L.; Jian, Y.; Xue, Y.; Gao, Y.; Peng, M.; Jiang, S.; Zhang, Q. Influence of Wastewater Treatment Process on Pollution Characteristics and Fate of Microplastics. **2021**. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112448>.
- (60) Pui Kwan Cheung, L. F. Characterisation of Plastic Microbeads in Facial Scrubs and Their Estimated Emissions in Mainland China. *Water Res.* **2017**, *122*, 53–61. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.053>.
- (61) Liu, W.; Zhang, J.; Liu, H.; Guo, X.; Zhang, X.; Yao, X.; Cao, Z.; Zhang, T. A Review of the Removal of Microplastics in Global Wastewater Treatment Plants: Characteristics and Mechanisms. *Environ. Int.* **2021**, *146*, 106277. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106277>.
- (62) ANA. *Agência Nacional de Águas (ANA) - Atlas Esgotos - Despoluição de Bacias Hidrográficas*; 2017.
- (63) Alam, F. C.; Sembiring, E.; Muntalif, B. S.; Suendo, V. Microplastic Distribution in Surface Water and Sediment River around Slum and Industrial Area (Case Study: Ciwalengke River, Majalaya District, Indonesia). *Chemosphere* **2019**, *224*, 637–645. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.188>.
- (64) Reza Cordova, M.; Riani, E. Micro-and Mesoplastics Release from the Indonesian Municipal Solid Waste Landfill Leachate to the Aquatic Environment: Case Study in Galuga Landfill Area, Indonesia. **2021**. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111986>.
- (65) Nizzetto, L.; Bussi, G.; Fütter, M. N.; Butterfield, D.; Whitehead, P. G. A

- Theoretical Assessment of Microplastic Transport in River Catchments and Their Retention by Soils and River Sediments. *Environ. Sci. Process. Impacts* **2016**, 18 (8), 1050–1059. <https://doi.org/10.1039/c6em00206d>.
- (66) Patrício Silva, A. L.; Prata, J. C.; Duarte, A. C.; aBarcei, D.; Rocha-Santos, T. An Urgent Call to Think Globally and Act Locally on Landfill Disposable Plastics under and after Covid-19 Pandemic: Pollution Prevention and Technological (Bio) Remediation Solutions. *Chem. Eng. J.* **2021**, 426, 131201. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131201>.
- (67) Qi, R.; Jones, D. L.; Li, Z.; Liu, Q.; Yan, C. Behavior of Microplastics and Plastic Film Residues in the Soil Environment: A Critical Review. *Sci. Total Environ.* **2020**, 703, 134722. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134722>.
- (68) Mitrano, D. M.; Wohlleben, W. Microplastic Regulation Should Be More Precise to Incentivize Both Innovation and Environmental Safety. *Nat. Commun.* **2020**, 11 (1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19069-1>.
- (69) Liu, E. K.; He, W. Q.; Yan, C. R. “White Revolution” to “White Pollution” - Agricultural Plastic Film Mulch in China. *Environ. Res. Lett.* **2014**, 9 (9). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/9/091001>.
- (70) Subrahmanian, K.; Kalaiselvan, P.; Balasubramanian, T. N.; Zhou, W. Crop Productivity and Soil Properties as Affected by Polyethylene Film Mulch and Land Configurations in Groundnut (*Arachis Hypogaea* L.). *Arch. Agron. Soil Sci.* **2006**, 52 (1), 79–103. <https://doi.org/10.1080/03650340500421786>.
- (71) Wong, J. K. H.; Lee, K. K.; Tang, K. H. D.; Yap, P. S. Microplastics in the Freshwater and Terrestrial Environments: Prevalence, Fates, Impacts and Sustainable Solutions. *Sci. Total Environ.* **2020**, 719, 137512. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137512>.
- (72) Waldschläger, K.; Lechthaler, S.; Stauch, G.; Schüttrumpf, H. The Way of Microplastic through the Environment – Application of the Source-Pathway-Receptor Model (Review). *Sci. Total Environ.* **2020**, 713, 136584. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136584>.
- (73) Golwala, H.; Zhang, X.; Iskander, S. M.; Smith, A. L. Solid Waste: An Overlooked Source of Microplastics to the Environment. *Sci. Total Environ.*

- 2021**, 769, 144581. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144581>.
- (74) da Costa, J. P.; Santos, P. S. M.; Duarte, A. C.; Rocha-Santos, T. (Nano)Plastics in the Environment - Sources, Fates and Effects. *Sci. Total Environ.* **2016**, 566–567, 15–26. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.041>.
- (75) Eriksen, M.; Mason, S.; Wilson, S.; Box, C.; Zellers, A.; Edwards, W.; Farley, H.; Amato, S. Microplastic Pollution in the Surface Waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar. Pollut. Bull.* **2013**, 77 (1–2), 177–182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>.
- (76) Wang, W.; Ndungu, A. W.; Li, Z.; Wang, J. Microplastics Pollution in Inland Freshwaters of China: A Case Study in Urban Surface Waters of Wuhan, China. *Sci. Total Environ.* **2017**, 575, 1369–1374. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.213>.
- (77) Free, C. M.; Jensen, O. P.; Mason, S. A.; Eriksen, M.; Williamson, N. J.; Boldgiv, B. High-Levels of Microplastic Pollution in a Large, Remote, Mountain Lake. *Mar. Pollut. Bull.* **2014**, 85 (1), 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>.
- (78) Cole, M.; Lindeque, P.; Halsband, C.; Galloway, T. S. Microplastics as Contaminants in the Marine Environment: A Review. *Mar. Pollut. Bull.* **2011**, 62 (12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>.
- (79) Andrady, A. L. The Plastic in Microplastics: A Review. *Mar. Pollut. Bull.* **2017**, 119, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>.
- (80) Baldwin, A. K.; Corsi, S. R.; Mason, S. A. Plastic Debris in 29 Great Lakes Tributaries: Relations to Watershed Attributes and Hydrology. *Environ. Sci. Technol.* **2016**, 50 (19), 10377–10385. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02917>.
- (81) Jiang, C.; Yin, L.; Li, Z.; Wen, X.; Luo, X.; Hu, S.; Yang, H.; Long, Y.; Deng, B.; Huang, L.; Liu, Y. Microplastic Pollution in the Rivers of the Tibet Plateau. **2019**. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.022>.
- (82) Yuan, W.; Liu, X.; Wang, W.; Di, M.; Wang, J. Microplastic Abundance, Distribution and Composition in Water, Sediments, and Wild Fish from Poyang

- Lake, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2019**, *170*, 180–187. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.126>.
- (83) Faure, F.; Demars, C.; Wieser, O.; Kunz, M.; De Alencastro, L. F. Plastic Pollution in Swiss Surface Waters: Nature and Concentrations, Interaction with Pollutants. *Environ. Chem.* **2015**, *12* (5), 582–591. <https://doi.org/10.1071/EN14218>.
- (84) Fischer, E. K.; Paglialonga, L.; Czech, E.; Tamminga, M. Microplastic Pollution in Lakes and Lake Shoreline Sediments - A Case Study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (Central Italy). *Environ. Pollut.* **2016**, *213*, 648–657. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.012>.
- (85) Horton, A. A.; Walton, A.; Spurgeon, D. J.; Lahive, E.; Svendsen, C. Microplastics in Freshwater and Terrestrial Environments: Evaluating the Current Understanding to Identify the Knowledge Gaps and Future Research Priorities. *Sci. Total Environ.* **2017**, *586*, 127–141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>.
- (86) Chen, H.; Qin, Y.; Huang, H.; Xu, W. A Regional Difference Analysis of Microplastic Pollution in Global Freshwater Bodies Based on a Regression Model. *Water* **2020**, *Vol. 12*, *Page 1889* **2020**, *12* (7), 1889. <https://doi.org/10.3390/W12071889>.
- (87) Chen, H.; Jia, Q.; Zhao, X.; Li, L.; Nie, Y.; Liu, H.; Ye, J. The Occurrence of Microplastics in Water Bodies in Urban Agglomerations: Impacts of Drainage System Overflow in Wet Weather, Catchment Land-Uses, and Environmental Management Practices. *Water Res.* **2020**, *183*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116073>.
- (88) Mani, T.; Pimpke, S.; Lorenz, C.; Gerdt, G.; Burkhardt-Holm, P. Microplastic Pollution in Benthic Midstream Sediments of the Rhine River. **2019**. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01363>.
- (89) Chen, X.; Xiong, X.; Jiang, X.; Shi, H.; Wu, C. Sinking of Floating Plastic Debris Caused by Biofilm Development in a Freshwater Lake. *Chemosphere* **2019**, *222*, 856–864. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.015>.
- (90) Hoellein, T. J.; Shogren, A. J.; Tank, J. L.; Risteca, P.; Kelly, J. J. Microplastic

- Deposition Velocity in Streams Follows Patterns for Naturally Occurring Allochthonous Particles. *Sci. Rep.* **2019**, *9* (1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40126-3>.
- (91) Deng, H.; Wei, R.; Luo, W.; Hu, L.; Li, B.; Di, Y. Y.; Shi, H. Microplastic Pollution in Water and Sediment in a Textile Industrial Area. *Environ. Pollut.* **2019**, *258*, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113658>.
- (92) Soballe, D. M.; Kimmel, B. L. A Large-Scale Comparison of Factors Influencing Phytoplankton Abundance in Rivers , Lakes , and Impoundments. **1987**, *68* (6), 1943–1954.
- (93) Bloesch, J. Sediments of Aquatic Ecosystems. *Encycl. Inl. Waters* **2009**, 479–490. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00210-6>.
- (94) Tibbetts, J.; Krause, S.; Lynch, I.; Smith, G. H. S. Abundance, Distribution, and Drivers of Microplastic Contamination in Urban River Environments. *Water (Switzerland)* **2018**, *10* (11), 1597. <https://doi.org/10.3390/w10111597>.
- (95) Ballent, A.; Corcoran, P. L.; Madden, O.; Helm, P. A.; Longstaffe, F. J. Sources and Sinks of Microplastics in Canadian Lake Ontario Nearshore, Tributary and Beach Sediments. *Mar. Pollut. Bull.* **2016**, *110* (1), 383–395. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.037>.
- (96) Wang, C.; Xing, R.; Sun, M.; Ling, W.; Shi, W.; Cui, S.; An, L. Microplastics Profile in a Typical Urban River in Beijing. *Sci. Total Environ.* **2020**, *743*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140708>.
- (97) Watkins, L.; McGrattan, S.; Sullivan, P. J.; Walter, M. T. The Effect of Dams on River Transport of Microplastic Pollution. *Sci. Total Environ.* **2019**, *664*, 834–840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.028>.
- (98) Xiong, X.; Wu, C.; Elser, J. J.; Mei, Z.; Hao, Y. Occurrence and Fate of Microplastic Debris in Middle and Lower Reaches of the Yangtze River – From Inland to the Sea. *Sci. Total Environ.* **2019**, *659*, 66–73. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.313>.
- (99) Ory, N. C.; Lehmann, A.; Javidpour, J.; Stöhr, R.; Walls, G. L.; Clemmesen, C. Factors Influencing the Spatial and Temporal Distribution of Microplastics at the Sea Surface – A Year-Long Monitoring Case Study from the Urban Kiel

- Fjord, Southwest Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* **2020**, 736, 139493. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139493>.
- (100) Xia, W.; Rao, Q.; Deng, X.; Chen, J.; Xie, P. Rainfall Is a Significant Environmental Factor of Microplastic Pollution in Inland Waters. *Sci. Total Environ.* **2020**, 732, 139065. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139065>.
- (101) Dris, R.; Gasperi, J.; Saad, M.; Mirande, C.; Tassin, B. Synthetic Fibers in Atmospheric Fallout: A Source of Microplastics in the Environment? *Mar. Pollut. Bull.* **2016**, 104 (1–2), 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>.
- (102) Wong, G.; Löwemark, L.; Kunz, A. Microplastic Pollution of the Tamsui River and Its Tributaries in Northern Taiwan: Spatial Heterogeneity and Correlation with Precipitation. *Environ. Pollut.* **2020**, 260, 113935. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113935>.
- (103) Carpenter, E. J. S. K. L. Plastic on the Sargasso Sea Surface. *Science (80-)*. **1972**, 177 (85), 749. <https://doi.org/10.1038/050458a0>.
- (104) Ng, K. L.; Obbard, J. P. Prevalence of Microplastics in Singapore's Coastal Marine Environment. *Mar. Pollut. Bull.* **2006**, 52 (7), 761–767. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2005.11.017>.
- (105) Faure, F.; Corbaz, M.; Baecher, H.; De Alencastro, L. F. Pollution Due to Plastics and Microplastics in Lake Geneva and in the Mediterranean Sea. *Arch. des Sci.* **2012**, 65 (1–2), 157–164. <https://doi.org/10.5169/seals-738358>.
- (106) Li, C.; Busquets, R.; Campos, L. C. Assessment of Microplastics in Freshwater Systems: A Review. *Science of the Total Environment.* 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578>.
- (107) Park, T. J.; Lee, S. H.; Lee, M. S.; Lee, J. K.; Lee, S. H.; Zoh, K. D. Occurrence of Microplastics in the Han River and Riverine Fish in South Korea. *Sci. Total Environ.* **2020**, 708, 134535. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134535>.
- (108) Lahens, L.; Strady, E.; Kieu-Le, T. C.; Dris, R.; Boukerma, K.; Rinnert, E.; Gasperi, J.; Tassin, B. Macroplastic and Microplastic Contamination Assessment of a Tropical River (Saigon River, Vietnam) Transversed by a Developing Megacity. *Environ. Pollut.* **2018**, 236, 661–671.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.005>.

- (109) Zhang, L.; Liu, J.; Xie, Y.; Zhong, S.; Yang, B.; Lu, D.; Zhong, Q. Distribution of Microplastics in Surface Water and Sediments of Qin River in Beibu Gulf, China. *Sci. Total Environ.* **2020**, *708*, 135176. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135176>.
- (110) Zhang, L.; Xie, Y.; Zhong, S.; Liu, J.; Qin, Y.; Gao, P. Microplastics in Freshwater and Wild Fishes from Lijiang River in Guangxi, Southwest China. *Sci. Total Environ.* **2021**, *755*, 142428. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.142428>.
- (111) Tan, X.; Yu, X.; Cai, L.; Wang, J.; Peng, J. Microplastics and Associated PAHs in Surface Water from the Feilaixia Reservoir in the Beijiang River, China. *Chemosphere* **2019**, *221*, 834–840. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.022>.
- (112) Singh, N.; Mondal, A.; Bagri, A.; Tiwari, E.; Khandelwal, N.; Monikh, F. A.; Darbha, G. K. Characteristics and Spatial Distribution of Microplastics in the Lower Ganga River Water and Sediment. *Mar. Pollut. Bull.* **2021**, *163*, 111960. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2020.111960>.
- (113) Abeynayaka, A.; Kojima, F.; Miwa, Y.; Ito, N.; Nihei, Y.; Fukunaga, Y.; Yashima, Y.; Itsubo, N. Rapid Sampling of Suspended and Floating Microplastics in Challenging Riverine and Coastal Water Environments in Japan. *Water* **2020**, *Vol. 12*, *Page 1903* **2020**, *12* (7), 1903. <https://doi.org/10.3390/W12071903>.
- (114) Yin, K.; Wang, D.; Zhao, H.; Wang, Y.; Guo, M.; Liu, Y.; Li, B.; Xing, M. Microplastics Pollution and Risk Assessment in Water Bodies of Two Nature Reserves in Jilin Province: Correlation Analysis with the Degree of Human Activity. *Sci. Total Environ.* **2021**, *799*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149390>.
- (115) Mao, R.; Hu, Y.; Zhang, S.; Wu, R.; Guo, X. Microplastics in the Surface Water of Wuliangshuai Lake, Northern China. *Sci. Total Environ.* **2020**, *723*, 137820. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.137820>.
- (116) Picó, Y.; Alvarez-Ruiz, R.; Alfarhan, A. H.; El-Sheikh, M. A.; Alshahrani, H. O.;

- Barceló, D. Pharmaceuticals, Pesticides, Personal Care Products and Microplastics Contamination Assessment of Al-Hassa Irrigation Network (Saudi Arabia) and Its Shallow Lakes. *Sci. Total Environ.* **2020**, 701. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135021>.
- (117) Chen, H. L.; Gibbins, C. N.; Selvam, S. B.; Ting, K. N. Spatio-Temporal Variation of Microplastic along a Rural to Urban Transition in a Tropical River. *Environ. Pollut.* **2021**, 289. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117895>.
- (118) Irfan, T.; Khalid, S.; Taneez, M.; Hashmi, M. Z. Plastic Driven Pollution in Pakistan: The First Evidence of Environmental Exposure to Microplastic in Sediments and Water of Rawal Lake. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2020**, 27 (13), 15083–15092. <https://doi.org/10.1007/S11356-020-07833-1>.
- (119) Lin, L.; Zuo, L.-Z.; Peng, J.-P.; Cai, L.-Q.; Fok, L.; Yan, Y.; Li, H.-X.; Xu, X.-R. Occurrence and Distribution of Microplastics in an Urban River: A Case Study in the Pearl River along Guangzhou City, China. **2018**. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.327>.
- (120) Simon-Sánchez, L.; Grelaud, M.; Garcia-Orellana, J.; Ziveri, P. River Deltas as Hotspots of Microplastic Accumulation: The Case Study of the Ebro River (NW Mediterranean). *Sci. Total Environ.* **2019**, 687, 1186–1196. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.168>.
- (121) Kaliszewicz, A.; Winczek, M.; Karaban, K.; Kurzydłowski, D.; Górska, M.; Koselak, W.; Romanowski, J. The Contamination of Inland Waters by Microplastic Fibres under Different Anthropogenic Pressure: Preliminary Study in Central Europe (Poland). *Waste Manag. Res.* **2020**, 38 (11), 1231–1238. <https://doi.org/10.1177/0734242X20938448>.
- (122) Dris, R.; Gasperi, J.; Rocher, V.; Tassin, B. Synthetic and Non-Synthetic Anthropogenic Fibers in a River under the Impact of Paris Megacity: Sampling Methodological Aspects and Flux Estimations. *Sci. Total Environ.* **2018**, 618, 157–164. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.009>.
- (123) Tavşanoğlu, Ü. N.; Başaran Kankılıç, G.; Akca, G.; Çırak, T.; Erdoğan, Ş. Microplastics in a Dam Lake in Turkey: Type, Mesh Size Effect, and Bacterial Biofilm Communities. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2020**, 27 (36),

45688–45698. <https://doi.org/10.1007/S11356-020-10424-9>.

- (124) Scherer, C.; Weber, A.; Stock, F.; Vurusic, S.; Egerci, H.; Kochleus, C.; Arendt, N.; Foeldi, C.; Dierkes, G.; Wagner, M.; Brennholt, N.; Reifferscheid, G. Comparative Assessment of Microplastics in Water and Sediment of a Large European River. *Sci. Total Environ.* **2020**, 738. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139866>.
- (125) Rowley, K. H.; Cucknell, A. C.; Smith, B. D.; Clark, P. F.; Morritt, D. London's River of Plastic: High Levels of Microplastics in the Thames Water Column. *Sci. Total Environ.* **2020**, 740, 140018. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.140018>.
- (126) Mani, T.; Hauk, A.; Walter, U.; Burkhardt-Holm, P. Microplastics Profile along the Rhine River. *Sci. Rep.* **2015**, 5 (December). <https://doi.org/10.1038/srep17988>.
- (127) Constant, M.; Ludwig, W.; Kerhervé, P.; Sola, J.; Charrière, B.; Sanchez-Vidal, A.; Canals, M.; Heussner, S. Microplastic Fluxes in a Large and a Small Mediterranean River Catchments: The Têt and the Rhône, Northwestern Mediterranean Sea. *Sci. Total Environ.* **2020**, 716, 136984. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136984>.
- (128) Munari, C.; Scoponi, M.; Sfriso, A. A.; Sfriso, A.; Aiello, J.; Casoni, E.; Mistri, M. Temporal Variation of Floatable Plastic Particles in the Largest Italian River, the Po. *Mar. Pollut. Bull.* **2021**, 171 (May), 112805. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112805>.
- (129) Campanale, C.; Stock, F.; Massarelli, C.; Kochleus, C.; Bagnuolo, G.; Reifferscheid, G.; Uricchio, V. F. Microplastics and Their Possible Sources: The Example of Ofanto River in Southeast Italy. *Environ. Pollut.* **2020**, 258, 113284. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2019.113284>.
- (130) Mintenig, S. M.; Kooi, M.; Erich, M. W.; Primpke, S.; Redondo-Hasselerharm, P. E.; Dekker, S. C.; Koelmans, A. A.; van Wezel, A. P. A Systems Approach to Understand Microplastic Occurrence and Variability in Dutch Riverine Surface Waters. *Water Res.* **2020**, 176, 115723. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.115723>.

- (131) Tamminga, M.; Stoewer, S. C.; Fischer, E. K. On the Representativeness of Pump Water Samples versus Manta Sampling in Microplastic Analysis. *Environ. Pollut.* **2019**, *254*, 112970. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2019.112970>.
- (132) Rodrigues, M. O.; Abrantes, N.; Gonçalves, F. J. M.; Nogueira, H.; Marques, J. C.; Gonçalves, A. M. M. Spatial and Temporal Distribution of Microplastics in Water and Sediments of a Freshwater System (Antuã River, Portugal). *Sci. Total Environ.* **2018**, *633*, 1549–1559. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.233>.
- (133) Sekudewicz, I.; Dąbrowska, A. M.; Syczewski, M. D. Microplastic Pollution in Surface Water and Sediments in the Urban Section of the Vistula River (Poland). *Sci. Total Environ.* **2021**, *762*, 143111. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.143111>.
- (134) Vermaire, J. C.; Pomeroy, C.; Herczegh, S. M.; Haggart, O.; Murphy, M. Microplastic Abundance and Distribution in the Open Water and Sediment of the Ottawa River, Canada, and Its Tributaries. *FACETS* **2017**, *2* (1), 301–314. <https://doi.org/10.1139/facets-2016-0070>.
- (135) Felismino, M. E. L.; Helm, P. A.; Rochman, C. M. Microplastic and Other Anthropogenic Microparticles in Water and Sediments of Lake Simcoe. *J. Great Lakes Res.* **2021**, *47* (1), 180–189. <https://doi.org/10.1016/J.JGLR.2020.10.007>.
- (136) Baldwin, A. K.; Spanjer, A. R.; Rosen, M. R.; Thom, T. Microplastics in Lake Mead National Recreation Area, USA: Occurrence and Biological Uptake. *PLoS One* **2020**, *15* (5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228896>.
- (137) McCormick, A.; Hoellein, T. J.; Mason, S. A.; Schlupe, J.; Kelly, J. J. Microplastic Is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environ. Sci. Technol.* **2014**, *48* (20), 11863–11871. <https://doi.org/10.1021/es503610r>.
- (138) Said, L.; Heard, M. J. Variation in the Presence and Abundance of Anthropogenic Microfibers in the Cumberland River in Nashville, TN, USA. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2020**, *27* (9), 10135–10139.

<https://doi.org/10.1007/S11356-020-08091-X>.

- (139) Watkins, L.; Sullivan, P. J.; Walter, M. T. A Case Study Investigating Temporal Factors That Influence Microplastic Concentration in Streams under Different Treatment Regimes. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2019 2621 **2019**, 26 (21), 21797–21807. <https://doi.org/10.1007/S11356-019-04663-8>.
- (140) Grbić, J.; Helm, P.; Athey, S.; Rochman, C. M. Microplastics Entering Northwestern Lake Ontario Are Diverse and Linked to Urban Sources. *Water Res.* **2020**, 174, 115623. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115623>.
- (141) Eppehimer, D. E.; Hamdhani, H.; Hollien, K. D.; Nemec, Z. C.; Lee, L. N.; Quanrud, D. M.; Bogan, M. T. Impacts of Baseflow and Flooding on Microplastic Pollution in an Effluent-Dependent Arid Land River in the USA. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2021 2833 **2021**, 28 (33), 45375–45389. <https://doi.org/10.1007/S11356-021-13724-W>.
- (142) Silva, P. M.; Nanny, M. A. Impact of Microplastic Fibers from the Degradation of Nonwoven Synthetic Textiles to the Magdalena River Water Column and River Sediments by the City of Neiva, Huila (Colombia). *Water (Switzerland)* **2020**, 12 (4), 1210. <https://doi.org/10.3390/W12041210>.
- (143) Alfonso, M. B.; Scordo, F.; Seitz, C.; Mavo Manstretta, G. M.; Ronda, A. C.; Arias, A. H.; Tomba, J. P.; Silva, L. I.; Perillo, G. M. E.; Piccolo, M. C. First Evidence of Microplastics in Nine Lakes across Patagonia (South America). *Sci. Total Environ.* **2020**, 733, 139385. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139385>.
- (144) de Faria, É.; Girard, P.; Nardes, C. S.; Moreschi, A.; Christo, S. W.; Ferreira Junior, A. L.; Costa, M. F. Microplastics Pollution in the South American Pantanal. *Case Stud. Chem. Environ. Eng.* **2021**, 3, 100088. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100088>.
- (145) Donoso, J. M.; Rios-Touma, B. Microplastics in Tropical Andean Rivers: A Perspective from a Highly Populated Ecuadorian Basin without Wastewater Treatment. *Heliyon* **2020**, 6 (7), e04302. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04302>.
- (146) Correa-Herrera, T.; Barletta, M.; Lima, A. R. A.; Jiménez-Segura, L. F.;

- Arango-Sánchez, L. B. Spatial Distribution and Seasonality of Ichthyoplankton and Anthropogenic Debris in a River Delta in the Caribbean Sea. *J. Fish Biol.* **2017**, *90* (4), 1356–1387. <https://doi.org/10.1111/jfb.13243>.
- (147) Alfonso, M. B.; Arias, A. H.; Piccolo, M. C. Microplastics Integrating the Zooplanktonic Fraction in a Saline Lake of Argentina: Influence of Water Management. *Environ. Monit. Assess.* **2020**, *192* (2). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8080-1>.
- (148) Montecinos, S.; Tognana, S.; Pereyra, M.; Silva, L.; Tomba, J. P. Study of a Stream in Argentina with a High Concentration of Microplastics: Preliminary Analysis of the Methodology. *Sci. Total Environ.* **2021**, *760*, 143390. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143390>.
- (149) Egessa, R.; Nankabirwa, A.; Ocaya, H.; Pabire, W. G. Microplastic Pollution in Surface Water of Lake Victoria. *Sci. Total Environ.* **2020**, *741*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140201>.
- (150) Dahms, H. T. J.; van Rensburg, G. J.; Greenfield, R. The Microplastic Profile of an Urban African Stream. *Sci. Total Environ.* **2020**, *731*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138893>.
- (151) Oni, B. A.; Ayeni, A. O.; Agboola, O.; Oguntade, T.; Obanla, O. Comparing Microplastics Contaminants in (Dry and Raining) Seasons for Ox- Bow Lake in Yenagoa, Nigeria. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **2020**, *198*, 110656. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110656>.
- (152) Fernandes, A. N.; Bertoldi, C.; Lara, L. Z.; Stival, J.; Alves, N. M.; Cabrera, P. M.; Grassi, M. T. Microplastics in Latin America Ecosystems: A Critical Review of the Current Stage and Research Needs. *J. Braziliam Chem. Soc.* **2022**, *00* (00), 1–24. <https://doi.org/https://dx.doi.org/10.21577/0103-5053.20220018>.
- (153) Aragaw, T. A. Microplastic Pollution in African Countries' Water Systems: A Review on Findings, Applied Methods, Characteristics, Impacts, and Managements. *SN Appl. Sci.* **2021**, *3* (6). <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04619-z>.
- (154) Uurasjärvi, E.; Hartikainen, S.; Setälä, O.; Lehtiniemi, M.; Koistinen, A. Microplastic Concentrations, Size Distribution, and Polymer Types in the

- Surface Waters of a Northern European Lake. *Water Environ. Res.* **2020**, *92* (1), 149–156. <https://doi.org/10.1002/WER.1229>.
- (155) Brasil. Lei nº 12.305 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm.
- (156) Wright, S. L.; Thompson, R. C.; Galloway, T. S. The Physical Impacts of Microplastics on Marine Organisms: A Review. *Environ. Pollut.* **2013**, *178*, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>.
- (157) Groh, K. J.; Backhaus, T.; Carney-Almroth, B.; Geueke, B.; Inostroza, P. A.; Lennquist, A.; Leslie, H. A.; Maffini, M.; Slunge, D.; Trasande, L.; Warhurst, A. M.; Muncke, J. Overview of Known Plastic Packaging-Associated Chemicals and Their Hazards. *Sci. Total Environ.* **2019**, *651*, 3253–3268. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.10.015>.
- (158) Zimmermann, L.; Dombrowski, A.; Völker, C.; Wagner, M. Are Bioplastics and Plant-Based Materials Safer than Conventional Plastics? In Vitro Toxicity and Chemical Composition. *Environ. Int.* **2020**, *145*, 106066. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2020.106066>.
- (159) Murphy, F.; Quinn, B. The Effects of Microplastic on Freshwater Hydra *Attenuata* Feeding, Morphology & Reproduction. *Environ. Pollut.* **2018**, *234*, 487–494. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.029>.
- (160) Malafaia, G.; de Souza, A. M.; Pereira, A. C.; Gonçalves, S.; da Costa Araújo, A. P.; Ribeiro, R. X.; Rocha, T. L. Developmental Toxicity in Zebrafish Exposed to Polyethylene Microplastics under Static and Semi-Static Aquatic Systems. *Sci. Total Environ.* **2020**, *700*, 134867. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134867>.
- (161) Cole, M.; Lindeque, P.; Fileman, E.; Halsband, C.; Galloway, T. S. The Impact of Polystyrene Microplastics on Feeding, Function and Fecundity in the Marine Copepod *Calanus Helgolandicus*. *Environ. Sci. Technol.* **2015**, *49* (2), 1130–1137. <https://doi.org/10.1021/es504525u>.
- (162) da Costa Araújo, A. P.; de Melo, N. F. S.; de Oliveira Junior, A. G.; Rodrigues, F. P.; Fernandes, T.; de Andrade Vieira, J. E.; Rocha, T. L.; Malafaia, G. How Much Are Microplastics Harmful to the Health of Amphibians? A Study with

- Pristine Polyethylene Microplastics and Physalaemus Cuvieri. *J. Hazard. Mater.* **2020**, 382, 121066. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121066>.
- (163) Jiang, X.; Chen, H.; Liao, Y.; Ye, Z.; Li, M.; Klobučar, G. Ecotoxicity and Genotoxicity of Polystyrene Microplastics on Higher Plant *Vicia Faba*. *Environ. Pollut.* **2019**, 250, 831–838. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.055>.
- (164) Wang, J.; Li, Y.; Lu, L.; Zheng, M.; Zhang, X.; Tian, H.; Wang, W.; Ru, S. Polystyrene Microplastics Cause Tissue Damages, Sex-Specific Reproductive Disruption and Transgenerational Effects in Marine Medaka (*Oryzias Melastigma*). *Environ. Pollut.* **2019**, 254, 113024. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113024>.
- (165) Guimarães, A. T. B.; Charlie-Silva, I.; Malafaia, G. Toxic Effects of Naturally-Aged Microplastics on Zebrafish Juveniles: A More Realistic Approach to Plastic Pollution in Freshwater Ecosystems. *J. Hazard. Mater.* **2021**, 407 (November 2020). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124833>.
- (166) Rahman, A.; Sarkar, A.; Yadav, O. P.; Achari, G.; Slobodnik, J. Potential Human Health Risks Due to Environmental Exposure to Nano- and Microplastics and Knowledge Gaps: A Scoping Review. *Sci. Total Environ.* **2021**, 757, 143872. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.143872>.
- (167) Street, M. E.; Bernasconi, S. Microplastics, Environment and Child Health. *Ital. J. Pediatr.* **2021**, 47 (1), 1–3. <https://doi.org/10.1186/s13052-021-01034-3>.
- (168) Cho, Y. M.; Choi, K. H. The Current Status of Studies of Human Exposure Assessment of Microplastics and Their Health Effects: A Rapid Systematic Review. *Environ. Health Toxicol.* **2021**, 36 (1), 1–8. <https://doi.org/10.5620/eaht.2021004>.
- (169) Li, B.; Ding, Y.; Cheng, X.; Sheng, D.; Xu, Z.; Rong, Q.; Wu, Y.; Zhao, H.; Ji, X.; Zhang, Y. Polyethylene Microplastics Affect the Distribution of Gut Microbiota and Inflammation Development in Mice. *Chemosphere* **2020**, 244, 125492. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125492>.
- (170) Jin, H.; Ma, T.; Sha, X.; Liu, Z.; Zhou, Y.; Meng, X.; Chen, Y.; Han, X.; Ding, J. Polystyrene Microplastics Induced Male Reproductive Toxicity in Mice. *J. Hazard. Mater.* **2021**, 401, 123430.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123430>.

- (171) Park, E. J.; Han, J. S.; Park, E. J.; Seong, E.; Lee, G. H.; Kim, D. W.; Son, H. Y.; Han, H. Y.; Lee, B. S. Repeated-Oral Dose Toxicity of Polyethylene Microplastics and the Possible Implications on Reproduction and Development of the next Generation. *Toxicol. Lett.* **2020**, *324*, 75–85. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2020.01.008>.
- (172) Cox, K. D.; Covernton, G. A.; Davies, H. L.; Dower, J. F.; Juanes, F.; Dudas, S. E. Correction to Human Consumption of Microplastics. *Cite This Environ. Sci. Technol* **2020**, *201953* (12), 10974–10974. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04032>.
- (173) Montagner, C.; Dias, M.; Paiva, E.; Vidal, C. Microplásticos: Ocorrência Ambiental e Desafios Analíticos. *Quim. Nova* **2021**, *00*. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>.
- (174) Rios Mendoza, L. M.; Balcer, M. Microplastics in Freshwater Environments: A Review of Quantification Assessment. *TrAC - Trends Anal. Chem.* **2019**, *113*, 402–408. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.020>.
- (175) Razeghi, N.; Hamidian, A. H.; Wu, C.; Zhang, Y.; Yang, M. Microplastic Sampling Techniques in Freshwaters and Sediments: A Review. *Environ. Chem. Lett.* **2021**, 1–28. <https://doi.org/10.1007/S10311-021-01227-6>.
- (176) Tokai, T.; Uchida, K.; Kuroda, M.; Isobe, A. Mesh Selectivity of Neuston Nets for Microplastics. *Mar. Pollut. Bull.* **2021**, *165*, 112111. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2021.112111>.
- (177) Figueiredo, G. M.; Vianna, T. M. P. Suspended Microplastics in a Highly Polluted Bay: Abundance, Size, and Availability for Mesozooplankton. *Mar. Pollut. Bull.* **2018**, *135* (June), 256–265. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.020>.
- (178) Garcia, T. M.; Campos, C. C.; Mota, E. M. T.; Santos, N. M. O.; Campelo, R. P. de S.; Prado, L. C. G.; Melo Junior, M.; Soares, M. de O. Microplastics in Subsurface Waters of the Western Equatorial Atlantic (Brazil). *Mar. Pollut. Bull.* **2020**, *150* (October 2019), 110705. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110705>.

- (179) 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. Are We Underestimating Microplastic Abundance in the Marine Environment? A Comparison of Microplastic Capture with Nets of Different Mesh-Size. *Environ. Pollut.* **2020**, *265*, 114721. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114721>.
- (180) Dris, R.; Gasperi, J.; Rocher, V.; Saad, M.; Renault, N.; Tassin, B. Microplastic Contamination in an Urban Area: A Case Study in Greater Paris. *Environ. Chem.* **2015**, *12* (5), 592–599. <https://doi.org/10.1071/EN14167>.
- (181) Pojar, I.; Kochleus, C.; Dierkes, G.; Ehlers, S. M.; Reifferscheid, G.; Stock, F. Quantitative and Qualitative Evaluation of Plastic Particles in Surface Waters of the Western Black Sea. *Environ. Pollut.* **2021**, *268*, 115724. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2020.115724>.
- (182) Prata, J. C.; da Costa, J. P.; Duarte, A. C.; Rocha-Santos, T. Methods for Sampling and Detection of Microplastics in Water and Sediment: A Critical Review. *TrAC - Trends Anal. Chem.* **2019**, *110*, 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>.
- (183) Kabir, A. H. M. E.; Sekine, M.; Imai, T.; Yamamoto, K.; Kanno, A.; Higuchi, T. Assessing Small-Scale Freshwater Microplastics Pollution, Land-Use, Source-to-Sink Conduits, and Pollution Risks: Perspectives from Japanese Rivers Polluted with Microplastics. *Sci. Total Environ.* **2021**, *768*, 144655. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.144655>.
- (184) Miller, R. Z.; Watts, A. J. R.; Winslow, B. O.; Galloway, T. S.; Barrows, A. P. W. Mountains to the Sea: River Study of Plastic and Non-Plastic Microfiber Pollution in the Northeast USA. *Mar. Pollut. Bull.* **2017**, *124* (1), 245–251. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.028>.
- (185) Huang, D.; Li, X.; Ouyang, Z.; Zhao, X.; Wu, R.; Zhang, C.; Lin, C.; Li, Y.; Guo, X. The Occurrence and Abundance of Microplastics in Surface Water and Sediment of the West River Downstream, in the South of China. *Sci. Total Environ.* **2021**, *756*, 143857. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.143857>.
- (186) Han, M.; Niu, X.; Tang, M.; Zhang, B.-T.; Wang, G.; Yue, W.; Kong, X.; Zhu,

- J. Distribution of Microplastics in Surface Water of the Lower Yellow River near Estuary. *Sci. Total Environ.* **2020**, *707*, 135601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135601>.
- (187) Yan, M.; Nie, H.; Xu, K.; He, Y.; Hu, Y.; Huang, Y.; Wang, J. Microplastic Abundance, Distribution and Composition in the Pearl River along Guangzhou City and Pearl River Estuary, China. **2018**. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.093>.
- (188) Luo, W.; Su, L.; Craig, N. J.; Du, F.; Wu, C.; Shi, H. Comparison of Microplastic Pollution in Different Water Bodies from Urban Creeks to Coastal Waters *. **2018**. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.081>.
- (189) Wang, W.; Yuan, W.; Chen, Y.; Wang, J. Microplastics in Surface Waters of Dongting Lake and Hong Lake, China. *Sci. Total Environ.* **2018**, *633*, 539–545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.211>.
- (190) Zhang, Q.; Liu, T.; Liu, L.; Fan, Y.; Rao, W.; Zheng, J.; Qian, X. Distribution and Sedimentation of Microplastics in Taihu Lake. *Sci. Total Environ.* **2021**, *795*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148745>.
- (191) Su, L.; Xue, Y.; Li, L.; Yang, D.; Kolandhasamy, P.; Li, D.; Shi, H. Microplastics in Taihu Lake, China. *Environ. Pollut.* **2016**, *216*, 711–719. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>.
- (192) Brander, S. M.; Renick, V. C.; Foley, M. M.; Steele, C.; Woo, M.; Lusher, A.; Carr, S.; Helm, P.; Box, C.; Cherniak, S.; Andrews, R. C.; Rochman, C. M. Sampling and Quality Assurance and Quality Control: A Guide for Scientists Investigating the Occurrence of Microplastics Across Matrices. *Appl. Spectrosc.* **2020**, *74* (9), 1099–1125. <https://doi.org/10.1177/0003702820945713>.
- (193) Prata, J. C.; Reis, V.; da Costa, J. P.; Mouneyrac, C.; Duarte, A. C.; Rocha-Santos, T. Contamination Issues as a Challenge in Quality Control and Quality Assurance in Microplastics Analytics. *J. Hazard. Mater.* **2021**, *403*, 123660. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123660>.
- (194) Dehaut, A.; Hermabessiere, L.; Duflos, G. Current Frontiers and Recommendations for the Study of Microplastics in Seafood. *TrAC - Trends*

- Anal. Chem.* **2019**, *116*, 346–359. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.011>.
- (195) Frère, L.; Paul-Pont, I.; Rinnert, E.; Petton, S.; Jaffré, J.; Bihannic, I.; Soudant, P.; Lambert, C.; Huvet, A. Influence of Environmental and Anthropogenic Factors on the Composition, Concentration and Spatial Distribution of Microplastics: A Case Study of the Bay of Brest (Brittany, France). *Environ. Pollut.* **2017**, *225*, 211–222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.023>.
- (196) Chagnon, C.; Thiel, M.; Antunes, J.; Ferreira, J. L.; Sobral, P.; Ory, N. C. Plastic Ingestion and Trophic Transfer between Easter Island Flying Fish (*Cheilopogon Rapanouiensis*) and Yellowfin Tuna (*Thunnus Albacares*) from Rapa Nui (Easter Island). *Environ. Pollut.* **2018**, *243*, 127–133. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.042>.
- (197) Santana, M. F. M.; Ascer, L. G.; Custódio, M. R.; Moreira, F. T.; Turra, A. Microplastic Contamination in Natural Mussel Beds from a Brazilian Urbanized Coastal Region: Rapid Evaluation through Bioassessment. *Mar. Pollut. Bull.* **2016**, *106* (1–2), 183–189. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.074>.
- (198) Neto, J. G. B.; Rodrigues, F. L.; Ortega, I.; Rodrigues, L. dos S.; Lacerda, A. L. d. F.; Coletto, J. L.; Kessler, F.; Cardoso, L. G.; Madureira, L.; Proietti, M. C. Ingestion of Plastic Debris by Commercially Important Marine Fish in Southeast-South Brazil. *Environ. Pollut.* **2020**, *267*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115508>.
- (199) Birnstiel, S.; Soares-Gomes, A.; da Gama, B. A. P. Depuration Reduces Microplastic Content in Wild and Farmed Mussels. *Mar. Pollut. Bull.* **2019**, *140* (January), 241–247. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.044>.
- (200) Pazos, R. S.; Spaccesi, F.; Gómez, N. First Record of Microplastics in the Mussel *Limnoperna Fortunei*. *Reg. Stud. Mar. Sci.* **2020**, *38*, 101360. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101360>.
- (201) Picó, Y.; Barceló, D. Analysis and Prevention of Microplastics Pollution in Water: Current Perspectives and Future Directions. **2019**. <https://doi.org/10.1021/acsomega.9b00222>.
- (202) Masura, J.; Baker, J.; Foster, G.; Courtney, A. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for

- Quantifying Synthetic Particles in Waters and Sediments. *NOAA Tech. Memo.* **2015**, *NOS-OR&R-4* (July), 39.
- (203) Pupo Nogueira, R. F.; Trovó, A. G.; Da Silva, M. R. A.; Villa, R. D.; De Oliveira, M. C. Fundamentals and Environmental Applications of Fenton and Photo-Fenton Processes. *Quim. Nova* **2007**, *30* (2), 400–408. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422007000200030>.
- (204) Munno, K.; Helm, P. A.; Jackson, D. A.; Rochman, C.; Sims, A. Impacts of Temperature and Selected Chemical Digestion Methods on Microplastic Particles. *Environ. Toxicol. Chem.* **2018**, *37* (1), 91–98. <https://doi.org/10.1002/etc.3935>.
- (205) Tagg, A. S.; Harrison, J. P.; Ju-Nam, Y.; Sapp, M.; Bradley, E. L.; Sinclair, C. J.; Ojeda, J. J. Fenton's Reagent for the Rapid and Efficient Isolation of Microplastics from Wastewater †. *This J. is Cite this Chem. Commun* **2017**, *53*, 372. <https://doi.org/10.1039/c6cc08798a>.
- (206) Villegas, L.; Cabrera, M.; Capparelli, M. V. Assessment of Microplastic and Organophosphate Pesticides Contamination in Fiddler Crabs from a Ramsar Site in the Estuary of Guayas River, Ecuador. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **2021**. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03238-z>.
- (207) Ríos, M. F.; Hernández-Moresino, R. D.; Galván, D. E. Assessing Urban Microplastic Pollution in a Benthic Habitat of Patagonia Argentina. *Mar. Pollut. Bull.* **2020**, *159* (July), 111491. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111491>.
- (208) Nuelle, M. T.; Dekiff, J. H.; Remy, D.; Fries, E. A New Analytical Approach for Monitoring Microplastics in Marine Sediments. *Environ. Pollut.* **2014**, *184*, 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.027>.
- (209) Rose, D.; Webber, M. Characterization of Microplastics in the Surface Waters of Kingston Harbour. *Sci. Total Environ.* **2019**, *664*, 753–760. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.319>.
- (210) Eo, S.; Hong, S. H.; Song, Y. K.; Han, G. M.; Shim, W. J. Spatiotemporal Distribution and Annual Load of Microplastics in the Nakdong River, South Korea. *Water Res.* **2019**, *160*, 228–237.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.053>.

- (211) Pazos, R. S.; Amalvy, J.; Cocheró, J.; Pecile, A.; Gómez, N. Temporal Patterns in the Abundance, Type and Composition of Microplastics on the Coast of the Río de La Plata Estuary. *Mar. Pollut. Bull.* **2021**, *168* (January). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112382>.
- (212) Quinn, B.; Murphy, F.; Ewins, C. Validation of Density Separation for the Rapid Recovery of Microplastics from Sediment. *Anal. Methods* **2017**, *9* (9), 1491–1498. <https://doi.org/10.1039/c6ay02542k>.
- (213) Turra, A.; Manzano, A. B.; Dias, R. J. S.; Mahiques, M. M.; Barbosa, L.; Balthazar-Silva, D.; Moreira, F. T. Three-Dimensional Distribution of Plastic Pellets in Sandy Beaches: Shifting Paradigms. *Sci. Rep.* **2014**, *4*, 1–7. <https://doi.org/10.1038/srep04435>.
- (214) Fernandino, G.; Elliff, C. I.; Silva, I. R.; Bittencourt, A. C. S. P. How Many Pellets Are Too Many? The Pellet Pollution Index as a Tool to Assess Beach Pollution by Plastic Resin Pellets in Salvador, Bahia, Brazil. *J. Integr. Coast. Zo. Manag.* **2015**, *15* (3), 325–332. <https://doi.org/10.5894/rgci566>.
- (215) Alvarez-Zeferino, J. C.; Ojeda-Benítez, S.; Cruz-Salas, A. A.; Martínez-Salvador, C.; Vázquez-Morillas, A. Microplastics in Mexican Beaches. *Resour. Conserv. Recycl.* **2020**, *155*, 104633. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104633>.
- (216) Huerta Lwanga, E.; Mendoza Vega, J.; Ku Quej, V.; Chi, J. de los A.; Sanchez del Cid, L.; Chi, C.; Escalona Segura, G.; Gertsen, H.; Salánki, T.; van der Ploeg, M.; Koelmans, A. A.; Geissen, V. Field Evidence for Transfer of Plastic Debris along a Terrestrial Food Chain. *Sci. Rep.* **2017**, *7* (1), 1–7. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14588-2>.
- (217) Zhao, S.; Danley, M.; Ward, J. E.; Li, D.; Mincer, T. J. An Approach for Extraction, Characterization and Quantitation of Microplastic in Natural Marine Snow Using Raman Microscopy. *Anal. Methods* **2017**, *9* (9), 1470–1478. <https://doi.org/10.1039/c6ay02302a>.
- (218) Lusher, A. L.; Bråte, I. L. N.; Munno, K.; Hurley, R. R.; Welden, N. A. Is It or Isn't It: The Importance of Visual Classification in Microplastic

- Characterization. *Appl. Spectrosc.* **2020**, *74* (9), 1139–1153. <https://doi.org/10.1177/0003702820930733>.
- (219) Wang, Z.; Zhang, Y.; Kang, S.; Yang, L.; Shi, H.; Tripathy, L.; Gao, T. Research Progresses of Microplastic Pollution in Freshwater Systems. *Sci. Total Environ.* **2021**, *795*, 148888. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148888>.
- (220) Tirkey, A.; Upadhyay, L. S. B. Microplastics : An Overview on Separation , Identification and Characterization of Microplastics. *Mar. Pollut. Bull.* **2021**, *170* (March), 112604. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112604>.
- (221) Rocha-Santos, T.; Duarte, A. C. A Critical Overview of the Analytical Approaches to the Occurrence, the Fate and the Behavior of Microplastics in the Environment. *TrAC - Trends Anal. Chem.* **2015**, *65*, 47–53. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2014.10.011>.
- (222) Kundu, A.; Shetti, N. P.; Basu, S.; Raghava Reddy, K.; Nadagouda, M. N.; Aminabhavi, T. M. Identification and Removal of Micro- and Nano-Plastics: Efficient and Cost-Effective Methods. *Chem. Eng. J.* **2021**, *421* (P1), 129816. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129816>.
- (223) Chen, Y.; Wen, D.; Pei, J.; Fei, Y.; Ouyang, D.; Zhang, H.; Luo, Y. Identification and Quantification of Microplastics Using Fourier-Transform Infrared Spectroscopy: Current Status and Future Prospects. *Curr. Opin. Environ. Sci. Heal.* **2020**, *18*, 14–19. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.05.004>.
- (224) Scoot, G. *Mechanisms of Polymer Degradation and Stabilisation*; ELSEVIER SCIENCE PUBLISHERS, 1990. [https://doi.org/10.1016/0141-3910\(92\)90141-q](https://doi.org/10.1016/0141-3910(92)90141-q).
- (225) Chamas, A.; Moon, H.; Zheng, J.; Qiu, Y.; Tabassum, T.; Jang, J. H.; Abu-Omar, M.; Scott, S. L.; Suh, S. Degradation Rates of Plastics in the Environment. *ACS Sustain. Chem. Eng.* **2020**, *8* (9), 3494–3511. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>.
- (226) Pospíšil, J.; Pilař, J.; Billingham, N. C.; Marek, A.; Horák, Z.; Nešpůrek, S. Factors Affecting Accelerated Testing of Polymer Photostability. *Polym. Degrad. Stab.* **2006**, *91* (3), 417–422.

<https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2005.01.049>.

- (227) Gardette, M.; Perthue, A.; Gardette, J. L.; Janecska, T.; Földes, E.; Pukánszky, B.; Therias, S. Photo- and Thermal-Oxidation of Polyethylene: Comparison of Mechanisms and Influence of Unsaturation Content. *Polym. Degrad. Stab.* **2013**, *98* (11), 2383–2390. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2013.07.017>.
- (228) Laue, T.; Plagens, A. *Named Organic Reactions*, 2nd Editio.; John Wiley & Sons Ltd, 1990.
- (229) Scott, G. *Atmospheric Oxidation and Antioxidants*; Elsevier, 1993; Vol. II. https://doi.org/10.1524/zpch.1995.188.part_1_2.313a.
- (230) Pavia, D. L.; Lampman, G.; Kriz, G.; Vyvyan James. *Introdução à Espectroscopia*; Learning, C., Ed.; Cengage Learning, 2016.
- (231) Xu, J.-L.; Thomas, K. V.; Luo, Z.; Gowen, A. A. FTIR and Raman Imaging for Microplastics Analysis: State of the Art, Challenges and Prospects. *TrAC Trends Anal. Chem.* **2019**, 115629. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.115629>.
- (232) Alimi, O. S.; Budariz, J. F.; Hernandez, L. M.; Tufenkji, N. Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. *Environ. Sci. Technol.* **2018**, *52* (4), 1704–1724. <https://doi.org/10.1021/ACS.EST.7B05559>.
- (233) Battulga, B.; Kawahigashi, M.; Oyuntsetseg, B. Behavior and Distribution of Polystyrene Foams on the Shore of Tuul River in Mongolia. *Environ. Pollut.* **2020**, *260*, 113979. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2020.113979>.
- (234) Nicolodi, J. L.; Toldo, E. E.; Farina, L. Dinâmica e Ressuspensão Por Ondas No Lago Guaíba (RS, Brasil) e Implicações Nos Locais de Captação de Água Para Abastecimento Humano. *Pesqui. em Geociencias* **2010**, *37* (1), 25–39. <https://doi.org/10.22456/1807-9806.17726>.
- (235) Toldo Jr., E. E.; de Almeida, L. E. S. B. Rio Guaíba. *Cent. Estud. Geol. Costeira e Oceânica* **2009**, No. Figura 2, 7.
- (236) DMAE; DEP; DMLU. *Plano Municipal de Saneamento Básico*; 2015; Vol. 1.
- (237) Blume, K. K.; Macedo, J. C.; Meneguzzi, A.; Silva, L. B.; Quevedo, D. M.;

- Rodrigues, M. A. S. Water Quality Assessment of the Sinos River, Southern Brazil. *Brazilian J. Biol.* **2010**, *70* (4 SUPPL.), 1185–1193. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842010000600008>.
- (238) Menegat, R.; Porto, M. L.; Carraro, C. C.; Fernandes, L. L. D. *Atlas Ambiental de Porto Alegre*; Universidade-UFRGS, Ed.; Porto Alegre, 1998.
- (239) Perez-Venegas, D. J.; Seguel, M.; Pavés, H.; Pulgar, J.; Urbina, M.; Ahrendt, C.; Galbán-Malagón, C. First Detection of Plastic Microfibers in a Wild Population of South American Fur Seals (*Arctocephalus Australis*) in the Chilean Northern Patagonia. *Mar. Pollut. Bull.* **2018**, *136*, 50–54. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.065>.
- (240) INMET. Instituto Nacional de Meteorologia tempo.inmet.gov.br/Graficos/A801.
- (241) Clarke, K. R. Non-parametric Multivariate Analyses of Changes in Community Structure. *Aust. J. Ecol.* **1993**, *18* (1), 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>.
- (242) Lavers, J. L.; Opper, S.; Bond, A. L. Factors Influencing the Detection of Beach Plastic Debris. *Mar. Environ. Res.* **2016**, *119*, 245–251. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.06.009>.
- (243) Hitchcock, J. N. Storm Events as Key Moments of Microplastic Contamination in Aquatic Ecosystems. *Sci. Total Environ.* **2020**, *734*, 139436. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139436>.
- (244) Xia, W.; Rao, Q.; Deng, X.; Chen, J.; Xie, P. Rainfall Is a Significant Environmental Factor of Microplastic Pollution in Inland Waters. *Sci. Total Environ.* **2020**, *732*, 139065. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139065>.
- (245) Yonkos, L. T.; Friedel, E. A.; Perez-Reyes, A. C.; Ghosal, S.; Arthur, C. D. Microplastics in Four Estuarine Rivers in the Chesapeake Bay, U.S.A. *Environ. Sci. Technol.* **2014**, *48* (24), 14195–14202. <https://doi.org/10.1021/es5036317>.
- (246) Kataoka, T.; Nihei, Y.; Kudou, K.; Hinata, H. Assessment of the Sources and Inflow Processes of Microplastics in the River Environments of Japan. *Environ. Pollut.* **2019**, *244*, 958–965. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.111>.

- (247) Wang, W.; Ndungu, A. W.; Li, Z.; Wang, J. Microplastics Pollution in Inland Freshwaters of China: A Case Study in Urban Surface Waters of Wuhan, China. *Sci. Total Environ.* **2017**, *575*, 1369–1374. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.213>.
- (248) Paz, A. R. da; Reis, L. G. de M.; Lima, H. V. C. Uso de Modelagem Hidrodinâmica Visando a Segmentação de Corpos d'água Rasos Para Enquadramento: O Caso Do Lago Guaíba (RS). *XVI Simpósio Bras. Recur. Hídricos* **2005**, *20*.
- (249) Abbasi, S. Microplastics Washout from the Atmosphere during a Monsoon Rain Event. *J. Hazard. Mater. Adv.* **2021**, *4* (November), 100035. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2021.100035>.
- (250) Scottá, F. C. Hidrodinâmica e Sedimentologia Do Rio Guaíba Analisados Por Sensores Geoacústicos e Orbitais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2018, Vol. I.
- (251) Sema. Zoneamento Ambiental Do Lago Guaíba Para Atividade de Mineração. *Secr. do Ambient. e Desenvolv. Sustentável* **2016**, *128*.
- (252) Faure, F.; Demars, C.; Wieser, O.; Kunz, M.; de Alencastro, L. F. Plastic Pollution in Swiss Surface Waters: Nature and Concentrations, Interaction with Pollutants. (Special Issue: Microplastics in the Environment.). *Environ. Chem.* **2015**, *12*, 582–591.
- (253) Estahbanati, S.; Fahrenfeld, N. L. Influence of Wastewater Treatment Plant Discharges on Microplastic Concentrations in Surface Water. *Chemosphere* **2016**, *162*, 277–284. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.083>.
- (254) Koelmans, A. A.; Mohamed Nor, N. H.; Hermsen, E.; Kooi, M.; Mintenig, S. M.; De France, J. Microplastics in Freshwaters and Drinking Water: Critical Review and Assessment of Data Quality. *Water Res.* **2019**, *155*, 410–422. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>.
- (255) Pan, Z.; Liu, Q.; Sun, Y.; Sun, X.; Lin, H. Environmental Implications of Microplastic Pollution in the Northwestern Pacific Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* **2019**, *146*, 215–224. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.031>.
- (256) Zhang, W.; Zhang, S.; Wang, J.; Wang, Y.; Mu, J.; Wang, P.; Lin, X.; Ma, D.

- Microplastic Pollution in the Surface Waters of the Bohai Sea, China. *Environ. Pollut.* **2017**, *231*, 541–548. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.058>.
- (257) Leslie, H. A. Review of Microplastics in Cosmetics. *IVM Inst. Environ. Stud.* **2014**, *476* (July), 33.
- (258) Zhang, K.; Hamidian, A. H.; Tubić, A.; Zhang, Y.; Fang, J. K. H.; Wu, C.; Lam, P. K. S. Understanding Plastic Degradation and Microplastic Formation in the Environment: A Review. *Environ. Pollut.* **2021**, *274*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116554>.
- (259) Gigault, J.; Halle, A. ter; Baudrimont, M.; Pascal, P. Y.; Gauffre, F.; Phi, T. L.; El Hadri, H.; Grassl, B.; Reynaud, S. Current Opinion: What Is a Nanoplastic? *Environ. Pollut.* **2018**, *235*, 1030–1034. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>.
- (260) Mattsson, K.; Björkroth, F.; Karlsson, T.; Hassellöv, M. Nanofragmentation of Expanded Polystyrene Under Simulated Environmental Weathering (Thermooxidative Degradation and Hydrodynamic Turbulence). *Front. Mar. Sci.* **2021**, *7*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.578178>.
- (261) Sorasan, C.; Edo, C.; González-Pleiter, M.; Fernández-Piñas, F.; Leganés, F.; Rodríguez, A.; Rosal, R. Generation of Nanoplastics during the Photoageing of Low-Density Polyethylene. *Environ. Pollut.* **2021**, *289* (August). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117919>.
- (262) Ter Halle, A.; Ladirat, L.; Gendre, X.; Goudouneche, D.; Pusineri, C.; Routaboul, C.; Tenailleau, C.; Duployer, B.; Perez, E. Understanding the Fragmentation Pattern of Marine Plastic Debris. *Environ. Sci. Technol.* **2016**, *50* (11), 5668–5675. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00594>.
- (263) Peller, J. R.; Eberhardt, L.; Clark, R.; Nelson, C.; Kostelnik, E.; Iceman, C. Tracking the Distribution of Microfiber Pollution in a Southern Lake Michigan Watershed through the Analysis of Water, Sediment and Air. *Environ. Sci. Process. Impacts* **2019**, *21* (9), 1549–1559. <https://doi.org/10.1039/c9em00193j>.
- (264) Kelly, M. R.; Lant, N. J.; Kurr, M.; Burgess, J. G. Importance of Water-Volume on the Release of Microplastic Fibers from Laundry. *Environ. Sci. Technol.*

- 2019**, 53 (20), 11735–11744. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03022>.
- (265) Luo, W.; Su, L.; Craig, N. J.; Du, F.; Wu, C.; Shi, H. Comparison of Microplastic Pollution in Different Water Bodies from Urban Creeks to Coastal Waters. *Environ. Pollut.* **2019**, 246, 174–182. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.081>.
- (266) Hidayaturrahman, H.; Lee, T. G. A Study on Characteristics of Microplastic in Wastewater of South Korea: Identification, Quantification, and Fate of Microplastics during Treatment Process. *Mar. Pollut. Bull.* **2019**, 146, 696–702. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.071>.
- (267) Tang, N.; Liu, X.; Xing, W. Microplastics in Wastewater Treatment Plants of Wuhan, Central China: Abundance, Removal, and Potential Source in Household Wastewater. *Sci. Total Environ.* **2020**, 141026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141026>.
- (268) Chang, M. Reducing Microplastics from Facial Exfoliating Cleansers in Wastewater through Treatment versus Consumer Product Decisions. *Mar. Pollut. Bull.* **2015**, 101 (1), 330–333. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.074>.
- (269) Sun, Q.; Ren, S.-Y.; Ni, H.-G. Incidence of Microplastics in Personal Care Products: An Appreciable Part of Plastic Pollution. *Sci. Total Environ.* **2020**, 742, 140218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140218>.
- (270) Strady, E.; Kieu-Le, T. C.; Gasperi, J.; Tassin, B. Temporal Dynamic of Anthropogenic Fibers in a Tropical River-Estuarine System. *Environ. Pollut.* **2020**, 259, 113897. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113897>.
- (271) Amrutha, K.; Warriar, A. K. The First Report on the Source-to-Sink Characterization of Microplastic Pollution from a Riverine Environment in Tropical India. *Sci. Total Environ.* **2020**, 739, 140377. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140377>.
- (272) Rasta, M.; Rahimibashar, M. R.; Ershad, A.; Jafroudi, H. T.; Kouhbane, S. T. Characteristics and Seasonal Distribution of Microplastics in the Surface Waters of Southwest Coast of the Caspian Sea (Guilan Province, Iran). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **2021**, 107 (4), 671–676.

<https://doi.org/10.1007/s00128-021-03268-7>.

- (273) Pan, Z.; Sun, Y.; Liu, Q.; Lin, C.; Sun, X.; He, Q.; Zhou, K.; Lin, H. Riverine Microplastic Pollution Matters: A Case Study in the Zhangjiang River of Southeastern China. *Mar. Pollut. Bull.* **2020**, *159*, 111516. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111516>.
- (274) Yin, L.; Wen, X.; Du, C.; Jiang, J.; Wu, L.; Zhang, Y.; Hu, Z.; Hu, S.; Feng, Z.; Zhou, Z.; Long, Y.; Gu, Q. Comparison of the Abundance of Microplastics between Rural and Urban Areas: A Case Study from East Dongting Lake. *Chemosphere* **2020**, *244*, 125486. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125486>.
- (275) Debiagi, F.; Kobayashi, R. K. T.; Nakazato, G.; Panagio, L. A.; Mali, S. Biodegradable Active Packaging Based on Cassava Bagasse, Polyvinyl Alcohol and Essential Oils. *Ind. Crops Prod.* **2014**, *52*, 664–670. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2013.11.032>.
- (276) Kobayashi, T.; Yagi, M.; Kawaguchi, T.; Hata, T.; Shimizu, K. Spatiotemporal Variations of Surface Water Microplastics near Kyushu, Japan: A Qualitative and Quantitative Analysis. *Mar. Pollut. Bull.* **2021**, *169* (June), 112563. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112563>.
- (277) Li, L.; Geng, S.; Wu, C.; Song, K.; Sun, F.; Visvanathan, C.; Xie, F.; Wang, Q. Microplastics Contamination in Different Trophic State Lakes along the Middle and Lower Reaches of Yangtze River Basin. *Environ. Pollut.* **2019**, *254*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.119>.
- (278) Xiong, X.; Zhang, K.; Chen, X.; Shi, H.; Luo, Z.; Wu, C. Sources and Distribution of Microplastics in China's Largest Inland Lake – Qinghai Lake. *Environ. Pollut.* **2018**, *235*, 899–906. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.081>.
- (279) Luo, H.; Xiang, Y.; Li, Y.; Zhao, Y.; Pan, X. Weathering Alters Surface Characteristic of TiO₂-Pigmented Microplastics and Particle Size Distribution of TiO₂ Released into Water. *Sci. Total Environ.* **2020**, *729*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139083>.
- (280) Adachi, K.; Tainosho, Y. Characterization of Heavy Metal Particles Embedded

- in Tire Dust. *Environ. Int.* **2004**, 30 (8), 1009–1017.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.04.004>.
- (281) Klöckner, P.; Reemtsma, T.; Eisentraut, P.; Braun, U.; Ruhl, A. S.; Wagner, S. Tire and Road Wear Particles in Road Environment – Quantification and Assessment of Particle Dynamics by Zn Determination after Density Separation. *Chemosphere* **2019**, 222, 714–721.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.176>.
- (282) Guo, X.; Chen, C.; Wang, J. Sorption of Sulfamethoxazole onto Six Types of Microplastics. *Chemosphere* **2019**.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.155>.
- (283) Kowalski, N.; Reichardt, A. M.; Waniek, J. J. Sinking Rates of Microplastics and Potential Implications of Their Alteration by Physical, Biological, and Chemical Factors. *Mar. Pollut. Bull.* **2016**, 109 (1), 310–319.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.064>.
- (284) Gallagher, A.; Rees, A.; Rowe, R.; Stevens, J.; Wright, P. Microplastics in the Solent Estuarine Complex, UK: An Initial Assessment. *Mar. Pollut. Bull.* **2016**, 102 (2), 243–249. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.002>.
- (285) Stolte, A.; Forster, S.; Gerdts, G.; Schubert, H. Microplastic Concentrations in Beach Sediments along the German Baltic Coast. *Mar. Pollut. Bull.* **2015**, 99 (1–2), 216–229. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.022>.
- (286) Callister, W. *Fundamentals of Materials Science and Engineering*; John Wiley & Sons, Inc., 2007.
- (287) Zhang, K.; Su, J.; Xiong, X.; Wu, X.; Wu, C.; Liu, J. Microplastic Pollution of Lakeshore Sediments from Remote Lakes in Tibet Plateau, China. *Environ. Pollut.* **2016**, 219, 450–455. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.048>.
- (288) Yang, L.; Luo, W.; Zhao, P.; Zhang, Y.; Kang, S.; Giesy, J. P.; Zhang, F. Microplastics in the Koshi River, a Remote Alpine River Crossing the Himalayas from China to Nepal. *Environ. Pollut.* **2021**, 290 (September), 118121. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118121>.
- (289) Endo, S.; Takizawa, R.; Okuda, K.; Takada, H.; Chiba, K.; Kanehiro, H.; Ogi, H.; Yamashita, R.; Date, T. Concentration of Polychlorinated Biphenyls

- (PCBs) in Beached Resin Pellets: Variability among Individual Particles and Regional Differences. *Mar. Pollut. Bull.* **2005**, *50* (10), 1103–1114. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.04.030>.
- (290) Kane, I. A.; Clare, M. A. Dispersion, Accumulation, and the Ultimate Fate of Microplastics in Deep-Marine Environments: A Review and Future Directions. *Front. Earth Sci.* **2019**, *7* (April). <https://doi.org/10.3389/feart.2019.00080>.
- (291) Pohl, F.; Eggenhuisen, J. T.; Kane, I. A.; Clare, M. A. Transport and Burial of Microplastics in Deep-Marine Sediments by Turbidity Currents. *Environ. Sci. Technol.* **2020**, *54* (7), 4180–4189. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07527>.
- (292) Prata, J. C.; Reis, V.; Paço, A.; Martins, P.; Cruz, A.; da Costa, J. P.; Duarte, A. C.; Rocha-Santos, T. Effects of Spatial and Seasonal Factors on the Characteristics and Carbonyl Index of (Micro)Plastics in a Sandy Beach in Aveiro, Portugal. *Sci. Total Environ.* **2020**, *709*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135892>.
- (293) Chen, C. F.; Ju, Y. R.; Lim, Y. C.; Chen, C. W.; Dong, C. Di. Seasonal Variation of Diversity, Weathering, and Inventory of Microplastics in Coast and Harbor Sediments. *Sci. Total Environ.* **2021**, *781*, 146610. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146610>.
- (294) Zhang, Y.; Peng, Y.; Peng, C.; Wang, P.; Lu, Y.; He, X.; Wang, L. Comparison of Detection Methods of Microplastics in Landfill Mineralized Refuse and Selection of Degradation Degree Indexes. *Environ. Sci. Technol.* **2021**, *55* (20), 13802–13811. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02772>.
- (295) Turner, A.; Holmes, L. Occurrence, Distribution and Characteristics of Beached Plastic Production Pellets on the Island of Malta (Central Mediterranean). *Mar. Pollut. Bull.* **2011**, *62* (2), 377–381. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.09.027>.
- (296) Shi, Y.; Liu, P.; Wu, X.; Shi, H.; Huang, H.; Wang, H.; Gao, S. Insight into Chain Scission and Release Profiles from Photodegradation of Polycarbonate Microplastics. *Water Res.* **2021**, *195*, 116980. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116980>.
- (297) Chen, Q.; Allgeier, A.; Yin, D.; Hollert, H. Leaching of Endocrine Disrupting

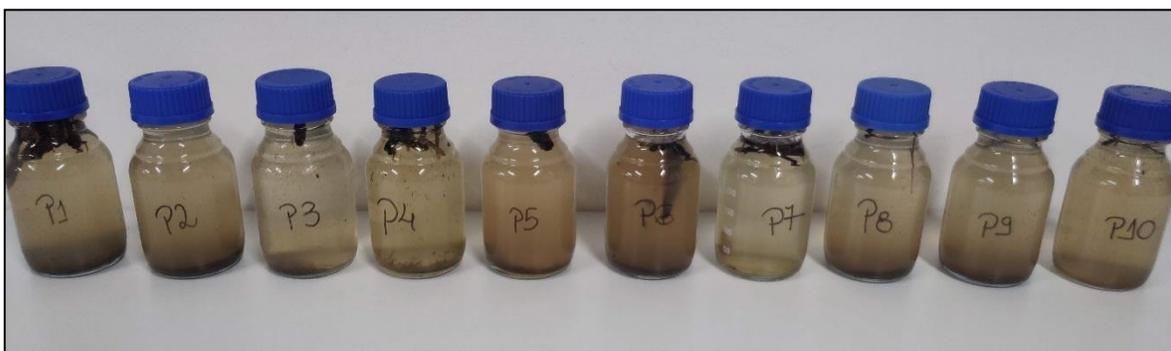
Chemicals from Marine Microplastics and Mesoplastics under Common Life Stress Conditions. *Environ. Int.* **2019**, *130* (January), 104938. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104938>.

- (298) Simon, M.; Hartmann, N. B.; Vollertsen, J. Accelerated Weathering Increases the Release of Toxic Leachates from Microplastic Particles as Demonstrated through Altered Toxicity to the Green Algae *Raphidocelis Subcapitata*. *Toxics* **2021**, *9* (8). <https://doi.org/10.3390/toxics9080185>.

Material Suplementar

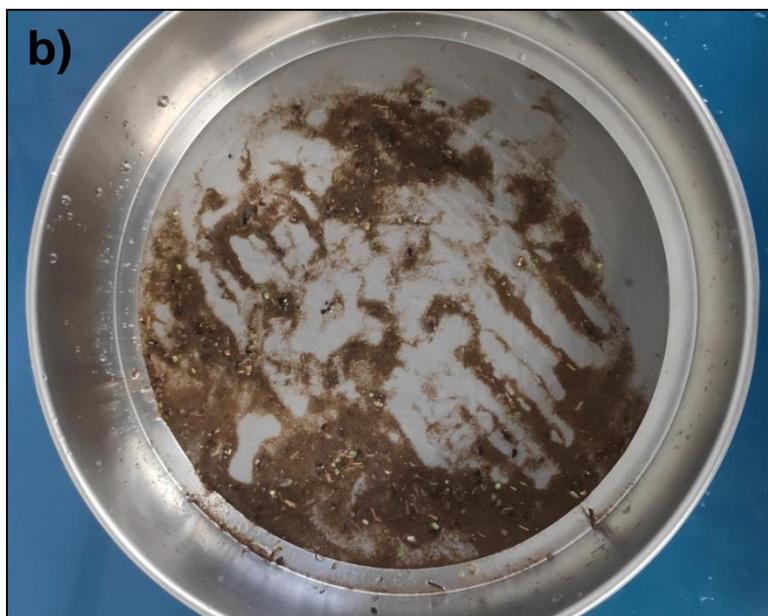
Anexo 1

Imagens referentes às amostras de águas superficiais dos 10 pontos de coleta da campanha de amostragem 5.



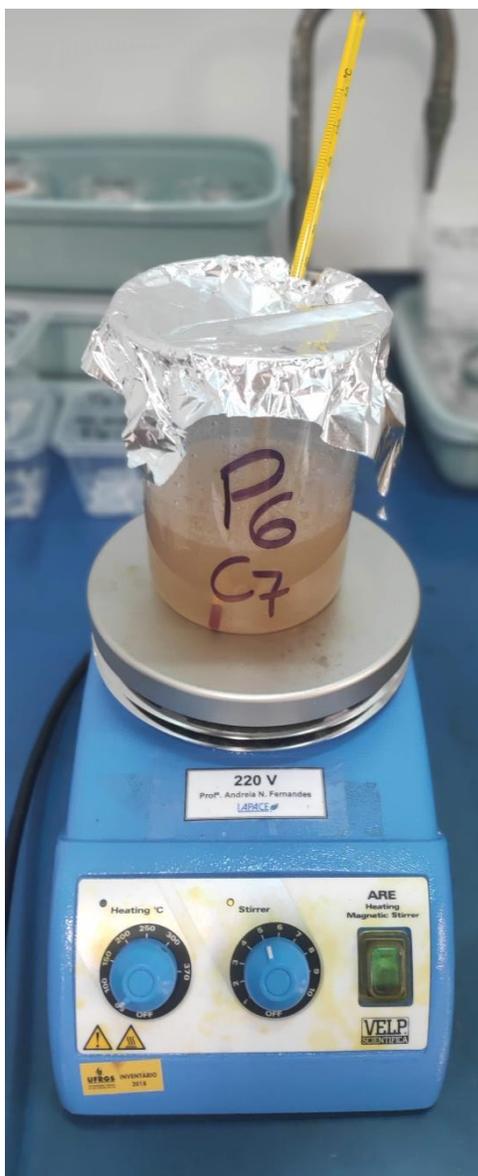
Anexo 2

Imagens referentes aos **a)** materiais retirados das peneiras e descartados e **b)** materiais encaminhados para o tratamento oxidativo.



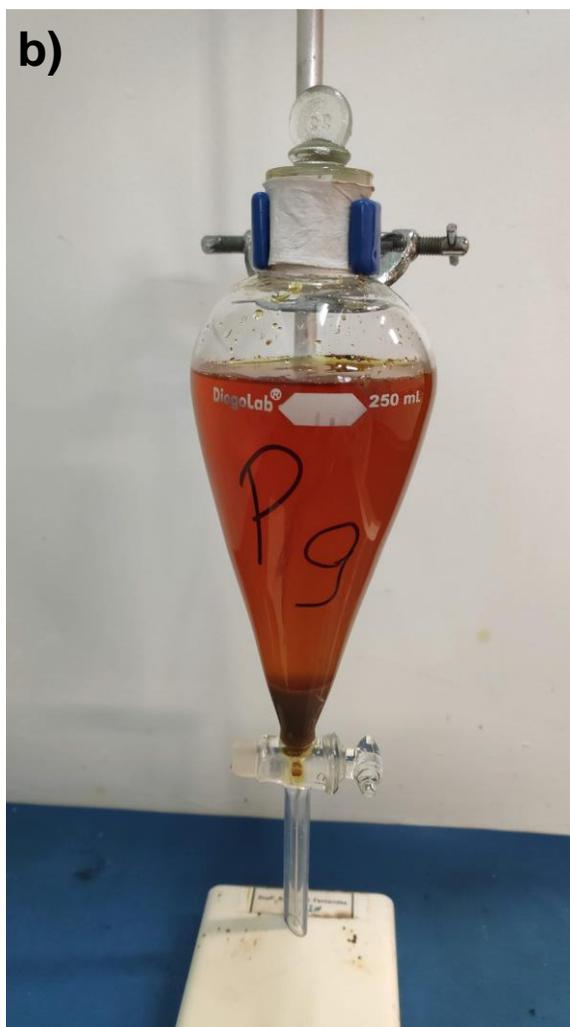
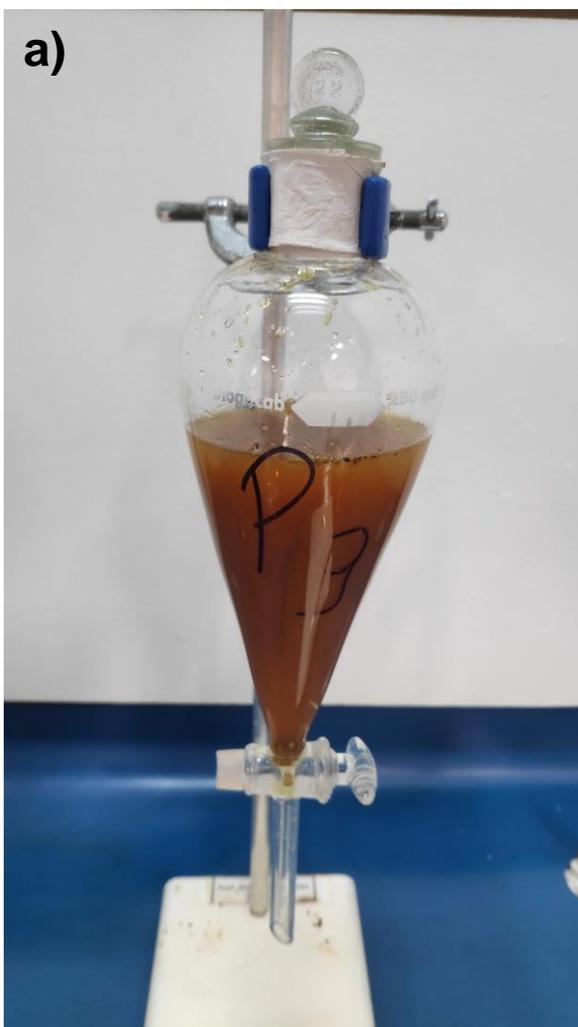
Anexo 3

Imagem referente ao tratamento oxidativo para o ponto de coleta 6 da campanha de amostragem 7.



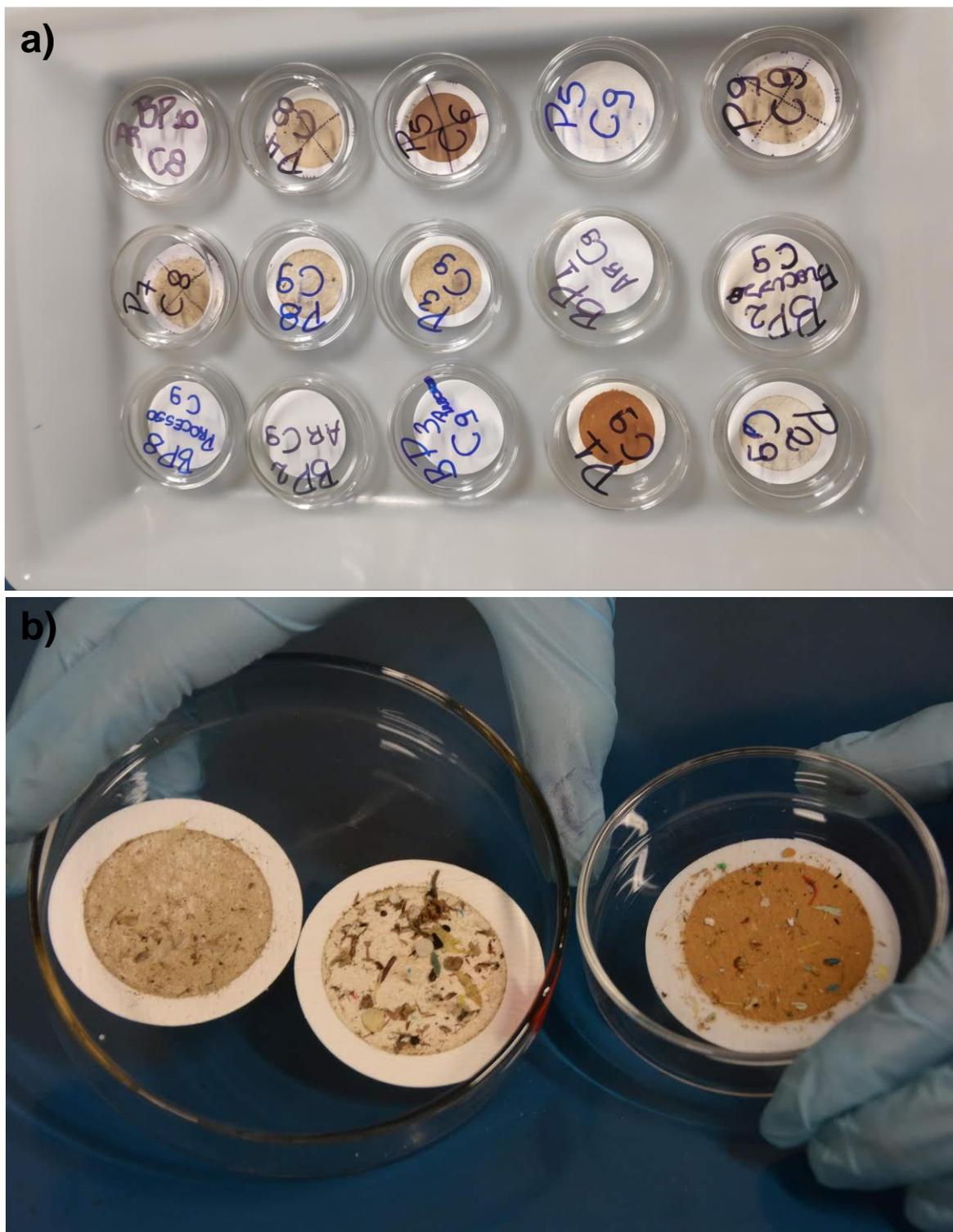
Anexo 4

Separação por densidade do ponto 9 da campanha de amostragem 4. Início da separação por densidade, em que não é possível observar a separação de fases na amostra (a); 24h de repouso da amostra após a separação por densidade, em que pode ser observado a decantação de sólidos na parte inferior do funil (b).



Anexo 5

Filtros das amostras nas placas de Petri para caracterização.



Fonte: **a)** autor, **b)** Ricardo Giusti.