

The background of the entire cover is a grayscale scanning electron micrograph (SEM) showing a dense field of microplastic particles. These particles vary in size, shape, and texture, appearing as irregular, fragmented, and sometimes fibrous structures. A single, long, thin, and relatively smooth fiber-like microplastic particle is prominently featured, running diagonally from the lower-left towards the upper-right of the frame.

Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções

**Marcelo Pompêo
Bárbara Rani-Borges
Teresa Cristina Brazil de Paiva**
(Organizadores)

**Instituto de Biociências – IB/USP
Universidade de São Paulo**

ISBN 978-65-88234-11-2

Ficha catalográfica elaborada pelo Serviço de Biblioteca do Instituto de Biociências da USP,
com os dados fornecidos pelos autores.

M744 Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções /
 Organização : Marcelo Pompêo, Bárbara Rani-Borges, Teresa
 Cristina Brazil de Paiva. -- São Paulo : Instituto de Biociências,
 Universidade de São Paulo, 2022.
 216 p. : il.

ISBN: 978-65-88234-11-2

1. Plásticos (Efeitos Adversos). 2. Poluição Ambiental.
3. Contaminação da Água. 4. Ecotoxicologia. I. Pompêo, Marcelo. II.
Rani-Borges, Bárbara, III. Paiva, Teresa Cristina Brazil de.

LC: QH 541.5

Elaboração: Elisabete da Cruz Neves. CRB-8/6228

Capa: Fotografia de microplástico, sob microscópio eletrônico de varredura Hitachi S4800, obtida no SME da Universidade de Valência, Campus de Burjasot (Espanha). Com autorização do Prof. Eduardo Vicente.

É permitida a reprodução parcial ou total desta obra, desde que citada a fonte e autoria. Proibindo qualquer uso para fins comerciais.

Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções

**Marcelo Pompêo
Bárbara Rani-Borges
Teresa Cristina Brazil de Paiva**
(Organizadores)

**Instituto de Biociências – IB/USP
Universidade de São Paulo**

São Paulo - 2022

Prefácio

Faz muito tempo que o plástico foi introduzido na nossa sociedade, com um uso sempre crescente. Ele está em praticamente tudo que consumimos e nos acompanha em quase todos os momentos de nossa vida.

O plástico pode ser observado em diversas cores e formatos, no interior dos carros, nos diversos tipos de embalagens que utilizamos, empregadas na indústria alimentícia, de remédios, nos supermercados, nos hospitais, nas feiras, etc. Vestimos ele, passamos micropartículas de plástico nas nossas bocas, para auxiliar na limpeza de nossos dentes. São copos e garrafas de inúmeros volumes, canudos, sacos plásticos, bolsas, fios, bolas, tubos de todas as bitolas, brinquedos e outros inúmeros formatos e para centenas de diferentes usos.

No dia a dia, é praticamente impossível escapar dos plásticos. Em decorrência disso, os plásticos podem ser encontrados dentro dos rios, nos reservatórios, nos mares, nos seus sedimentos, no interior de cavernas, no topo das montanhas mais altas, no ar, nas areias dos desertos e também dentro dos animais e dos seres humanos, mas com políticas públicas e ações pessoais podemos reduzir o seu uso.

Os estudos recentes sugerem que a seguir com o uso generalizado que fazemos, e com o pouco cuidado que temos no adequado reuso ou descarte daqueles plásticos que consideramos desnecessários, o plástico tem o potencial de ser o mais importante contaminante ambiental do planeta.

No entanto, por ora, particularmente no Brasil, não há legislação que determine monitorar a sua presença nos ecossistemas, visando avaliar seus impactos para a qualidade desses ecossistemas e para a qualidade de vida da biota e dos seres humanos. Mas há extrema necessidade não só para o tema ser pautado na mídia, mas que se criem legislações nacionais e internacionais, visando avaliar a quantidade de plásticos presentes nos ecossistemas, mas que também permitam acompanhar os impactos que causam, além de propor formas de reuso e de descartes adequados. Ao mesmo tempo, estas normativas também deverão permitir criar mecanismos que visem mitigar os problemas encontrados, protegendo os ambientes menos impactados e recuperando aqueles mais comprometidos.

Este livro vem suprir uma lacuna na literatura nacional, pois muito pouco há sobre a temática de microplástico. São capítulos que refletem as experiências dos seus autores, discorrendo sobre a presença de plásticos nos rios, mares, mangue ou reservatórios e com sínteses de estudos em laboratório ou *in situ*, entre outros temas.

Com esta contribuição, espera-se incentivar novos estudos, permitindo constituir grupos de pesquisas em todo o território brasileiro, estudando plásticos e seus impactos em todos os biomas nacionais, e auxiliando na elaboração de políticas públicas.

Marcelo Pompêo
Bárbara Rani-Borges
Teresa Cristina Brazil de Paiva

São Paulo, 1 de outubro de 2022.

Agradecimentos

Somos gratos aos autores, que prontamente se dispuseram a colaborar com esta obra, momentaneamente emprestando suas competências para escreverem os capítulos apresentados.

Cada capítulo submetido passou por várias rodadas de leituras e os organizadores deste livro e os próprios autores, foram os principais responsáveis pela leitura crítica dos manuscritos.

Também somos gratos ao Prof. Eduardo Vicente, da Universidade de Valência, Campus de Burjasot (Valência, Espanha) pela seção gratuita da imagem que compõe a capa deste livro.

Agradecemos à Sra. Adriana Hypólito Nogueira, bibliotecária-chefe da Biblioteca do Instituto de Biociências da USP, por todo apoio, desde o início até a finalização desta obra, seja na normatização dos capítulos e referências, bem como na confecção da ficha catalográfica do livro, passando pela obtenção do ISBN.

A todos, que de alguma forma contribuíram com ideias e estímulos.

Sobre os organizadores do livro

Marcelo Luiz Martins Pompêo

Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de São Carlos, Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental, ambos pela Universidade de São Paulo (Brasil). Com experiência em Limnologia, desenvolve pesquisas em ecossistemas aquáticos, com aspectos físicos e químicos, macrófitas aquáticas, fitoplâncton, zooplâncton, organismos bentônicos, qualidade da água, sedimento, ecotoxicidade, saúde ambiental e sensoriamento remoto aplicado à qualidade da água, principalmente em reservatórios empregados no abastecimento público. Tem experiências internacionais, em uma dezena de países, com pós-doutoramentos, estadias de curta duração, intercâmbio com diversos especialistas, participações em reuniões de trabalho, cursos ou congressos. Entre artigos científicos, livros, capítulos de livros e publicações de divulgação científica, tem mais de 200 títulos publicados. No presente é bolsista de produtividade em pesquisa pelo CNPq.

Bárbara Rani-Borges

Graduada em Biomedicina pela Escola Bahiana de Medicina e Saúde Pública, Mestre em Ciências Biológicas (Microbiologia Aplicada) pela Universidade Estadual Paulista, UNESP, de Rio Claro - SP, Doutora em Engenharia (Gestão e Tratamento de Resíduos Sólidos) pela Universidade do Minho – Portugal, e Doutoranda em Ciências Ambientais pela Universidade Estadual Paulista, UNESP, de Sorocaba – SP. Tem experiência em pesquisas com diversos tipos de plásticos e microplásticos em solos, ecossistemas aquáticos e invertebrados.

Teresa Cristina Brazil de Paiva

Graduada em Engenharia de Alimentos pela Universidade Federal da Paraíba - UFPB, Mestre em Tecnologia Bioquímica, Farmacêutica pela Universidade de São Paulo - USP e Doutora em Ciências (Química) pela Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP. Professora Titular da Universidade de São Paulo - USP. Coordena os Laboratórios de Ecotoxicologia Aquática e de Caracterização e Tratamento de Efluentes da Escola de Engenharia de Lorena - USP. Tem experiência na área de Ciências Ambientais, com ênfase em Caracterização e Tratamento de Águas Superficiais e Residuais, desenvolve pesquisas principalmente nos seguintes temas: ecotoxicologia aquática; qualidade de água; sedimento; técnicas de tratamento convencional e avançado de efluentes. Possui colaborações científicas com instituições nacionais e Internacionais, destacando-se países como: Espanha, Portugal, China e Índia. É consultora ad hoc de diferentes agências de fomento e revisora de periódicos. Atualmente é bolsista de Produtividade em Pesquisa pelo CNPq e Presidente da Cultura e Extensão Universitária da EEL - USP.

A natureza tem resistido a catástrofes muito piores do que as que produzimos. Nada do que fazemos destruirá a natureza. Mas podemos facilmente nos destruir.

James Lovelock*

* https://frases.tube/748072_nao-e-a-terra-que-e-fragil-nos-e-que-somos-fragéis-a-natur

SUMÁRIO

Prefácio	iv
Agradecimentos	v
Sobre os organizadores do livro	vi
CAPÍTULO 1 Microplásticos: uma abordagem introdutória	1
CAPÍTULO 2 Protocolo para recuperação e caracterização de microplásticos de matrizes ambientais	8
CAPÍTULO 3 Microplásticos em ecossistemas costeiros e marinhos: comportamentos e impactos a biota	28
CAPÍTULO 4 Microplásticos em sedimentos de rios: estudo de caso do rio Sorocaba, São Paulo, Brasil	43
CAPÍTULO 5 Peixe e plástico em ecossistemas de água doce: contribuição da ciência brasileira e pesquisas futuras	51
CAPÍTULO 6 Pesquisas experimentais com microplástico em organismos aquáticos	66
CAPÍTULO 7 Análise da ocorrência de resíduos plásticos – estudo de caso: Praia de Carapitanga, Brejo Grande, Sergipe	88
CAPÍTULO 8 Microplásticos em sistema de água doce: eficiência das estações de tratamento e presença em águas de abastecimento público	101
CAPÍTULO 9 Microplásticos como transportadores de poluentes em água doce e no solo	118
CAPÍTULO 10 Microplásticos como vetor de metais em ecossistemas aquáticos de água doce	134
CAPÍTULO 11 O cenário atual e o avanço das pesquisas sobre microplásticos em interações com plantas vasculares aquáticas	147
CAPÍTULO 12 Diagnóstico de publicações com a temática microplásticos em ambientes aquáticos brasileiros: o que se sabe e para onde caminham as publicações	162
CAPÍTULO 13 Toxicidad de plásticos procedentes del mar mediante bioensayos con <i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)	182
CAPÍTULO 14 Poluição por microplásticos em manguezais: uma breve revisão sobre as descobertas nos diferentes compartimentos, gestão e regulamentação	196

CAPÍTULO 1

Microplásticos: uma abordagem introdutória

Lucas Gonçalves Queiroz

Universidade de São Paulo - USP, Instituto de Biociências, São Paulo, SP, Brasil

Resumo

A poluição por plásticos constitui hoje um dos principais problemas ambientais associados aos ambientes aquáticos de água doce. Essa problemática, reforçada pela produção de materiais plásticos, aumenta a cada ano e pelo fato de que grande parte do que é produzido é disposto inadequadamente no ambiente natural. Além disso, estes poluentes possuem características que os tornam altamente resistentes no ambiente e impactos negativos já têm sido reportados sobre a biota aquática. Nas últimas décadas, a presença de partículas plásticas diminutas nos ecossistemas constitui uma nova face dessa problemática ambiental. Os microplásticos, como são chamadas estas partículas, possuem dimensões menores que 5 mm e podem ser gerados a partir de processos industriais ou ainda por agentes ambientais. O presente capítulo traz uma breve abordagem acerca das características, origens, distribuição e impactos dos microplásticos sobre os ambientes aquáticos.

Plásticos como problema ambiental

Com o desenvolvimento da sociedade e de tecnologias que visam facilitar o cotidiano da população, novos padrões de consumo são estabelecidos. A criação de novas substâncias sintéticas, por exemplo, está diretamente associada a este desenvolvimento, podendo resultar em problemas ambientais até então desconhecidos. Quando amplamente utilizadas, estas substâncias sintéticas podem ser introduzidas na natureza causando impactos sobre os ecossistemas, a partir de alterações nas características químicas, físicas e biológicas destes ambientes. Neste contexto, à medida que a sociedade se desenvolve, a ciência ambiental tenta acompanhar estes avanços de modo a compreender como as atividades antrópicas impactam os ecossistemas.

Como um exemplo de poluição relativamente recente, podemos citar a poluição por plásticos. Nas últimas décadas, o uso de materiais plásticos tornou-se cada vez mais comum na indústria, agricultura, medicina e em produtos de uso diário (GEYER et al., 2017). O elevado consumo destes materiais se deve à sua praticidade, durabilidade, baixo custo e resistência (XIA et al., 2020).

De acordo com estudos recentes, mais de 320 milhões de toneladas de plásticos são produzidas anualmente em todo o mundo (WRIGHT; KELLY, 2017). A taxa de produção mundial de plásticos é maior que a maioria dos materiais sintéticos produzidos pela indústria (XIA et al., 2020). Devido à elevada produção deste material, é observado o descarte de uma grande quantidade de plásticos, sobretudo, em locais inadequados (Fig. 1.1). Estima-se que 94% do plástico produzido em todo o mundo é destinado a aterros sanitários ou liberados no meio ambiente natural, enquanto apenas 6% é destinado à reciclagem (ALIMI et al., 2018).



Figura 1.1. Resíduos plásticos às margens do reservatório Guarapiranga, componente do sistema Cantareira, São Paulo, Brasil. Fonte: Acervo do Laboratório de Limnologia, IB, USP.

Neste contexto, o que parece ser uma grande vantagem do ponto de vista industrial e comercial, a durabilidade do produto pode significar um grande problema ambiental. No ambiente natural, os plásticos são altamente persistentes, podendo levar centenas ou

milhares de anos para se degradar (TURNER et al., 2020). Na literatura é possível encontrar diferentes trabalhos que buscaram compreender os impactos dos plásticos sobre os ecossistemas, muitos deles apresentados neste livro, portanto, não abordados aqui.

Recentemente, uma nova abordagem sobre a poluição por plásticos tem ganhado cada vez mais destaque na comunidade científica. Pequenas partículas plásticas têm sido observadas em diferentes ecossistemas, principalmente nos ambientes aquáticos. Estas partículas, denominadas “microplásticos” têm sido alvo de uma série de pesquisas ao redor do mundo. À medida que avançam, estes estudos têm demonstrado que os microplásticos podem impactar negativamente organismos expostos à estas partículas resultando em efeitos a nível populacional e, ainda, ecossistêmico.

Principais polímeros produzidos no mundo

Os plásticos constituem um grupo muito diverso formado por diferentes tipos de polímeros sintéticos cuja estrutura é baseada na repetição de monômeros. Esta diversidade de polímeros resulta em características que permitem que cada polímero tenha uma aplicação ideal em processos industriais. Os polímeros mais produzidos são o polipropileno (PP), polietileno de baixa densidade (PEBD), polietileno de alta densidade (PEAD), policloreto de vinila (PVC), tereftalato de polietileno (PET) e o poliestireno (PS) (Fig. 1.2) (Tab. 1.1).

Microplásticos: características e distribuição

Os microplásticos são comumente definidos como partículas plásticas com diâmetro entre 0,1 e 5 mm. Outras terminologias podem ser utilizadas para classificar partículas com tamanhos menores ou maiores aos dos microplásticos. O termo nanoplásticos, por exemplo, tem sido utilizado para definir partículas ainda menores, com diâmetro inferior a 0,001 mm, ou 1000 nm (SOBHANI et al., 2020). Partículas com tamanho superior ao dos microplásticos podem ser classificadas como mesoplásticos ou macroplásticos. Os mesoplásticos são aquelas partículas com diâmetro entre 5 e 25 mm. Já as partículas com diâmetro maior que 25 mm são chamadas de macroplásticos (WEBER; OPP, 2020).

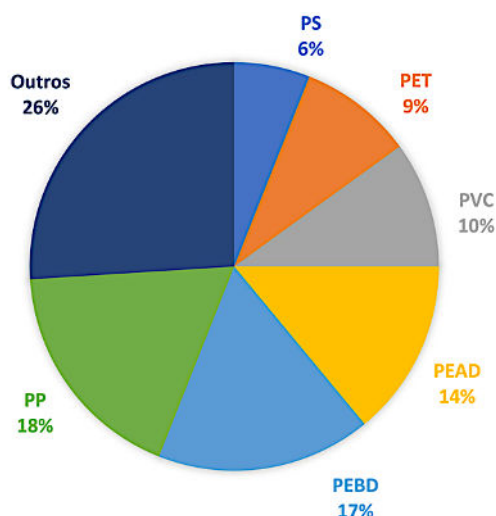


Figura 1.2. Porcentagem da quantidade total de plástico produzido em todo o mundo em 2015. (PS) Poliestireno; (PET) Tereftalato de polietileno; (PVC) Policloreto de vinila; (PEAD) Polietileno de baixa densidade; (PEBD) Polietileno de baixa densidade; (PP) Polipropileno; (Outros) Plásticos diversos, como PC, PA, PMMA, PUR, ABS, ASA, SAN, outros termoplásticos. Fonte: Atlas do Plástico (2020).

Os microplásticos podem ainda ser classificados de acordo com a sua origem. Quando partículas menores que 5 mm são produzidas intencionalmente para determinadas aplicações a partir de processos industriais, estas partículas são oriundas de fontes primárias. Pastas de dente, sabões, cremes esfoliantes e géis de banho são alguns exemplos de produtos de higiene pessoal que podem levar microplásticos em sua composição. A principal via de contaminação de corpos hídricos por microplásticos de fontes primárias é a partir de efluentes domésticos e industriais. Por outro lado, se as partículas plásticas são formadas a partir do intemperismo ambiental, estas são ditas como resultantes de fontes secundárias. Quando plásticos são lançados indevidamente e permanecem no ambiente natural, eles estão sujeitos à ação de diferentes fatores ambientais, como intemperismo, radiação ultravioleta e ação mecânica, que podem promover a fragmentação destes materiais em partículas cada vez menores (XU et al., 2020a).

Tabela 1.1. Principais tipos de polímeros produzidos e suas aplicações.

Polímero	Código de reciclagem	Aplicação
Polipropileno (PP)	 PP	Embalagens de alimentos, acabamento interno de carros, para-choque, cadeirinha de criança.
Polietileno de baixa densidade (PEBD)	 PEBD	Sacos plásticos, filme plástico, sacos de lixo, tubos, revestimentos de caixa de leite.
Polietileno de baixa densidade (PEAD)	 PEAD	Garradas de plástico, recipientes para produtos de limpeza, canos para gás e água potável, utensílios domésticos.
Policloreto de vinila (PVC)	 PVC	Botas, cortinas de chuveiro, caixilhos de janelas, canos, revestimentos de piso, cabos elétricos, couro sintético.
Tereftalato de polietileno (PET)	 PET	Fibras de poliéster, filmes, embalagens de alimentos, garrafas de bebidas.
Poliestireno (PS)	 PS	Embalagem de alimentos, material de embalagem, isolamento.
Outros (Plásticos diversos, como PC, PA, PMMA, PUR, ABS, ASA, SAN, termoplásticos)	 OUTROS	Malas, roupas, cordas, paraquedas, cerdas para escovas de dente, brinquedos, caixas de aparelhos, elétricos.

Outra forma de classificar os microplásticos é pela morfologia das partículas. Os microplásticos são muito heterogêneos no que diz respeito à sua forma (ROSAL, 2021). Aqui apresentaremos as cinco principais categorias com as quais é possível classificar o formato dos microplásticos encontrados no ambiente natural, são eles: pellets, fragmentos, filmes, linhas e espumas. Estas categorias morfológicas podem estar associadas à origem das partículas plásticas. Os pellets estão mais relacionados às fontes primárias. Por outro lado, fragmentos, filmes, linhas e espumas, em sua maioria, são provenientes de fontes secundárias, ou seja, produzidos pela degradação de plásticos maiores. Cada característica morfológica pode ser comumente associada a uma aplicação particular. Os pellets são muitas vezes resultado da fabricação de plásticos e quando aplicados em cosméticos podem ser denominados de esferas ou esferas. Já os fragmentos são originados a partir da fragmentação de grandes materiais plásticos e, por isso, fragmentos apresentam formas irregulares. Os filmes também têm formas irregulares, porém são planos, flexíveis e mais finos que os fragmentos, podendo apresentar bordas lisas ou angulares. As linhas, por sua vez, são definidas como partículas que apresentam a mesma espessura ao longo de seu comprimento, o qual deve ser maior que sua largura. Fibras, fios e filamentos são nomes alternativos para esta categoria. As espumas são geralmente associadas ao poliestireno expandido ou extrudado, embora outros plásticos espumados possam ser produzidos. As espumas têm a aparência de partículas quase esféricas ou granulares que podem se deformar sob pressão e podem ser parcialmente elásticas, dependendo do estado de intemperismo (GESAMP, 2019).

Microplásticos estão amplamente distribuídos em oceanos, rios, lagos, reservatórios, estuários, regiões polares, estações de tratamento de esgoto e água potável (KASAVAN et al., 2021; WANG et al., 2022). A distribuição e abundância de microplásticos nos corpos hídricos de água doce são altamente afetadas pelas atividades humanas. A proximidade do corpo hídrico com áreas urbanizadas, tamanho da população destas áreas e condições hidrológicas contribuem significativamente para o aumento nas concentrações de microplásticos (SILVA-CAVALCANTI et al., 2017; XU et al., 2020b). A chuva e as alterações climáticas também têm demonstrado a capacidade de influenciar significativamente a concentração de microplásticos em corpos hídricos (XIA et al., 2020; ZHANG et al., 2020), tornando a avaliação desta poluição ainda mais complexa e específica para cada corpo hídrico.

Os rios são considerados as principais fontes de poluição por microplásticos, uma vez que transportam grande parcela dos microplásticos advindos do ambiente terrestre até o ambiente marinho. Entretanto, deve ser considerado que parte destes poluentes podem adentrar na cadeia trófica ou ainda ser alocados no sedimento destes ambientes, especialmente em pontos com menor turbulência das águas, como reservatórios. Assim, os ecossistemas de água doce desempenham fundamental papel na compreensão deste tipo de poluição (WINTON et al., 2020). Estas evidências demonstram a importância de trabalhos que investiguem a poluição por microplásticos em corpos hídricos superficiais.

No Brasil, poucos trabalhos têm buscado compreender os riscos dos microplásticos sobre as comunidades biológicas de rios, lagos e reservatórios. Em recente levantamento bibliográfico, Rani-Borges et al. (2021) demonstraram a ainda restrita produção científica acerca dos microplásticos no Brasil, com apenas 18 publicações relacionadas aos microplásticos para todo o território nacional envolvendo águas doces. Silva-Cavalcanti et al. (2017), por exemplo, avaliaram a ingestão de microplásticos por *Hoplosternum littorale* em um rio do Nordeste Brasileiro e observaram que 83% dos peixes apresentaram fragmentos de microplásticos em seu trato gastrointestinal. Segundo os autores, a biota aquática está mais susceptível a ingestão de microplásticos em ambientes mais urbanizados. Andrade et al. (2019), por sua vez, publicaram o primeiro trabalho sobre a ingestão de plásticos e microplásticos em 16 espécies de peixes nativos da região amazônica. Os pesquisadores identificaram a presença de 12 tipos diferentes de polímeros cujo tamanho variou de 1 a 15

mm. Nos demais capítulos deste livro será possível observar que, após a revisão efetuada por Rani-Borges et al. (2021), ocorreu significativo aumento da produção brasileira com a temática microplástico.

Os microplásticos podem ocorrer tanto na coluna d'água como no sedimento de ambientes de água doce, como rios, lagos e reservatórios. Uma vez nestes compartimentos ambientais, a biota aquática pode ser exposta a estes contaminantes o que resultaria em efeitos tóxicos (MA et al., 2020). Devido ao seu tamanho diminuto e grande área superficial, os microplásticos são biodisponíveis para uma grande quantidade de organismos aquáticos. Por este motivo, podem induzir respostas tóxicas cujos impactos podem se espalhar pela cadeia trófica. Sabe-se que os microplásticos podem entrar na cadeia trófica através de consumidores mais basais, como o zooplâncton, e atingir organismos de níveis tróficos mais elevados, como peixes de grande porte (ZHANG et al., 2006).

Além dos efeitos tóxicos causados pelos microplásticos sobre diversos grupos de organismos, estes fragmentos podem ainda influenciar a distribuição de outros poluentes. Bakir; Rowland; Thompson (2014) demonstraram que a superfície de fragmentos de plásticos permite a adsorção de poluentes orgânicos persistentes, como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e bifenilpoliclorados. Estes poluentes orgânicos podem causar diversos efeitos sobre humanos. A capacidade de adsorver poluentes faz com que estes fragmentos promovam a dispersão de outros poluentes contribuindo para a distribuição global de poluentes, o que amplia a problemática ambiental dos microplásticos sobre ecossistemas aquáticos.

Considerações finais

O descarte inadequado de plásticos por si só é considerado um grande problema ambiental, uma vez que estes materiais são altamente persistentes ao meio ambiente. Entretanto, este cenário torna-se ainda mais preocupante, devido à ocorrência de partículas plásticas, os denominados microplásticos, que têm sido frequentemente detectadas em diferentes ecossistemas, principalmente nos ecossistemas aquáticos de água doce. Existem muitas evidências que demonstram que os microplásticos são poluentes com grande potencial de afetar a dinâmica dos ecossistemas aquáticos.

Nos capítulos a seguir, o leitor será apresentado a diferentes abordagens e perspectivas sobre a problemática ambiental envolvendo a presença de microplásticos em ambientes aquáticos de água doce, bem como seus efeitos sobre a comunidade aquática e possíveis estratégias para mitigar o impacto destes poluentes.

Referências

- ALIMI, O.S. et al. Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. **Environ. Sci. Technol.**, v. 52, p. 1704–1724, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559>
- ANDRADE, M.C. et al. First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. **Environ. Pollut.**, v. 244, p. 766–773, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.088>
- BAKIR, A., ROWLAND, S.J., THOMPSON, R.C. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, v. 140, p. 14–21, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.01.004>
- GESAMP. Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter in the ocean. United Nations Environment Programme (UNEP), v. 99, 138 p, 2019. <http://www.gesamp.org/site/assets/files/2002/rs99e.pdf>

GEYER, R.; JAMBECK, J.R.; LAW, K.L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Sci. Adv.**, v. 3, p. 25–29, 2017. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>

KASAVAN, S. et al. Plastic pollution in water ecosystems: A bibliometric analysis from 2000 to 2020. **J. Clean. Prod.**, v. 313, p. 127946, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127946>

MA, H. et al. Microplastics in aquatic environments: Toxicity to trigger ecological consequences. **Environ. Pollut.**, v. 261, p. 114089, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114089>

RANI-BORGES, B.; MARTINS, T.F.G.; POMPEO, M. Status of Brazilian research on microplastics present in aquatic ecosystems: freshwater. **Panam. J. Aquat. Sci.**, v. 16, p. 106–117, 2021.

ROSAL, R. Morphological description of microplastic particles for environmental fate studies. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 171, p. 112716, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112716>

SILVA-CAVALCANTI, J.S. et al. Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. **Environ. Pollut.**, v. 221, p. 218–226, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.068>

SOBHANI, Z. et al. Identification and visualisation of microplastics/nanoplastics by Raman imaging (i): Down to 100 nm. **Water Res.**, v. 174, p. 115658, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115658>

TURNER, A.; ARNOLD, R.; WILLIAMS, T. Weathering and persistence of plastic in the marine environment: Lessons from LEGO. **Environ. Pollut.**, v. 262, p. 114299, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114299>

WANG, Y. et al. Distribution, biological effects and biofilms of microplastics in freshwater systems - A review. **Chemosphere**, v. 299, p. 134370, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134370>

WEBER, C.J.; OPP, C. Spatial patterns of mesoplastics and coarse microplastics in floodplain soils as resulting from land use and fluvial processes. **Environ. Pollut.**, v. 267, p. 115390, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115390>

WINTON, D.J. et al. Macroplastic pollution in freshwater environments: Focusing public and policy action. **Sci. Total Environ.**, v. 704, p. 135242, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135242>

WRIGHT, S.L.; KELLY, F.J. Plastic and Human Health: A Micro Issue? **Environ. Sci. Technol.**, v. 51, p. 6634–6647, 2017. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>

XIA, W. et al. Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters. **Sci. Total Environ.**, v. 732, p. 139065, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139065>

XU, S., et al. Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. **Sci. Total Environ.**, v. 703, p. 134699, 2020A. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134699>

XU, S., et al. Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. **Sci. Total Environ.**, v. 703, p. 134699, 2020B. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134699>

ZHANG, Q. et al. Microplastics in Food: Health Risks. **Handb. Environ. Chem.**, v. 5, p. 1–12, 2006. <https://doi.org/10.1007/698>

ZHANG, Y. et al. How climate change and eutrophication interact with microplastic pollution and sediment resuspension in shallow lakes: A review. **Sci. Total Environ.**, v. 705, p. 135979, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135979>

CAPÍTULO 2

Protocolo para recuperação e caracterização de microplásticos de matrizes ambientais

Bárbara Rani-Borges¹, Lucas Gonçalves Queiroz², Marcelo Pompêo²

1- Universidade Estadual Paulista - UNESP, Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, SP, Brasil

2- Universidade de São Paulo - USP, Departamento de Ecologia, São Paulo, SP, Brasil

Resumo

Os impactos causados pelos microplásticos só podem ser efetivamente avaliados se as etapas de coleta, processamento e análises sejam realizadas de maneira apropriada. Hoje, a falta de normas, que deveriam delimitar os procedimentos metodológicos a serem seguidos, é, sem dúvida, uma grande limitação para o estudo desse contaminante. Apesar disso, uma série de avanços na área tem sido feitos mundialmente com a adaptação de protocolos e o emprego de tecnologias para caracterização física e química das partículas, além da detecção de contaminantes secundários presentes em sua superfície. Dentre essas tecnologias, as mais utilizadas são: infravermelho por transformada de Fourier (FTIR), espectroscopia Raman, pirólise acoplada à cromatografia gasosa e à espectrometria de massas (py-GCMS), ionização e dessorção a laser assistida por matriz (MALDI-TOF) e espectroscopia no infravermelho próximo associada a imagens hiperespectrais (HSI-NIR) e as diversas técnicas de microscopia.

Introdução

A investigação dos microplásticos como contaminantes de matrizes ambientais pode ser considerada uma área de estudo relativamente nova, apesar do conhecimento sobre a presença de partículas de plástico em ambientes aquáticos ter sido inicialmente relatada desde o início da década de 70 (CARPENTER; SMITH, 1972). Ainda hoje, normas e padronizações metodológicas não foram devidamente estabelecidas, fato este que acarreta em grandes dificuldades para o desenvolvimento dos estudos na área. Mas é importante ressaltar que a falta de normas se deve, principalmente, às dificuldades intrínsecas quando o objetivo é estudar materiais com tamanha diversidade entre si.

Outra questão que deve ser pontuada ainda sobre a falta de normatizações, refere-se à falta de consenso para adoção de conceitos fundamentais por parte da comunidade científica. No sentido de estabelecer uma concordância de ideias, o emprego de conceitos de mesmo significado é essencial para que não haja equívocos na comunicação de resultados. Segundo demonstra Hartmann et al. (2019), existe uma grande variedade de terminologias na área de microplásticos que geram desentendimentos sobre a definição de plástico, do tamanho das partículas que devem ser consideradas microplásticos e para a caracterização dos seus formatos.

A falta de padronização, tanto no que diz respeito à terminologia quanto à parte metodológica, pode oferecer sérios prejuízos para o estudo desse contaminante, já que todos os elementos envolvidos podem ser decisivos para a compreensão da resposta ambiental e biológica. Além disso, a falta de padronização pode impossibilitar que resultados sejam comparáveis entre diferentes estudos (LI et al., 2018).

Por via de regra, microplásticos são partículas de até 5 mm de diâmetro (COURTNEY; BAKER; BAMFORD, 2009), podendo também ser divididos entre microplásticos pequenos (< 1 mm) e grandes (1 a 5 mm) (ERIKSEN et al., 2014, HANVEY et al., 2017). Com o avanço de pesquisas que comprovam a presença já difundida de nanoplásticos ($\leq 0,1 \mu\text{m}$) no ambiente e a necessidade de diferenciar os níveis de toxicidade entre essas partículas, passou-se a considerar o tamanho mínimo para microplásticos, sendo este caracterizado pela faixa de $0,1 \mu\text{m}$ a 5 mm. Apesar de alguns autores sugerirem que a classificação de microplásticos deveria ser reduzida a partículas de até 1 mm, o presente trabalho considera a classificação mais ampla de 2009 definida pela agência governamental dos Estados Unidos de Administração Nacional Oceânica e Atmosférica - NOAA, da sigla em inglês *National Oceanic and Atmospheric Administration*.

A escolha do ambiente e local de coleta também são diretamente impactados pela falta de normatizações e, portanto, pela escolha dos procedimentos a serem empregados. Atualmente, o ambiente que mais tem sido estudado relativamente à presença de microplásticos são os ambientes aquáticos (HORTON; DIXON, 2018), mas já estão disponíveis na literatura resultados de pesquisas no solo (LI et al., 2020, RILLIG, 2020, RILLIG; LEHMANN, 2020) e no ar (VIANELLO et al., 2019). Estudos com organismos de diferentes classes também têm sido cada vez mais reportados, como comunidades microbianas (FRINGER et al., 2020), microalgas (RANI-BORGES; MOSCHINI-CARLOS; PÔMPEO, 2021), invertebrados aquáticos (CANNIFF; HOANG, 2018), invertebrados terrestres (ZHU et al., 2018), peixes (AZIZI; KHOSHNAMEVAND; NASSERI, 2021), aves (MASIÁ; ARDURA; GARCIA-VAZQUEZ, 2019), mamíferos aquáticos (MOORE et al., 2022), roedores (ARAÚJO; MALAFAIA, 2021), anfíbios (ARAÚJO; MALAFAIA, 2020), plantas (LI et al., 2020) e frutas e vegetais (CONTI et al., 2020). O homem, como topo da cadeia alimentar, está naturalmente sujeito a exposição a este poluente, apesar das pesquisas ainda estarem em estágio inicial, recentemente partículas de microplásticos foram encontrados na placenta humana (RAGUSA et al., 2021). O que justifica ainda mais a necessidade de explorar com maior profundidade esse tema.

Os microplásticos apresentam comportamento variável a depender do ambiente em que se encontram, o que é fundamental ser considerado para a divulgação de resultados fiéis em relação aos índices de contaminação. Em reservatórios de água doce, por exemplo, as partículas apresentam uma tendência em se acumular nos sedimentos, enquanto que em rios, onde o fluxo de água é maior, elas estão em maior quantidade na coluna d'água e na superfície (MANI et al., 2015, WATKINS et al., 2019, ZHANG et al., 2017, ZHANG et al. 2018). Essas observações, entretanto, não correspondem a verdades absolutas já que, apesar das características do ambiente influenciarem o comportamento das partículas, elas ainda podem estar presentes em qualquer compartimento ambiental, mesmo que em concentrações menores. Todos esses fatores evidenciam o quanto é necessário conhecer os procedimentos ideais para cada tipo de amostra.

Um ponto importante a ser ressaltado é que mesmo matrizes ambientais da mesma ordem podem apresentar características muito distintas entre si, ao passo que os elementos e as condições naturais e antropológicas envolvidas variam mesmo dentro do mesmo ecossistema, e todas essas variações devem ser levadas em consideração. Além disso, o estudo de qualquer ambiente deve abranger os diversos compartimentos que o compõe a fim de gerar dados mais fidedignos.

Nos tópicos a seguir, são apresentados os procedimentos para coleta, tipos de processamento das amostras e análises mais usualmente empregadas para o estudo de microplásticos presentes em diversas matrizes ambientais.

Procedimentos para a coleta

Conforme discutido anteriormente, cada tipo de substrato a ser estudado possui necessidades específicas para o processo de coleta. Neste tópico são apresentadas as ferramentas consideradas eficazes visando o monitoramento de microplásticos de tamanhos diversos em amostras ambientais. Independente das técnicas e ferramentas utilizadas, é importante frisar que se deve dar preferência ao uso de materiais de origem não-plásticas, como metais e vidro, por exemplo, já que o uso de plásticos durante a coleta pode vir a ser uma provável fonte de contaminação cruzada para as amostras. Diversos estudos (SCOPETANI et al., 2020b, MÁRI et al., 2021, MUKOTAKA; KATAOKA; NIHEI, 2021) apontam, inclusive, para a necessidade do uso de vestimentas de tecido natural (como algodão e seda) durante a realização dos procedimentos de amostragem.

Segundo Li et al. (2018), o método de amostragem influencia diretamente nos resultados obtidos, já que os microplásticos se comportam de forma diferente no ambiente a depender das suas características físicas e químicas. A matriz ambiental é um dos elementos mais importantes no momento de decidir os procedimentos a serem aplicados para a coleta das amostras e a forma de processamento das mesmas. Para se obter dados da contaminação de ambientes aquáticos, por exemplo, estes não podem ser limitados apenas ao estudo da coluna d'água, sendo fundamental o estudo do sedimento e também da biota. A quantidade de material suspenso, teor de matéria orgânica, tipo de sedimento e características da amostra viva são algumas das características que devem ser cuidadosamente ponderadas, já que influenciam na escolha dos processos a serem realizados, sobretudo no que se refere à quantidade de amostra necessária e quais os materiais e técnicas específicas para a coleta e a triagem das amostras.

A seguir, são descritos os procedimentos sugeridos na literatura para a coleta de microplásticos em diferentes matrizes ambientais.

Amostras de águas superficiais

Os procedimentos para coleta de amostras de água são diferentes a depender da profundidade em que estas serão coletadas. Geralmente microplásticos presentes em

águas superficiais podem ser obtidos por duas vias: sem redução do volume *in situ* ou com redução do volume *in situ* (HIDALGO-RUZ et al., 2012). O método sem redução do volume *in situ* refere-se a amostras de água coletadas e armazenadas em recipientes, como garrafas de Van Dorn ou mesmo em frascos de vidro de uso geral, e posteriormente processadas em laboratório. Já o segundo método, com redução do volume *in situ*, pode ser realizado manualmente, através do uso de uma peneira ou rede de mão (LI et al., 2018) ou com o uso redes de plâncton ou de arrasto (com a abertura de malha desejada), preferencialmente com um medidor de vazão de água (fluxômetro) e acopladas a barcos motorizados (Fig. 2.1a-b). Esta última é a metodologia mais empregada, em razão da praticidade e também porque com o uso dessa ferramenta a área amostrada e o volume da amostra são consideravelmente maiores (FREE et al., 2014, LI et al., 2018). A abertura de malha mais usualmente utilizada para coleta de microplásticos em amostras de água é de 330 μm (LI et al., 2018). A mesma metodologia também pode ser empregada para observar diferenças espaciais ao longo de corpos d'água, para isso recomenda-se elencar critérios para proceder com a classificação do ambiente a ser estudado em zonas, de forma que as zonas possam ser comparáveis entre si ao final do estudo.

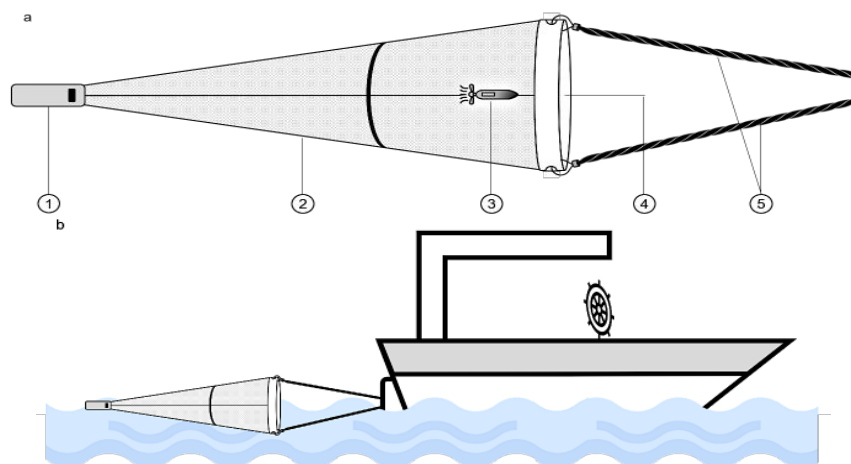


Figura 2.1. Esquema de uma rede de plâncton cônica (a), com a indicação dos seus principais itens constituintes: (1) copo coletor; (2) corpo da rede em malha; (3) posição do fluxômetro na rede; (4) abertura da rede, por onde corre o fluxo de água; (5) cordas para fixação. b: Desenho esquemático mostrando como as redes de plâncton são utilizadas para coleta de microplásticos presentes em águas superficiais. Fonte: próprio autor

Outra metodologia que pode ser empregada é com o auxílio de bombas de sucção, com apoio de gerador portátil. O uso de bomba apresenta as vantagens de se obter grandes volumes de água sem esforço físico, além disso, é possível escolher do tamanho da malha que será acoplada à saída da bomba (PRATA et al., 2019a), que com o emprego de mangueiras, permitirá obter amostras de água em diferentes profundidades da massa de água. Apesar disso, é um método que requer a aquisição de equipamentos caros, depende de uma fonte de energia e a movimentação do aparato demanda uma logística especial.

Amostras da coluna de água

Além da coleta de amostras superficiais com o uso de redes, há alguns estudos com coletas em perfil da coluna de água, também com o auxílio de redes de plâncton (GÜVEN et al., 2017, BAINI et al., 2018). No ponto de coleta faz-se o lançamento da rede, permitindo que afunde até a profundidade desejada, e é então lentamente arrastada de volta a

superfície (Fig. 2.2). O volume do cilindro representado pela área da boca da rede e a altura da coluna de água que a rede foi arrastada, permite calcular o volume de água filtrado. Outra maneira de estudar amostras de coluna d'água foi reportada por Dai et al. (2018), onde o grupo fez uso de um amostrador de Rosetta com um conjunto de garrafas Niskin com sistema de abertura e fechamento ativados por um sistema automático, permitindo que os pesquisadores escolhessem a profundidade exata de coleta de cada amostra. Da mesma forma como apresentado no tópico anterior, o uso de uma bomba de sucção permitirá fazer um arrasto vertical, integrando a coluna de água, bastando subir a mangueira para as profundidades de interesse.

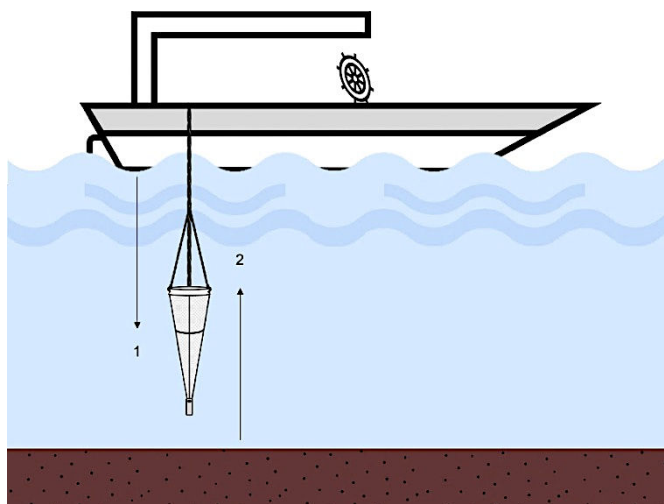


Figura 2.2. Figura esquemática do método para coleta de amostras representativas da coluna d'água com o uso de rede para análise de microplástico. Fonte: próprio autor

Outras amostras de água

Alguns estudos reportaram a presença de microplásticos em amostras menos usuais e de características bastante específicas, como água da chuva (DRIS et al., 2016): neste caso, para a água de chuva, um funil foi posicionado após o estabelecimento do tamanho da superfície onde a amostra seria coletada; amostras de neve em perímetros urbanos, geleiras no topo de montanhas ou regiões remotas (AMBROSINI et al., 2019, NAPPER et al., 2020, ZHANG et al., 2021, CABRERA et al., 2022): para este tipo de análise, geralmente são coletadas amostras superficiais que são armazenadas em recipientes de vidro; e em águas subterrâneas (SAMANDRA et al., 2022): os estudos nesses ambientes são escassos, provavelmente por conta das limitações de acesso às amostras, entretanto, as coletas podem ser realizadas com o uso das mesmas ferramentas usualmente empregadas para o monitoramento regular de qualidade dessas águas, através de bombas submersas de sucção.

Solo e sedimento

Em geral, as coletas de amostras de areia, solo e sedimento de áreas úmidas e de profundidade apresentam muitas semelhanças. Contudo, as características físicas e químicas dos solos e sedimentos a serem investigados, como composição mineral, carga orgânica e frações granulométricas, são fatores importantes a serem considerados antes de se definir os métodos de coleta e de processamento das amostras.

Amostras de solos e sedimentos de superfície, incluindo areia, são obtidas através da coleta direta, com o uso de utensílios, geralmente de metais, como pás e cilindros de

solo. Depois de coletadas, as amostras são passadas por peneiras granulométricas com a abertura de malha desejada, cujos procedimentos podem ser realizados tanto *in situ* quanto no laboratório. Para o transporte, as amostras devem ser acondicionadas de forma a ficarem preservadas e protegidas de novas contaminações até que as análises sejam realizadas.

Para determinar a concentração e distribuição de microplásticos de acordo com o corte vertical e horizontal da área amostrada, deve-se estabelecer pontos de coleta ao longo de uma determinada distância, sendo que cada ponto deve ter o mesmo tamanho e as amostras devem ser retiradas na mesma profundidade (FRIAS et al., 2018) (Fig. 2.3a). A presença de microplásticos também tem sido reportada em amostras de areia provenientes de desertos, onde as coletas são feitas de maneira similar à descrita anteriormente (WANG et al., 2021). Independente do ambiente, é sugerido que o local de estudo seja dividido em zonas de onde cada amostra deve ser retirada em triplicata. Em ambientes com muitos impactos antrópicos as amostras analisadas podem ser compostas pela mistura das réplicas ($n = 3$) (YANG et al., 2021). Esse método tem sido amplamente empregado visando a obtenção de resultados com menores variações entre as amostras e amostras mais representativas do ambiente (MOLLER; LODER; LAFORSCH, 2020). O método a ser utilizado deve ser delineado não apenas com o local amostrado, mas também de acordo com os objetivos de cada estudo e pessoal disponível, levando-se em consideração as questões práticas envolvidas, como tempo de processamento das amostras e a logística para coleta, transporte e a análise propriamente dito.

Ainda que o princípio seja o mesmo, a coleta de amostras de sedimentos profundos necessita de um protocolo diferente para garantir acesso adequado às amostras. Nesses ambientes, a coleta deve ser feita a partir de plataformas fixas ou com veículos aquáticos e com o auxílio de amostradores de fundo. Os amostradores, como pegadores modelo Van Veen ou Ekman-Birge ou ainda garrafas amostradoras (Fig. 2.3b), são arremessados no ponto de coleta escolhido (e registrado por um GPS) e as amostras são em seguida armazenadas para futuras análises (HURLEY; WOODWARD; ROTHWELL, 2018; LORENTZ et al., 2019; MANI et al., 2019b). Assim como para sedimentos e solos de superfície, recomenda-se que as amostras de um mesmo ambiente sejam coletadas sempre com a mesma profundidade, para que assim, os resultados sejam comparáveis entre si.

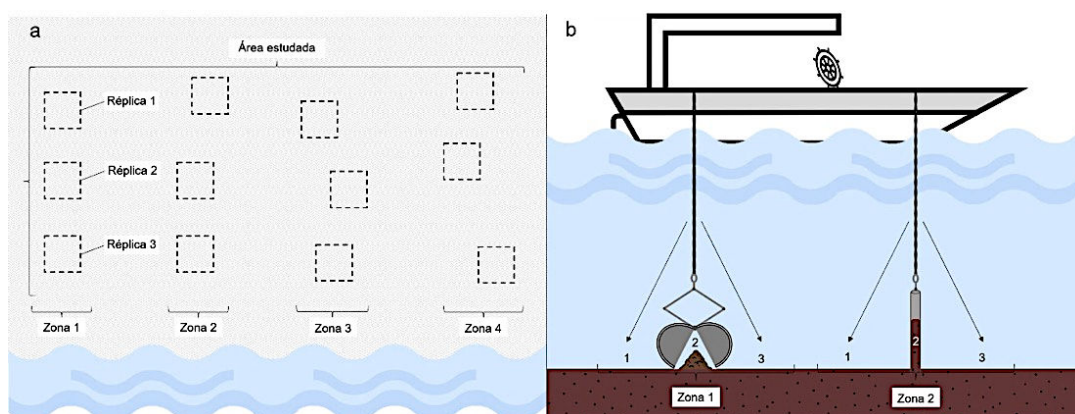


Figura 2.3. a: Figura esquemática para o estabelecimento de pontos de coleta de amostras de solo e sedimento superficiais para análise de microplástico. b: Figura esquemática representando o sistema de coleta para amostras de solo e sedimento profundos em sistemas aquáticos para análise de microplástico com o auxílio de pegadores de fundo e garrafas amostradoras. Fonte: próprio autor

Cada unidade amostral (réplica) deve ser composta por 400 g de sedimento, o qual deve ser seco e pesado para o ajuste dos resultados (MASURA et al., 2015), já que o uso de amostras úmidas pode resultar em variações e impedir a reprodução do estudo.

Amostras vivas

Para verificar a presença de microplásticos em amostras vivas, deve-se ter em consideração que a coleta dos espécimes deve seguir protocolos pré-estabelecidos que garantam a integridade do tecido a ser estudado até o momento da análise. Para tanto, deve-se garantir a preservação do conteúdo estomacal e intestinal, e manter as condições bioquímicas e moleculares, *endpoints* mais frequentemente estudados. Assim, os organismos devem ser fixados o mais rapidamente após a sua coleta (SILVA-CAVALCANTI et al., 2017, SAYED et al., 2021, UURASJÄRVI et al., 2021, WU et al., 2021).

O estudo de amostras vivas pode ser realizado por duas vias: coleta dos organismos *in situ* para análise da exposição natural ou para estudos laboratoriais, nos ensaios toxicológicos, os quais podem utilizar animais coletados no ambiente ou provenientes de culturas laboratoriais. Em ambas as situações, os resultados são extremamente relevantes, contudo, esses estudos apresentam finalidades distintas, já que o primeiro servirá como indicador da qualidade ambiental de forma generalizada, enquanto que no segundo tipo de estudo, serão observados os impactos do contaminante na espécie estudada.

Devido às especificidades da biodiversidade, torna-se inviável a comparação apenas entre espécies, já que os grupos de pesquisa tendem a estudar espécies locais e de fácil acesso, por isso as comparações na literatura são geralmente feitas entre organismos com hábitos e características semelhantes. Mas para que os resultados de diferentes localizações sejam comparáveis entre si, é importante que os dados estejam em escalas e magnitudes próximas, por isso é importante reportar informações a respeito dos espécimes como: tamanho, peso, idade e sexo, sempre que possível (AZIZI; KHOSHNAMEVAND; NASSERI, 2021), além da sua identificação preferencialmente ao nível de espécie.

O número de organismos (N) coletados *in situ* empregados nos estudos laboratoriais varia bastante na literatura, o que ocorre devido ao uso de diferentes normas técnicas ou ainda pela falta de normas ou recomendações que deveriam nortear estudos com esse poluente em muitos países. Dessa forma, o número de organismos coletado pode estar associado às variações na abundância dos mesmos ou na relevância ecológica de cada espécie. Enquanto pode-se observar estudos com a coleta de 36 espécimes, sendo eles divididos em controle (N = 12) e tratamento (N = 24) (MATEOS-CÁRDENAS et al., 2021), também é possível encontrar estudos com N = 48 (SILVA-CAVALCANTI et al., 2017), N = 90 (MORAIS et al., 2020) e N = 294 (GARCIA et al., 2020), por exemplo. O mesmo ocorre com relação ao período de exposição para ensaio toxicológicos, com estudos variando desde de algumas horas de duração até meses. Relativamente ao tipo de organismo a ser estudado, este irá depender dos objetivos de cada trabalho, mas é importante desenvolver estudos com todos os níveis da cadeia trófica, pois desempenham importantes funções para o ecossistema e que produtores primários ainda são os menos estudados.

Processamento das amostras

Após a coleta, as amostras de água, solo, sedimento e organismos devem ser submetidas a duas etapas, uma de processamento, ou extração e purificação (etapa 1), e outra de análises físicas e químicas do microplástico (etapa 2) e, quando pertinente, análises biológicas para determinar a presença e interação da superfície polimérica com microrganismos (LI et al., 2018). Para garantir que os resultados da etapa seguinte não sejam comprometidos, é importante que o processamento seja realizado de forma adequada e respeitando as condições necessárias para as análises desejadas.

O processo de extração e purificação dos microplásticos depende exclusivamente da amostra em questão, já que a quantidade de etapas pode variar em função do tipo de amostra. Na Fig. 2.4 é apresentado um diagrama com as etapas do processamento das amostras de água, sedimento e solos e de amostras vivas, conforme descritas nas literaturas consultadas. Por exemplo, amostras que apresentam teor de matéria orgânica elevado devem passar por um processo de digestão antes que as partículas sejam recuperadas; amostras de solos e sedimentos exigem a condução de um processo de separação por densidade; e amostras da biota podem ser tratadas de acordo com as necessidades do órgão a ser examinado. Sendo assim, algumas amostras requerem mais etapas do que outras (Fig. 2.4).

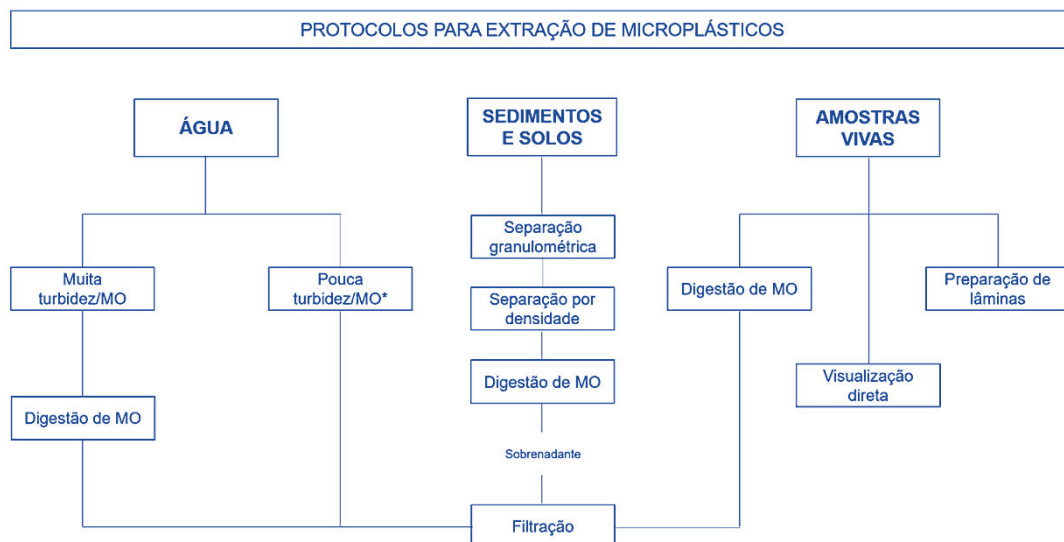


Figura 2.4. Protocolos para quantificação de microplásticos em amostras de água, sedimentos e solos e amostras vivas. *MO: matéria orgânica. Fonte: próprio autor

Um dos procedimentos muito utilizado para a separação dos microplásticos é baseado no princípio de decantação, onde é adicionada uma solução salina saturada junto à amostra, para separar materiais de diferentes densidades (IVLEVA; WIESHEU; NIESSER, 2017). Após a adição da solução saturada as partículas de microplástico de baixa densidade flutuam até a superfície e, em seguida, podem ser coletadas passando o sobrenadante por um sistema de filtração a vácuo. O tempo mínimo de contato da amostra com a solução saturada é de 1 hora e a operação pode ser repetida 3 vezes. O processo de separação das partículas plásticas pode ser facilitado com a adição de uma etapa de centrifugação, a qual pode ser acompanhada, ou não, das etapas de digestão de matéria orgânica e de separação por densidade (PHUONG et al., 2018, GRAUSE et al., 2022). Apesar de estudos comprovarem a eficiência desse método, este ainda não é muito aplicado para esta finalidade. Na Tab. 2.1 são apresentados os protocolos de saturação mais usualmente empregados na literatura.

Estudos recentes demonstraram também ser possível realizar a extração de microplásticos presentes em sedimentos com o uso de protocolos a base de óleos, como óleo de rícino (MANI et al., 2019a), canola (LECHTHALER et al., 2020) e oliva (SCOPETANI et al., 2020a). O princípio desse método é baseado na atração oleofílica entre polímeros plásticos e o óleo (CRICHTON et al., 2017). Todos esses estudos têm se mostrado bastante promissores, com taxas de recuperação acima de 90% para microplásticos de diversos tamanhos. Por outro lado, Pappis; Kapusta; Ojeda (2020) testou

uma metodologia a base de solução hiperglicosada, que se provou eficiente para microplásticos de tamanho superior a 0,25 mm.

Tabela 2.1. Soluções salinas utilizadas em protocolos experimentais para separação de microplásticos, por densidade, provenientes de amostras ambientais.

Sal	Símbolo	Densidade	Referência*
Cloreto de Sódio	NaCl	1,2 kg/L	(1) (2) (3)
Politungstato de Sódio	SPT	1,4 – 1,5 kg/L	(4) (5)
Cloreto de Cálcio	CaCl ₂	1,3 kg/L	(6)
Iodeto de Sódio	NaI	1,8 kg/L	(7)
Cloreto de Zinco	ZnCl ₂	1,6 kg/L	(8) (9)

*Referência: (1) Browne et al., 2011; (2) Klein; Worch; Knepper, 2015; (3) Quinn; Murphy; Ewins, 2017; (4) Corcoran; Biesinger; Grifi, 2009; (5) Corcoran, 2015; (6) Stolte et al., 2015; (7) Nuelle et al., 2014; (8) Imhof et al., 2012; (9) Imhof et al., 2016.

Dentre as soluções discutidas aqui para extração de microplásticos, o NaCl é considerado o mais vantajoso devido a ser um produto barato, eficiente, facilmente adquirido e ambientalmente inofensivo (THOMPSON et al., 2004), podendo ser descartado sem a necessidade de tratamentos complexos, sendo recomendada apenas a sua diluição antes do descarte direto. Vale ressaltar que não é recomendado o uso do sal de cozinha industrial, já que devido ao processamento em larga escala e sem passar por um sistema de purificação, podem conter partículas microplásticas provenientes da água do mar ou mesmo por contaminação em decorrência do processo de produção (KAPUKOTUWA et al., 2022).

Em amostras provenientes de matrizes ambientais, que geralmente apresentam altos teores de matéria orgânica aderida a superfície, a etapa de remoção de matéria orgânica é uma etapa que deve ser feita de forma bastante criteriosa, pois é fundamental para a identificação e caracterização dos microplásticos. A remoção de matéria orgânica pode ser por reação de oxirredução, por alteração de pH (ácidas ou alcalinas) ou ainda por reação enzimática (lipase, amilase, proteinase, quitinase e celulose (COLE et al., 2014, LÖDER et al., 2015). A degradação enzimática apesar de bastante eficiente (RIST; BAUN; HARTMANN, 2017) é um processo caro e por isso é menos utilizado. Essas reações podem ser induzidas com o uso de diversos compostos químicos, como os apresentados na Tab. 1.2.

A escolha do composto químico e do protocolo a ser usado, deve levar em consideração que os mesmos não podem alterar a estrutura dos microplásticos, portanto deve-se atentar que a concentração, a temperatura e o tempo de reação não sejam agressivos em demasia (KARAMI et al., 2017). Segundo testes realizados por Prata et al. (2019), a solução de H₂O₂ + Fe, chamada de reação de Fenton, provou ser mais eficiente para remover resíduos de plantas, enquanto que KOH foi o mais eficiente para tecidos de origem animal.

Além dos compostos apresentados na Tab. 2.2, outros compostos foram testados e provaram não ter eficiência acima de 90% para digestão da matéria orgânica, como, por exemplo, hipoclorito de sódio (NaClO) (KARAMI et al., 2017) ou induziram degradação polimérica, caso do peróxido de hidrogênio associado ao ácido sulfúrico (H₂O₂ + H₂SO₄) (IMHOF et al., 2013), e por isso a sua utilização não é indicada. Os compostos que são apresentados na Tab. 2.2 não interferem significativamente na estrutura dos polímeros.

Tabela 2.2. Compostos químicos e protocolos experimentais (concentração, temperatura e tempo de reação) para digestão de matéria orgânica em amostras ambientais para análise de microplásticos.

Composto químico	Símbolo	Concentração	Temperatura	Tempo de reação	Referência*
Ácido Nítrico	HNO ₃	65 – 69%	25 – 60 °C	2 h	(1) (2) (3) (4)
Hidróxido de Potássio	KOH	10 – 30%	25 – 60 °C	48 – 72 h	(1) (4)
Ácido Clorídrico	HCl	37%	25 – 60 °C	24 – 96 h	(4) (5)
Hidróxido de Sódio	NaOH	1 – 10 M	60 °C	24 h	(4) (5) (6)
Peróxido de Hidrogênio	H ₂ O ₂	10 – 37%	50 – 75 °C	24 – 168 h	(1) (4) (7) (8)
Peróxido de Hidrogênio e Ferro (II)	H ₂ O ₂ + Fe	30% / 0.05 M	50 °C	1 – 6 h	(1)
Hidróxido de Tetrametilamônio	TMAH	25%	25 °C	24 h	(9)

*Referência: (1) Prata et al., 2019b; (2) Lu et al., 2016; (3) Vandermeersch et al., 2015; (4) Karami et al., 2017; (5) Cole et al., 2014; (6) Zhu et al., 2018; (7) Nuelle et al., 2014; (8) Zhao et al., 2017; (9) Gray et al., 2013.

Análises físicas

Fazem parte das análises físicas a quantificação, a classificação por cor, o formato e o tamanho dos microplásticos. Cada uma dessas classificações possuem um importante papel para o entendimento da presença das partículas no ambiente e para o compreender o seu mecanismo de ação e vias de toxicidade. A morfologia dos microplásticos, por exemplo, é uma propriedade fundamental de ser caracterizada para a compreensão dos fenômenos de transporte dessas partículas no ambiente (RUBIN; KUMAR; ZUCKER, 2021). A cor é um possível indicativo da origem do material e o tamanho e o formato da partícula são fatores decisivos para o estabelecimento de níveis de toxicidade para a biota.

As ferramentas a serem empregadas para as análises físicas dos microplásticos vão depender do processamento das amostras, já que alguns processos são irreversíveis. Por exemplo, uma vez que amostras de água são filtradas em filtros de fibra de vidro para retenção de microplásticos pequenos (< 1 µm), essas partículas somente poderão ser analisadas sobre os respectivos filtros, não sendo possível aplicar um novo método de processamento. Sendo assim, o conjunto de métodos utilizados devem ser escolhidos considerando os objetivos do estudo.

Após o processamento das amostras e a separação dos microplásticos, pode-se dar início a caracterização por tamanho, que pode ser realizado diretamente em filtros de fibra de vidro ou com o uso de peneiras granulométricas no caso de amostras de areia, solo e sedimento secos. O tamanho, a cor e o formato dos microplásticos podem ser observados com o auxílio de uma lupa manual ou por equipamentos mais sofisticados, como pelo uso de um microscópio óptico, estereomicroscópio, microscopia eletrônica de varredura, microscópio de fluorescência, microscópio de Raman/FTIR e ionização e desorção a laser assistida por matriz (MALDI-TOF) (SONG et al., 2015, HUPPERTSBERG; KNEPPER, 2018, MUKOTAKA; KATAOKA; NIHEI, 2021, SIEGEL et al., 2021). Amostras ricas em microplásticos grandes, de tamanho maior que 1 mm, podem ser passados por peneiras granulométricas fixadas em tamizadora ou não, até que os fragmentos estejam separados de acordo com a abertura das malhas (GODOY et al., 2019, STOCK et al., 2019).

O uso de corantes fluorescentes têm sido cada vez mais empregados para análises visuais de microplásticos, já que é um método simples, barato e eficiente para diferenciar as partículas de outros detritos não plásticos. Microplásticos primários podem ser adquiridos comercialmente já fluorescentes ou este processo pode ser realizado em laboratório, tanto em microplásticos primários ou secundários. O corante mais utilizado para esta finalidade é o Vermelho do Nilo, para visualização microscópica e identificação das

partículas coradas, deve-se utilizar luz azul (470 nm) e um filtro laranja (PRATA et al., 2020).

A quantificação e classificação por cor também devem ser realizadas manualmente com o uso de lupa e diferentes técnicas de microscopia ou ainda através de contadores automáticos (ENFRIN et al., 2021). Outra maneira de se obter a concentração polimérica de determinada amostra é através de métodos destrutivos, como por pirólise acoplada à cromatografia gasosa e à espectrometria de massas (py-GCMS) ou utilizando o método de extração por dessorção térmica acoplado à cromatografia gasosa e à espectrometria de massas (TED-GCMS) (DUEMICHEN et al., 2017, SHIM; HONGA; EO, 2017, WAGNER; LAMBERT, 2017, GOMIERO et al., 2021). Durante a análise, a amostra é submetida a altas temperaturas que quebram as cadeias poliméricas e geram produtos pirolíticos voláteis, em seguida estes são separados por cromatografia gasosa e identificados (FISHER; SCHOLTZ-BOTTCHER, 2019). Como em técnicas de análise térmica é feita a identificação e/ou quantificação de produtos da decomposição, o resultado é dado em massa e não em número de partículas. No entanto, tem a desvantagem de destruir as amostras.

Em geral, os resultados da quantificação podem ser expressos por medidas considerando uma estimativa da massa (mg) de microplásticos ou o número de partículas (p) ponderado com a amostra normalizada, podendo ser L, kg, m², m³, por animal/órgão analisado, a depender do método utilizado para este fim. Em solos e sedimentos é fundamental proceder com as análises em amostras secas para que os resultados sejam significativos e comparáveis com outros estudos.

Análises químicas

As análises químicas em microplásticos tem como objetivo identificar a matriz polimérica e possíveis contaminantes sorvidos nas partículas. A identificação da matriz polimérica é um processo fundamental para o estudo da partícula, principalmente para investigar os possíveis impactos ambientais, já que cada polímero apresenta diferente nível de toxicidade potencial (LITHNER; LARSSON; DAVE, 2011). Dentre as técnicas empregadas para esta finalidade, destacam-se a espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), espectroscopia Raman, GCMS, TED-GCMS e espectroscopia no infravermelho próximo associada a imagens hiperespectrais (HSI-NIR).

O FTIR e a espectroscopia Raman são técnicas que apresentam o mesmo princípio, onde ocorre a interação da radiação com as vibrações moleculares, mas diferem entre si na forma como a energia do fóton é transferida para a molécula, alterando seu estado vibracional (XU et al., 2019). Considerando que cada molécula tem um padrão único de absorção no infravermelho, torna-se possível identificar o composto que está sendo analisado. O FTIR pode ser utilizado em diferentes modos de acordo com o método de amostragem, como a reflexão total atenuada (ATR-FTIR), a reflexão e a transmissão (KÄPPLER et al., 2016).

O HSI-NIR é uma técnica que é capaz de analisar as amostras qualitativamente e quantitativamente através de radiação eletromagnética em uma determinada faixa de comprimento de onda (PASQUINI, 2018). A interação entre a radiação e a amostra pode ocorrer por diferentes arranjos geométricos do feixe de radiação, como transmitância, refletância difusa, transmitância difusa, interatividade e transflectância (PASQUINI, 2003, OZAKI, 2012). Duas grandes vantagens em se usar HSI-NIR é por se tratar de uma técnica não destrutiva e que faz a caracterização química de regiões específicas do polímero (VIDAL; PASQUINI, 2021).

Outras técnicas, além das citadas, têm sido utilizadas não apenas para determinar a constituição química de microplásticos, mas também para determinar os poluentes sorvidos

nas partículas microplásticas, todas elas são técnicas de cromatografia, são elas: py-GCMS (FISHER; SCHOLTZ-BOTTCHER, 2019), TED-GCMS (FISHER; SCHOLTZ-BOTTCHER, 2019), cromatografia gasosa com detector por captura de elétrons (GC-ECD) (XU et al., 2019), cromatografia líquida de alto desempenho com detector de matriz de diodos (HPLC-DAD) (GUO et al., 2018, PUCKOWSKI et al., 2021), espectroscopia ultravioleta com HPLC (HPLC-UV) (LI et al., 2018, ZHAO et al., 2020, VERDÚ et al., 2021), cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (GC-MS) (SEIDENSTICKER et al., 2018), cromatografia líquida de alto desempenho com detecção de fluorescência (HPLC-FD) (ZHANG et al., 2020), cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas (LC-MS/MS) (MAGADINI et al., 2020), cromatografia líquida de alto desempenho com detector de comprimento de onda variável (HPLC-VWD) (HÜFFER et al., 2019), cromatografia gasosa com detector de ionização de chama (GC-FID) (MÜLLER et al., 2018) e outros.

Tendo em vista os inúmeros estudos que apontam que a toxicidade de microplásticos depende não apenas da composição química das partículas, mas principalmente pela presença de aditivos e compostos químicos presentes na sua estrutura, as técnicas que conseguem identificar tanto o tipo de polímero quanto outros poluentes sorvidos podem ser consideradas mais vantajosas, já que retornam um panorama mais completo, com informações que podem auxiliar a compreender o comportamento de microplásticos no ambiente e as respostas biológicas à presença desses poluentes. No entanto, muitos desses equipamentos são caros para sua aquisição e manutenção, além de necessitar especialistas altamente treinados para o seu manuseio.

Análises biológicas

A superfície dos microplásticos pode servir de substrato para a colonização e o crescimento de diversos microrganismos, processo este que é caracterizado pela formação de biofilmes (CANNIFF; HOANG, 2018, KIRSTEIN et al., 2016, SONG et al., 2020, YOKOTA et al., 2017, ZETTLER; MINCER; AMARAL-ZETTLER, 2013) formando a chamada Plastisfera (BARROS; SEENA, 2021, LI et al., 2021). Além disso, as partículas estão sendo constantemente transportadas por diferentes ambientes de acordo com as condições existentes, como correntes aquáticas e ventos, assim, caso a superfície esteja colonizada por microrganismos patogênicos, podemos dizer que estes microplásticos estão se comportando como vetores biológicos. Nesses casos, análises biológicas fazem-se importantes para proceder com a investigação das fontes patogênicas e dos mecanismos envolvidos nesses processos.

As análises biológicas podem ser realizadas por técnicas tradicionais de microbiologia para detecção e identificação de gêneros, espécies e subespécies microbianas e técnicas moleculares. O uso de técnicas modernas, como MALDI-TOF, tem sido cada vez mais adotado no estudo de contaminantes emergentes. No caso de microplásticos, é uma técnica que apresenta vantagens relacionadas a rapidez e eficiência, mas ganha destaque em se tratando de microplásticos de tamanho reduzido ou que apresentam estado de degradação avançado e, portanto, são amostras mais difíceis de se manipular (HUPPERTSBERG; KNEPPER, 2018, WU et al., 2020). Este método é baseado na geração de espectros de massa que representam proteínas celulares, e que permitem a identificação do patógeno (ERLER et al., 2015).

Outra razão pela qual é importante conduzir estudos mais detalhados sobre as comunidades microbianas aderida às partículas, se dá pelo fato de muitas bactérias serem capazes de promover a biodegradação do polímero. A biodegradação envolve microrganismos que usam o polímero como fonte de carbono, que então geram biofilmes na superfície do polímero, contendo água e substâncias poliméricas extracelulares que causam danos e cisão da cadeia (ARKATKAR et al., 2009). Esse processo aumenta a toxicidade do microplástico através da liberação de monômeros, aditivos e de compostos

gerados pelas reações de processos degradativos dos polímeros (HERMABESSIERE et al., 2017, ZHANG et al., 2019). Esse processo depende não somente dos microrganismos envolvidos, mas também do tipo de polímero, dos aditivos utilizados durante a fabricação dos mesmos e das condições ambientais (RANI-BORGES et al., 2016).

Conclusões

Toda área de conhecimento nova inicia-se com grandes desafios e dificuldades, sendo necessários muitos anos de pesquisa até que conceitos e metodologias estejam definidos de forma a moderar os fatores limitantes da pesquisa. Em se tratando de microplásticos, é inegável que ainda não há protocolos padrões para coleta, processamento e análises de microplásticos, mas os estudos têm evoluído, trazendo resultados significativos para sociedade.

Há diversas metodologias aplicadas para o estudo dos microplásticos presentes em matrizes ambientais, mas é necessário o estabelecimento de protocolos mais universais, o que facilitará a comparação entre estudos. Do contrário, estudos com protocolos muito individualizados reduzem a sua utilidade prática. A fim de obter avanços maiores e efetivos, é fundamental que a comunidade científica esteja em comum acordo sobre seguir as mesmas definições conceituais que envolvem a temática, além do estabelecimento de normas internacionais e a cooperação governamental ampla, já que debatemos um problema a nível global. Também é importante destacar a importância de que essas normas ao serem estabelecidas, considerem as especificidades dos diferentes ambientes a serem estudados.

A escolha das técnicas, ferramentas e metodologias para recuperação e caracterização de microplásticos de matrizes ambientais vai depender exclusivamente das amostras a serem analisadas e dos objetivos do estudo. Atualmente, é possível fazer análises físicas, químicas e biológicas, havendo tecnologias tão sensíveis que são capazes de detectar contaminantes secundários, presentes na superfície dos fragmentos.

As inúmeras técnicas e metodologias discutidas nesse capítulo expõem a ampla variedade de opções que estão disponíveis para o estudo dessas partículas, apesar da falta de normas técnicas específicas. A escolha do método deve levar em consideração uma série de elementos e critérios que são fundamentais para garantir resultados de qualidade e condizentes com os objetivos do trabalho. O planejamento da logística de cada etapa juntamente com a necessidade de pessoal qualificado são tão essenciais quanto a escolha das amostras a serem estudadas e das técnicas de análise. Também é importante ter em conta que as análises físicas e químicas devem ser complementares, pois somente assim será possível apresentar dados precisos, principalmente pois esta é a única maneira de se evitar erros humanos durante o processo de identificação dos fragmentos. Espera-se que conforme o campo evolua, as tecnologias sigam o mesmo ritmo de progresso.

Referências

AMBROSINI, R. et al. First evidence of microplastic contamination in the supraglacial debris of an alpine glacier. **Environmental Pollution**, v. 253, p. 297-301, 2019.

ARAÚJO, A. P. C.; MALAFAIA, G. Can short exposure to polyethylene microplastics change tadpoles' behavior? A study conducted with neotropical tadpole species belonging to order anura (*Physalaemus cuvieri*). **Journal of Hazardous Materials**, v. 391, p. 122214, 2020.

ARAÚJO, A. P. C.; MALAFAIA, G. Microplastic ingestion induces behavioral disorders in mice: a preliminary study on the trophic transfer effects via tadpoles and fish. **Journal of Hazardous Materials**, v. 401, p. 123263, 2021.

- ARKATKAR, A. et al. Degradation of unpretreated and thermally pretreated polypropylene by soil consortia. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 63, n. 1, p. 106-111, 2009.
- AZIZI, N.; KHOSHNAMEVAND, N.; NASSERI, S. The quantity and quality assessment of microplastics in the freshwater fishes: a systematic review and meta-analysis. **Regional Studies in Marine Science**, v. 47, p. 101955, 2021.
- BAINI, M. et al. Abundance and characterization of microplastics in the coastal waters of Tuscany (Italy): the application of the MSFD monitoring protocol in the Mediterranean Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p. 543-552, 2018.
- BARROS, J.; SEENA, S. Plasticsphere in freshwaters: an emerging concern. **Environmental Pollution**, v. 290, p. 118123, 2021.
- BROWNE, M. A. et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 21, p. 9175-9179, 2011.
- CABRERA, M. et al. Microplastics in a tropical Andean Glacier: a transportation process across the Amazon basin? **Science of the Total Environment**, v. 805, p. 150334, 2022.
- CANNIFF, P. M.; HOANG, T. C. Microplastic ingestion by *Daphnia magna* and its enhancement on algal growth. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 500-507, 2018.
- CARPENTER, E. J.; SMITH, K. Plastics on the Sargasso Sea surface. **Science**, v. 175, n. 4027, p. 1240-1241, 1972.
- COLE, M. et al. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. **Scientific Reports**, v. 4, p. 4528, 2014.
- CONTI, G. O. et al. Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. **Environmental Research**, v. 187, p. 109677, 2020.
- CORCORAN, P. L. Benthic plastic debris in marine and fresh water environments. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 17, n. 8, p. 1363-1369, 2015.
- CORCORAN, P. L.; BIESINGER, M. C.; GRIFI, M. Plastics and beaches: a degrading relationship. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 1, p. 80-84, 2009.
- COURTNEY, A.; BAKER, J.; BAMFORD, H. (Eds.). **Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris**. Silvers Springer: NOAA, 2009. (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R, 30).
- CRICHTON, E. M. et al. A novel, density-independent and FTIR-compatible approach for the rapid extraction of microplastics from aquatic sediments. **Analytical Methods**, v. 9, n. 9, p. 1419-1428, 2017.
- DAI, Z. et al. Occurrence of microplastics in the water column and sediment in an inland sea affected by intensive anthropogenic activities. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 1557-1565, 2018.
- DRIS, R. et al. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? **Marine Pollution Bulletin**, v. 104, n. 1-2, p. 290-293, 2016.
- DUEMICHEN, E. et al. Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method. **Chemosphere**, v. 174, p. 572-584, 2017.
- ENFRIN, M. et al. Nano/micro plastics – Challenges on quantification and remediation: a review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 42, p. 102128, 2021.
- ERIKSEN, M. et al. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. **PLoS ONE**, v. 9, n. 12, p. e111913, 2014.

ERLER, R. et al. VibrioBase: a MALDI-TOF MS database for fast identification of *Vibrio* spp. that are potentially pathogenic in humans. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 38, p. 16-25, 2015.

FISHER, M.; SCHOLZ-BÖTTCHER, B. M. Microplastics analysis in environmental samples – recent pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry method improvements to increase the reliability of mass-related data. **Analytical Methods**, v. 11, n. 18, p. 2489-2497, 2019.

FREE, C. M. et al. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. **Marine Pollution Bulletin**, v. 85, n. 1, p. 156-163, 2014.

FRIAS, J. et al. **Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments**. Bremerhaven: JPI-Oceans, 2018. (JPI-Oceans BASEMAN Project).

FRINGER, V. S. et al. Impacts of nanoplastics on the viability and riboflavin secretion in the model bacteria *Shewanella oneidensis*. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, p. art.97, 2020.

GARCIA, T. D. et al. Ingestion of microplastic by fish of different feeding habits in urbanized and non-urbanized streams in Southern Brazil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 231, p. 434, 2020.

GODOY, V. et al. Physical-chemical characterization of microplastics present in some exfoliating products from Spain. **Marine Pollution Bulletin**, v. 139, p. 91-99, 2019.

GRAUSE, G. et al Separation of microplastic from soil by centrifugation and its application to agricultural soil. **Chemosphere**, v. 288, n. 3, p. 132654, 2022.

GRAY, E. P. et al. Extraction and analysis of silver and gold nanoparticles from biological tissues using single particle inductively coupled plasma mass spectrometry. **Environmental Science & Technology**, v. 47, p. 14315-14323, 2013.

GUO, X. et al. Sorption properties of tylosin on four different microplastics. **Chemosphere**, v. 209, p. 240-245, 2018.

GÜVEN, O. et al. Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. **Environmental Pollution**, v. 223, p. 286-294, 2017.

HANVEY, J. S. et al. A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. **Analytical Methods**, v. 9, p. 1369-1383, 2017.

HARTMANN, N. B. et al. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. **Environmental Science & Technology**, v. 53, p. 1039-1047, 2019.

HERMABESSIERE, L. et al. Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: a review. **Chemosphere**, v. 182, p. 781-793, 2017.

HIDALGO-RUZ, V. et al. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 6, p. 3060-3075, 2012.

HORTON, A. A.; DIXON, S. J. Microplastics: an introduction to environmental transport processes. **WIREs Water**, v. 5, n. 2, p. e1268, 2018.

HÜFFER, T. et al. Polyethylene microplastics influence the transport of organic contaminants in soil. **Science of the Total Environment**, v. 657, p. 242-247, 2019.

HUPPERTSBERG, S.; KNEPPER, T. P. Instrumental analysis of microplastics: benefits and challenges. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 410, p. 6343-6352, 2018.

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

IMHOF, H. K. et al. Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. **Current Biology**, v. 23, n. 19, p. 867-868, 2013.

IMHOF, H. K. et al. A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. **Limnology and Oceanography: Methods**, v. 10, n. 7, p. 524-537, 2012.

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

IVLEVA, N. P.; WIESHEU, A. C.; NIESSNER, R. Microplastic in aquatic ecosystems. **Angewandte Chemie International Edition**, v. 56, n. 7, p. 1720-1739, 2017.

KÄPPLER, A. et al. Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both? **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 408, p. 8377-8391, 2016.

KAPUKOTUWA, R. W. M. G. K. et al. High levels of microplastics in commercial salt and industrial salterns in Sri Lanka. **Marine Pollution Bulletin**, v. 174, p. 113239, 2022.

KARAMI, A. et al. A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. **Science of the Total Environment**, v. 578, p. 485-494, 2017.

KIRSTEIN, I. V. et al. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. **Marine Environmental Research**, v. 120, p. 1-8, 2016.

KLEIN, S.; WORCH, E.; KNEPPER, T. P. Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-Main Area in Germany. **Environmental Science & Technology**, v. 49, p. 6070-6076, 2015.

LECHTHALER, S. et al. Canola oil extraction in conjunction with a plastic free separation unit optimises microplastics monitoring in water and sediment. **Analytical Methods**, v. 42, n. 12, p. 5128-5139, 2020.

LI, C. et al. The ecology of the plastisphere: microbial composition, function, assembly, and network in the freshwater and seawater ecosystems. **Water Research**, v. 202, p. 117428, 2021.

LI, J.; LIU, H.; CHEN, J. P. Microplastics in freshwater systems: a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, v. 137, p. 362-374, 2018.

LI, J.; ZHANG, K.; ZHANG, H. Adsorption of antibiotics on microplastics. *Environmental Pollution*, v. 237, p. 460-467, 2018.

LI, L. et al. Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode. **Nature Sustainability**, v. 3, p. 929-937, 2020.

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

LÖDER, M. G. J. et al. Focal plane array detector-based micro-Fourier-transform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 563-581, 2015.

LORENZ, C. et al. Spatial distribution of microplastics in sediments and surface waters of the southern North Sea. **Environmental Pollution**, v. 252, p. 1719-1729, 2019.

LU, Y. et al. Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver. **Environmental Science & Technology**, v. 50, p. 4054-4060, 2016.

MAGADINI, D. L. et al. Assessing the sorption of pharmaceuticals to microplastics through in-situ experiments in New York City waterways. **Science of the Total Environment**, v. 729, p. 138766, 2020.

MANI, T. et al. Microplastics profile along the Rhine River. **Scientific Reports**, v. 5, p. 17988, 2015.

MANI, T. et al. Using castor oil to separate microplastics from four different environmental matrices. **Analytical Methods**, v. 11, p. 1788, 2019a.

MANI, T. et al. Microplastic pollution in benthic midstream sediments of the Rhine River. **Environmental Science & Technology**, v. 53, p. 6053-6062, 2019b.

MÁRI, A. et al. Validation of microplastic sample preparation method for freshwater samples. **Water Research**, v. 202, p. 117409, 2021.

MASIÁ, P.; ARDURA, A.; GARCIA-VAZQUEZ, E. Microplastics in special protected areas for migratory birds in the Bay of Biscay. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 993-1001, 2019.

MASURA, J. et al. **Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment**: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. Silver Spring: NOAA, 2015. (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R, 48).

MATEOS-CÁRDENAS, A. et al. Beyond plastic microbeads: short-term feeding of cellulose and polyester microfibers to the freshwater amphipod *Gammarus duebeni*. **Science of the Total Environment**, v. 753, p. 141859, 2021.

MOLLER, J. N.; LODER, M. G. J.; LAFORSCH, C. Finding microplastics in soils: a review of analytical methods. **Environmental Science & Technology**, v. 54, p. 2078-2090, 2020.

MOORE, R. C. et al. Microplastics in beluga whale (*Delphinapterus leucas*) prey: an exploratory assessment of trophic transfer in the Beaufort Sea. **Science of the Total Environment**, v. 806, p. 150201, 2022.

MORAIS, L. M. S. et al. The sea anemone *Bunodosoma cangicum* as a potential biomonitor for microplastics contamination on the Brazilian Amazon coast. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114817, 2020.

MUKOTAKA, A.; KATAOKA, T.; NIHEI, Y. Rapid analytical method for characterization and quantification of microplastics in tapwater using a Fourier-transform infrared microscope. **Science of the Total Environment**, v. 790, p. 148231, 2021.

MÜLLER, A. et al. The effect of polymer aging on the uptake of fuel aromatics and ethers by microplastics. **Environmental Pollution**, v. 240, p. 639-646, 2018.

NAPPER, I. E. et al. Reaching new heights in plastic pollution: preliminary findings of microplastics on Mount Everest. **One Earth**, v. 3, n. 5, p. 621-630, 2020.

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

OZAKI, Y. Near-infrared spectroscopy: its versatility in analytical chemistry. **Analytical Sciences**, v. 28, p. 545-563, 2012.

PAPPIS, T.; KAPUSTA, S. C.; OJEDA, T. Metodologia de extração de microplásticos associados a sedimentos de ambientes de água doce. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 26, n. 4, p. 749-756, 2021.

PASQUINI, C. Near infrared spectroscopy: fundamentals, practical aspects and analytical applications. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 14, p. 198-219, 2003.

PASQUINI, C. Near infrared spectroscopy: a mature analytical technique with new perspectives – a review. **Analytica Chimica Acta**, v. 1026, n. 5, p. 8-36, 2018.

- PHUONG, N. N. et al. Microplastic abundance and characteristics in French Atlantic coastal sediments using a new extraction method. **Environmental Pollution**, v. 243 (part A), p. 228-237, 2018.
- PRATA, J. C. et al. Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples. **Science of the Total Environment**, v. 686, p. 131-139, 2019a.
- PRATA, J. C. et al. Major factors influencing the quantification of Nile Red stained microplastics and improved automatic quantification (MP-VAT 2.0). **Science of the Total Environment**, v. 719, p. 137498, 2020.
- PRATA, J. C. et al. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: a critical review. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 110, p. 150-159, 2019b.
- PUCKOWSKI, A. et al. Sorption of pharmaceuticals on the surface of microplastics. **Chemosphere**, v. 263, p. 127976, 2021.
- QUINN, B.; MURPHY, F.; EWINS, C. Validation of density separation for the rapid recovery of microplastics from sediment. **Analytical Methods**, n. 9, p. 1491-1498, 2017.
- RAGUSA, A. et al. Plasticenta: first evidence of microplastics in human placenta. **Environment International**, v. 146, p. 106274, 2021.
- RANI-BORGES, B. et al. Biodegradation of additive PHBV/PP-co-PE films buried in soil. **Polímeros**, v. 26, n. 2, p. 161-167, 2016.
- RANI-BORGES, B.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M. Microplastics and freshwater microalgae: what do we know so far? **Aquatic Ecology**, v. 55, n.1, p. 1-15, 2021.
- RILLIG, M. C. Plastic and plants. **Nature Sustainability**, v. 3, n. 11, p. 887-888, 2020.
- RILLIG, M. C.; LEHMANN, A. Microplastic in terrestrial ecosystems. **Science**, v. 368, n. 6498, p. 1430-1431, 2020.
- RIST, S.; BAUN, A.; HARTMANN, N. B. Ingestion of micro- and nanoplastics in *Daphnia magna*: quantification of body burdens and assessment of feeding rates and reproduction. **Environmental Pollution**, v. 228, p. 398-407, 2017.
- RUBIN, A. E.; KUMAR, A.; ZUCKER, S. I. Questioning the suitability of available microplastics models for risk assessment: A critical review. **Science of the Total Environment**, v. 788, p. 147670, 2021.
- SAYED, A. E. H. et al. Microplastic distribution, abundance, and composition in the sediments, water, and fishes of the Red and Mediterranean seas, Egypt. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, p. 112966, 2021.
- SCOPETANI, C. et al. Olive oil-based method for the extraction, quantification and identification of microplastics in soil and compost samples. **Science of the Total Environment**, v. 733, p. 139338, 2020b.
- SCOPETANI, C. et al. Self-contamination from clothing in microplastics research. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 189, p. 110036, 2020a.
- SEIDENSTICKER, S. et al. A combined experimental and modeling study to evaluate pH-dependent sorption of polar and non-polar compounds to polyethylene and polystyrene microplastics. **Environmental Sciences Europe**, v. 30, p. 30, 2018.
- SHIM, W. J.; HONGA, S. H.; EO, S. Identification methods in microplastic analysis: a review. **Analytical Methods**, v. 9, p. 1384-1391, 2017.
- SIEGEL, H. et al. Identification and quantification of microplastic particles in drinking water treatment sludge as an integrative approach to determine microplastic abundance in a freshwater river. **Environmental Pollution**, v. 286, p. 117524, 2021.

- SILVA-CAVALCANTI, J. S. et al. Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. **Environmental Pollution**, v. 221, n. 2018, p. 218-226, 2017.
- SONG, C. et al. Different interaction performance between microplastics and microalgae: the bio-elimination potential of *Chlorella* sp. L38 and *Phaeodactylum tricornutum* MASCC-0025. **Science of the Total Environment**, v. 723, p. 138146, 2020.
- SONG, Y. K. et al. A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. **Marine Pollution Bulletin**, v. 93, p. 202-209, 2015.
- STOCK, F. et al. Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment: a review. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 113, p. 84-92, 2019.
- STOLTE, A. et al. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 99, n. 1-2, p. 216-229, 2015.
- THOMPSON, R. C. et al. Lost at sea: where is all the plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 2004.
- UURASJÄRVI, E. et al. Validation of an imaging FTIR spectroscopic method for analyzing microplastics ingestion by Finnish lake fish (*Perca fluviatilis* and *Coregonus albula*). **Environmental Pollution**, v. 288, p. 117780, 2021.
- VANDERMEERSCH, G. et al. A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. **Environmental Research**, v. 143, p. 46-55, 2015.
- VERDÚ, I. et al. Microplastics can act as vector of the biocide triclosan exerting damage to freshwater microalgae. **Chemosphere**, v. 266, p. 129193, 2021.
- VIANELLO, A. et al. Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a Breathing Thermal Manikin. **Scientific Reports**, v. 9, p. 1-11, 2019.
- VIDAL, C.; PASQUINI, C. A comprehensive and fast microplastics identification based on near-infrared hyperspectral imaging (HSI-NIR) and chemometrics. **Environmental Pollution**, v. 285, p. 117251, 2021.
- WAGNER, M.; LAMBERT, S. (Eds.). **Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?**. Cham: Springer, 2017. 303 p. (The Handbook of Environmental Chemistry, 58).
- WANG, F. et al. Microplastic abundance and distribution in a Central Asian desert. **Science of the Total Environment**, v. 800, p. 149529, 2021.
- WATKINS, L. et al. The effect of dams on river transport of microplastic pollution. **Science of the Total Environment**, v. 664, p. 834-840, 2019.
- WU, J. et al. Microplastic contamination assessment in water and economic fishes in different trophic guilds from an urban water supply reservoir after flooding. **Journal of Environmental Management**, v. 299, p. 113667, 2021.
- WU, P. et al. Determination of environmental micro(nano) plastics by matrix assisted laser desorption/ionization–time-of-flight mass spectrometry. **Analytical Chemistry**, v. 92, p. 14346-14356, 2020.
- XU, J. L. et al. FTIR and Raman imaging for microplastics analysis: state of the art, challenges and prospects. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 119, p. 115629, 2019.
- XU, P. et al. Sorption of polybrominated diphenyl ethers by microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p. 260-269, 2019.
- YANG, L. et al.; Microplastics in soil: a review on methods, occurrence, sources, and potential risk. **Science of the Total Environment**, v. 780, p. 146546, 2021.

YOKOTA, K. et al. Finding the missing piece of the aquatic plastic pollution puzzle: interaction between primary producers and microplastics. **Limnology and Oceanography Letters**, v. 2, n. 4, p. 91-104, 2017.

ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J.; AMARAL-ZETTLER, L. A. Life in the “Plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. **Environmental Science & Technology**, v. 47, p. 7137-7146, 2013.

ZHANG, C. et al. Microplastics in offshore sediment in the Yellow Sea and East China Sea, China. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 827-833, 2019.

ZHANG, K. et al. Microplastic pollution in China’s inland water systems: a review of findings, methods, characteristics, effects, and management. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 1641-1653, 2018.

ZHANG, K et al. Occurrence and characteristics of microplastic pollution in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir, China. **Environmental Science & Technology**, v. 51, p. 3794-3801, 2017.

ZHANG, P. et al. The structure of agricultural microplastics (PT, PU and UF) and their sorption capacities for PAHs and PHE derivatives under various salinity and oxidation treatments. **Environmental Pollution**, v. 257, p. 113525, 2020.

ZHANG, Y. et al. Microplastics in glaciers of the Tibetan Plateau: evidence for the long-range transport of microplastics. **Science of the Total Environment**, v. 758, p. 143634, 2021.

ZHAO, L. et al. Sorption of five organic compounds by polar and nonpolar microplastics. **Chemosphere**, v. 257, p. 127206, 2020.

ZHAO, S. et al. An approach for extraction, characterization and quantitation of microplastic in natural marine snow using Raman microscopy. **Analytical Methods**, v. 9, n. 9, p. 1470-1478, 2017.

ZHU, B. K. et al. Exposure to nanoplastics disturbs the gut microbiome in the soil oligochaete *Enchytraeus crypticus*. **Environmental Pollution**, v. 239, p. 408-415, 2018.

CAPÍTULO 3

Microplásticos em ecossistemas costeiros e marinhos: comportamentos e impactos a biota

Caio Rodrigues Nobre¹, Leticia Fernanda da Silva¹, Beatriz Barbosa Moreno²

1 - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista - UNESP, São Vicente, São Paulo, Brasil.

2 - Departamento de Ciências do Mar, Universidade Federal de São Paulo - UNIFESP, Santos, São Paulo, Brasil.

Resumo

A introdução de contaminantes de diversas classes nos ecossistemas tem se intensificado, sendo atualmente o plástico o material mais descartado. Dentre todos os ambientes, o meio aquático vem sendo bastante impactado pela presença desse resíduo, já que os organismos que ali vivem acabam tendo uma exposição corpórea mais intensa. Os polímeros plásticos têm sua ocorrência descrita desde toda a linha costeira até fundos oceânicos, sendo considerado onipresente no mar. Seus formatos menores, denominados de microplásticos (MPs), geram ainda mais impacto à natureza e aos organismos, já que podem se dispersar facilmente pelo ambiente, carreando poluentes e adsorvendo substâncias, de acordo com sua composição e condições físico-químicas do ambiente (pH, salinidade, matéria orgânica, entre outras). Podendo gerar impactos de maneira direta aos organismos pela ingestão da partícula ou de maneira indireta, pelo contato com seus lixiviados presentes nas matrizes ambientais (água e sedimento), podendo acarretar em efeitos letais e subletais a biota. A toxicidade dos MPs vem sendo avaliada, e apesar de ainda haver muitas lacunas para a compreensão deste fenômeno, relatos já demonstram sua capacidade de gerar efeitos desde do nível bioquímico até danos teciduais. Com o atual cenário da poluição por MPs em ambientes costeiros e marinho, se fazem necessários a realização de mais estudos para compreender o real impacto das partículas plásticas, bem como auxiliar no desenvolvimento e implementação de ações e políticas públicas para combater os impactos dos microplásticos nestes ecossistemas.

A problemática dos microplásticos nos ambientes marinhos

O avanço tecnológico e o aumento populacional desenfreado culminaram em grandes prejuízos ao meio ambiente, como alterações climáticas, diminuição da biodiversidade e a poluição (YOUNG et al., 2016). Dentre todos os problemas, a introdução de contaminantes de diversas classes tem se intensificado nos últimos anos, e das diversas classes de substâncias mais descritas estão os produtos de higiene pessoal, fármacos, hormônios e resíduos sólidos, sendo o plástico o mais abundante resíduo descartado sem uma gestão adequada (JAMBECK et al., 2015). O impacto dessa introdução de contaminantes é sentido por toda a natureza, mas o ambiente aquático é um dos que mais sentem essa pressão antropogênica, já que os organismos presentes têm uma exposição corpórea mais intensa aos compostos e aos materiais potencialmente prejudiciais (LICHTENFELS et al., 1996). Além disso, as regiões costeiras apresentam um adensamento populacional maior, gerando mais impacto ao meio e à biota (YOUNG et al., 2016).

A poluição por plástico tem se destacado como uma questão ambiental preocupante nas últimas décadas, devido ao grande volume que é encontrado na natureza e ao impacto negativo que vem gerando no meio, como a diminuição de vida dos animais que os consomem e também o possível risco à saúde humana. Em 2016 o mundo gerou 242 milhões de toneladas de lixo plástico. Os primeiros relatos da presença de polímeros plásticos no oceano foram feitos na década de 70 e sua quantidade vem aumentando de forma tão rápida, que se nenhuma medida efetiva for realizada e a produção e descarte continuarem como é atualmente, haverá mais plásticos que peixes no oceano até 2050. Por ser um detrito encontrado de forma extensiva por todo o mundo e por ser potencialmente prejudicial à saúde humana e dos animais, foi reconhecido como ameaça global junto com outros estressores (COURTENE-JONES et al., 2017; HITCHCOCK; MITROVIC, 2019; KAZA et al., 2018; VAN RENSBURG; NKOMO; DUBE, 2020).

A presença do plástico já foi descrita por toda a linha costeira, no gelo marinho do Ártico, na superfície e no fundo do mar, estima-se que há cerca de 268.940 toneladas de partículas plásticas à deriva nos oceanos, sendo que 92,4 % é composta por microplásticos, logo sua poluição é distribuída de forma global, sendo sua onipresença no oceano um fato. As partículas desse material que são encontradas no ambiente podem ser definidas por seus tamanhos, sendo considerados macroplásticos quaisquer partículas maiores que 5 mm, microplásticos (MP) partículas menores que 5 mm enquanto os nanoplasticos (NP) são fragmentos com dimensões, entre 0,001 μm e 0,1 μm (ALPROL; GABALLAH; HASSAAN, 2021; ERICKSEN et al., 2014; EVERAERT et al., 2020; JAMBECK et al., 2015; SCHMIDT; KRAUTH; WAGNER, 2017).

O MP pode ser originado por produção primária (fabricado) ou gerado pela fragmentação das partículas plásticas por intemperismo (produção secundária), transformando os detritos em pedaços cada vez menores. Existe a preocupação quanto a presença desse material na superfície do oceano, já que a parte flutuante se movimenta pelo globo graças aos giros oceânicos. Entretanto, essa parcela representa apenas 1% da quantidade estimada de plástico no mar, sendo que os outros 99% acabam em mar profundo. Ainda existem muitas questões quanto ao transporte de MP no fundo do mar, mas as correntes termohalinas são apontadas como as principais responsáveis pela dispersão desse material nos fundos oceânicos (COURTENE-JONES et al., 2017; JAMBECK et al., 2015; KANE et al., 2020).

Em geral, essas partículas são consideradas inertes, mas a maior parte dos plásticos comerciais passa por adição de aditivos em sua fabricação, que podem gerar toxicidade. Além disso, outros poluentes químicos, que também estão presentes na água, podem ser adsorvidos aos MPs. Desta forma, os MPs se tornam um carreador dessas substâncias.

Essas porções menores se assemelham aos grãos de sedimento e com alimentos de alguns organismos aquáticos e quando ingeridas, podem causar efeitos letais e subletais. Além disso, o MP pode ser transferido pela cadeia trófica, além de sua alta ocorrência das partículas que tem gerado grandes impactos, não só estéticos, mas também impactos químicos, já que muitos polímeros plásticos contêm aditivos químicos que podem ser liberados logo após sua introdução no ambiente. Devido a esses fatores, os possíveis efeitos causados pelo MP podem ser considerados mais graves que os gerados por macroplásticos. (COURTENE-JONES et al., 2017; NOBRE et al., 2015; NOBRE et al., 2020).

A toxicidade que os MPs podem acarretar ainda não está totalmente clara, já que existe uma dificuldade para determinar as reais consequências da exposição a esse material. Essa problemática existe pela falta de padrão na metodologia empregada nos ensaios, a grande gama de polímeros (que possuem composições diferentes) e quanto a sua origem (primária e secundária), que interfere na taxa de lixiviação. Esses fatores impossibilitam uma real determinação da toxicidade, sendo necessários mais estudos para uma melhor compreensão do real cenário de impactos ao meio ambiente e à biota (EVERAERT et al., 2020).

Um outro fator que também carece de maior atenção é a influência que o MP tem no sequestro de carbono realizado pelo oceano. Esse ambiente é o maior sumidouro natural de CO₂ e tem um papel essencial na mitigação do aumento do nível de dióxido de carbono atmosférico e do aquecimento global. A presença dessas partículas na superfície da água pode afetar a incidência de luz e atrapalhar a fotossíntese e o crescimento do fitoplâncton, que utiliza o CO₂ presente na água, para realizar seus processos fisiológicos e sendo responsável pela produção de 80% de todo o oxigênio da Terra (SHEN et al., 2020).

De maneira geral, ainda existem muitas questões a serem respondidas quanto ao real impacto ambiental que a presença de MP gera em ambientes costeiros. Nesse capítulo serão apresentadas algumas informações/dados disponíveis quanto a sua interação com outros contaminantes e aos efeitos tóxicos já descritos para os MPs no meio marinho.

Comportamento dos microplásticos em ambientes costeiros e marinhos

Os microplásticos em ambientes marinhos tendem a se comportar como uma “esponja” interagindo com o meio, liberando e adsorvendo substâncias que podem gerar impactos em diferentes matrizes ambientais, como a água e o sedimento e aos organismos a eles associados. Estudos relatam que partículas plásticas possuem a capacidade de acumular 10⁶ a mais de substâncias do que 1L de água do mar (MATO et al., 2001) e 100 vezes mais que o sedimento marinho (TEUTEN et al., 2009). Tal capacidade está associada a diversos fatores ligados às características dos plásticos, como a composição, porosidade, densidade, grau de cristalinidade ou de emborrachado, tempo de residência do plástico no ambiente, grau de envelhecimento, foto oxidação, entre outros fatores, além dos aspectos poliméricos, fatores físico-químicos ambientais como pH, temperatura, salinidade, matéria orgânica e microbiota, influenciam de maneira direta nos processos de sorção e desorção de substâncias dos microplásticos com os ecossistemas marinhos e costeiros (WANG et al., 2016; ENYOH et al., 2021).

Potencial hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH) tem se mostrado um componente interferente na capacidade sortiva dos MPs, sendo o tipo de polímero (PE, PVC, PP, PET entre outros) e o tipo de íon (orgânico, metal, organometálico, entre outros) determinantes para a influência do pH no comportamento de interação das substâncias e MPs. Em meio mais básico, como o marinho, e em baixas temperaturas, as partículas apresentam uma constante de

desorção de substâncias orgânicas menores, quando comparados a ambientes mais ácidos com temperaturas elevadas, onde a constante de desorção aumenta aproximadamente 30 vezes a mais do que em água marinha (BAKIR; ROWLAND; THOMPSON, 2014a). Assim, como o pH básico limita a desorção de grupos de substâncias, pode haver um aumento na sorção de substâncias como os metais (Cd, Co, Ni e Pb) conforme haja um aumento de pH em partículas de polietileno (HOLMES; TURNER; THOMPSON, 2014).

Salinidade

Estudos têm demonstrado como a salinidade é um fator de grande importância na associação das substâncias com os microplásticos. Por serem transportadas por diferentes ambientes aquáticos como dulcícola, estuarino e marinho, os MPs sofrem efeitos da variação na salinidade, influenciando em seu comportamento de sorção e transporte com as substâncias. As moléculas hidrofóbicas, como por exemplo, o diclorodifeniltricloroetano (DDT), tem sua associação a partículas de polietileno e policloreto de vinila diminuída conforme o aumento da salinidade. O oposto ocorre com o bactericida triclosan que tem sua solubilidade diminuída conforme o aumento de salinidade, levando a uma maior disponibilidade da substância a se associar as partículas de polietileno (BAKIR; ROWLAND; THOMPSON, 2014b; WU et al., 2016). A influência da salinidade está associada às características de cada substância e do polímero, podendo estes sofrer alterações comportamentais influenciadas pela salinidade.

A presença de sal aumenta a concentração de Na^+ , que tende a interagir pela atração eletrostática com a superfície do microplástico, que é carregada negativamente. Se este for o principal mecanismo de interação da substância com a partícula plástica o íon sódio tende a competir com os poluentes e diminuir a capacidade de sorção destes íons pelo microplástico. Se a força eletrostática não for o mecanismo principal, a salinidade pode ter menor influência nos processos de sorção (GUO; WANG, 2019).

Matéria orgânica e microbiota

Entre os componentes que podem influenciar a interação entre microplásticos e as substâncias, a matéria orgânica (MO) é um fator importante a se considerar, tanto para a água, quando se encontra dissolvida, quanto para o sedimento. Isso se deve ao fato dela interagir com os poluentes por distintas maneiras, como por seu grau de hidrofobicidade ou por complexação, diminuindo a disponibilidade destes para os MPs. As partículas plásticas competem com os poluentes ou a matéria pelos sítios de ligação, e os MPs podem sorver os poluentes atuando de maneira conjunta e aumentando a sua capacidade de sorção (WU et al., 2016) (Fig. 3.1). Assim como a MO, a microbiota presente nos sedimentos e nas superfícies dos plásticos tem um papel nos processos de troca e os aditivos plásticos podem atuar como uma fonte de nutrientes para os microrganismos que compõem o biofilme. Esses organismos diminuem a hidrofobicidade dos compostos por meio de sua presença, reduzindo a carga da substância ou podem promover a biotransformação e a biodegradação desses aditivos, reduzindo sua liberação (LOBELLE; CUNLIFFE, 2011; RUMMEL et al., 2017).

Efeitos ecotoxicológicos dos microplásticos à biota e aos ecossistemas costeiros

A ocorrência de micropartículas plásticas nos ambientes marinhos vem sendo relatada desde o início da década de 70 em estudos que mencionavam a ocorrência de *pellets* plásticos em praias nas diferentes localizações do planeta. A partir destes primeiros reportes, o número de trabalhos que descrevem a presença de MPs de diferentes formatos, cores e polímeros nas matrizes ambientais costeiras e marinhas cresceram vertiginosamente, apontando concentrações elevadas de MPs em água e principalmente

em sedimentos marinhos, uma vez que esta matriz é um importante depósito/sumidouro de MPs para o ecossistema marinho (VAN CAUWENBERGHE et al., 2015).

As partículas plásticas, em contato com a água e o sedimento, tendem a contaminar quimicamente estas matrizes, sendo esse fato relatado desde os primeiros estudos, quando Carpenter; Smith (1972) apresentaram os possíveis efeitos e a incorporação dos PCBs empregados como plastificantes à biota e ao ambiente. Estas substâncias utilizadas como aditivos plásticos, tais como os éteres de difenila polibromados (PBDEs) e seus congêneres, podem ser indicativos de contaminação química dos ambientes, de modo que essas substâncias podem ser consideradas marcadores de poluição por plásticos (ROCHMAN et al., 2014).

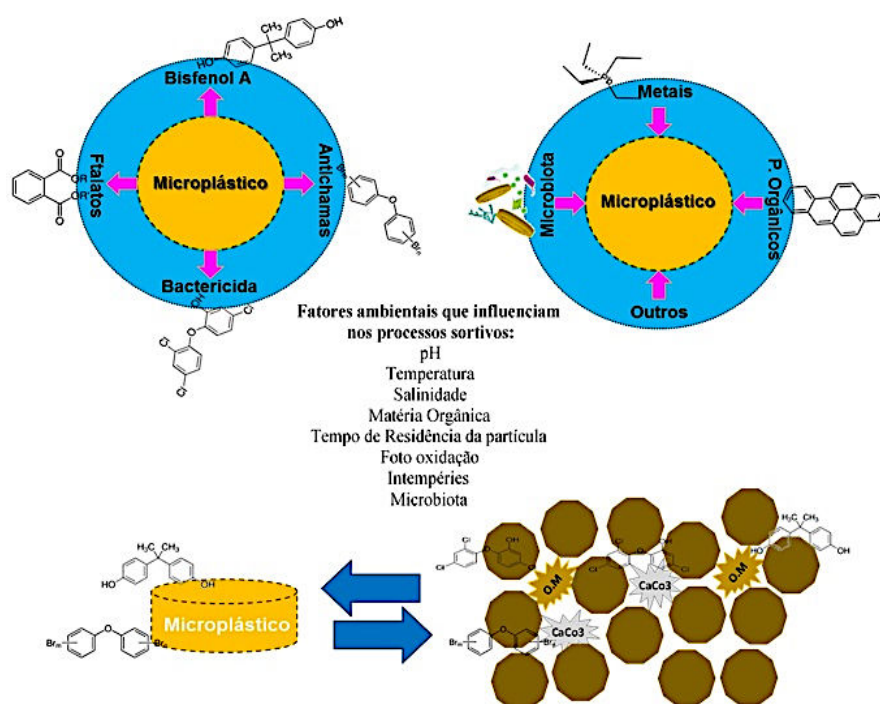


Figura 3.1. Comportamento de sorção de partículas plásticas à deriva em ecossistemas aquáticos, com os fatores que influenciam tais processos, demonstrando as interações do plástico com contaminantes presentes no meio (água e sedimento).

A partir da percepção dos potenciais impactos dos MPs devido a sua presença nos ambientes, no final dos anos 2000 notou-se a importância de estudar os possíveis acúmulos e efeitos destas partículas nos organismos aquáticos, sobretudo os marinhos, que era o ambiente em que havia maior número de registros de ocorrência de MPs na bibliografia científica. Com base nos relatos pretéritos citados, estudos avaliando potenciais efeitos de partículas plásticas (isoladas ou associadas a outros contaminantes) e de seus lixiviados em diferentes organismos desde produtores primários, consumidores de diferentes níveis e hábitos alimentares até predadores topo de cadeia, vêm sendo realizados.

Vários fatores podem interferir nos efeitos ocasionados pelos MPs, sendo o tamanho da partícula relevante nos possíveis danos aos organismos, tendendo a acarretar em um decaimento populacional. No estudo conduzido por Zhang et al. (2017) com a microalga

Skeletonema costatum, que expostas a partículas com tamanho de 1µm apresentaram queda na reprodução quando comparadas ao grupo exposto a partículas de 1mm, e isso se deve ao fato dos MPs de menor tamanho se associarem as algas impedindo a realização da fotossíntese e danificando suas estruturas levando a obstrução do organismo em 24 horas após a exposição inicial. Entretanto, não é só o tamanho que pode interferir nas microalgas, o polímero a qual elas têm contato pode ser outro fator de estresse (WANG et al., 2020). Estes autores observaram que três espécies de diatomáceas que tiveram contato com micropartículas de PVC, em que altas concentrações (200mg/l), diminuíram a produção de clorofila *a*, inibiram a fluorescência afetando a taxa fotossintética, além de ocorrer agregação de micropartículas afetando as células.

Conforme vamos subindo na cadeia trófica, as respostas podem se dar de várias maneiras e em diferentes estágios de vida. Inicialmente, estudos abordavam a problemática da ingestão dos MPs pelos organismos, e entre os modelos estuarinos e marinhos mais empregados estão os bivalves. Avaliando as partículas de maneira isolada, com polietileno de alta densidade, Von Moos; Burkhardt-Holm; Köhler (2012) observou que após 3h de exposição o mexilhão *Mytilus edulis* acumulou MPs nas brânquias, glândula digestiva e no lisossomo, levando a processos inflamatórios e a desestabilização da membrana lisossômica após 6h. Já na avaliação dos efeitos dos MPs em associação a outros contaminantes, investigado por Avio et al. (2015), a exposição a MPs de polietileno e poliestireno contaminados com pireno também relatou o acúmulo do contaminante nos tecidos de *Mytilus galloprovincialis*, levando a alterações nas respostas imunológicas, no comportamento dos lisossomos, no sistema antioxidante, genotoxicidade, neurotoxicidade, entre outros, tanto para os polímeros virgens quanto para os contaminados. Existe também a preocupação da interação de partículas plásticas com substâncias de preocupação emergente, como os fármacos e os produtos de cuidado pessoal, em ambientes costeiros que tem ganho grande atenção. Há o trabalho realizado por Nobre et al. (2020), empregando ostras da espécie *Crassostrea brasiliiana*. Estas foram expostas aos MPs de polietileno contaminados com triclosan e posteriormente observadas alterações bioquímicas, fisiológicas e celulares nas ostras, assim como observados nos trabalhos mencionados anteriormente. Esses estudos empregaram bivalves e relataram uma alteração em comum nos lisossomos, efeito que está diretamente ligado a capacidade de os bivalves de translocar as partículas plásticas para a hemolinfa, por possuírem sistema circulatório aberto, para que os MPs possam ser excretados (BROWNE et al., 2008; FARREL; NELSON, 2013). Além de bivalves, outros invertebrados, como poliquetas, foram modelos de estudo. Browne et al. (2013) notaram acúmulo de contaminantes triclosan e PBDE-47 no intestino desses organismos, juntamente com efeitos bioquímicos ocasionado, após a ingestão de partículas de PVC contaminadas com estas substâncias.

Contudo, a ingestão de MPs não é a única via de exposição que os organismos estão susceptíveis. As partículas plásticas também são capazes de causar efeito de maneira indireta, assim que são inseridas no ambiente marinho, podendo liberar por meio de lixiviação seus aditivos para a água e o sedimento, gerando impactos à biota, como os demonstrados por Nobre et al. (2015), em que embriões de ouriço do mar *Lytechinus variegatus*. Segundo esses autores, *L. variegatus* apresentaram retardamento em seu desenvolvimento, após 24h de exposição direta e indireta a *pellets* plásticos virgens e obtidos de praias. Já em estudo conduzido por Li et al. (2015), foi obtido o lixiviado de diferentes polímeros disponíveis no mercado (PET, PEAD, PVC, PEBD, PP, PS e PC), diluídos em água marinha e expostos a larvas de craca *Amphibalanus amphitrite* em estágios náuplio e cirripédia. Neste estudo com *A. amphitrite* foi observado uma variação nos resultados de mortalidade e no assentamento larval, conforme o lixiviado do polímero, evidenciando que polímeros diferentes em condições similares podem levar a diversas respostas em uma mesma espécie. No estudo em questão, o PVC se mostrou o mais danoso em relação aos outros polímeros. Estes trabalhos demonstram que a presença das partículas plásticas no ambiente pode gerar impactos as espécies marinhas, principalmente

nos estágios mais susceptíveis do seu ciclo de vida, podendo levar futuramente ao comprometimento de sua população, talvez a nível mundial.

Por se tratarem de ecossistemas complexos susceptíveis a múltiplos estressores, as investigações de efeitos de MPs associados a outras alterações, como as mudanças climáticas, têm ganhado grande atenção, uma vez que tais alterações podem levar a efeitos aditivos ou antagônicos. Bertucci; Bellas (2021), em avaliação de desenvolvimento de larvas de ouriço do mar (*Paracentrotus lividus*) expostos a MPs em um meio acidificado, observaram a redução no crescimento e a presença de deformidades nas larvas, quando houve aumento de temperatura as larvas apresentaram um estresse maior, reduzindo o volume estomacal dos organismos.

Ao retratarmos os efeitos dos MPs sobre os vertebrados estuarinos e marinhos, podemos inferir que os mesmos podem estar mais susceptíveis aos efeitos em cascata, por estarem, em sua maioria, em níveis tróficos superiores, podendo biomagnificar e bioacumular os MPs oriundos de organismos de níveis tróficos inferiores, causando uma perturbação no fluxo de energia na cadeia alimentar (MA et al., 2020).

Sá; Luís; Guilhermino (2014) realizou um estudo com o peixe *Pomatoschistus microps*, de dois estuários dos rios Minho e Lima. Estes autores expuseram *P. microps* a partículas de polietileno juntamente com náuplios de *Artemia* e observaram uma confusão na predação dos espécimes, relatando uma perda de até 65% no desempenho predatório e 50% na eficiência devido a presença dos MPs em organismos do rio Lima. Estes estudos sugerem uma diminuição da aptidão individual e populacional do peixe, fato esse que não ocorreu com organismos do rio Minho, sugerindo que as condições do local de desenvolvimento do espécime podem influenciar na seleção de presas.

Em estudo com 3 espécies comerciais de pescados (*Dicentrarchus labrax*, *Trachurus trachurus*, *Scomber colias*) em Portugal, Barboza et al. (2020) observaram que além dos efeitos bioquímicos, como aumento da atividade do neurotransmissor acetilcolinesterase no cérebro e dos níveis de peroxidação lipídica no cérebro, músculo e brânquias, houve também um acúmulo das partículas no músculo, principalmente na parte posterior. Caso estas partículas não sejam excretadas, ficam acumuladas e disponíveis para os consumidores destas espécies. Com base nos achados, os autores estimaram que um indivíduo adulto, que consuma 300g de filé destes pescados por semana, pode vir a ingerir cerca de 842 partículas por ano, tendo um acúmulo ao longo da cadeia, atingindo a população humana.

Além de todos os efeitos já relatados sobre os MPs tradicionais, muito vem se falando sobre a substituição desse material pelos biodegradáveis, como uma forma de diminuir o impacto gerado na natureza. Entretanto, as fontes de estudos relacionadas a efeitos de MPs biodegradáveis são limitadas, mas em literaturas já disponíveis, identificaram os mesmos efeitos, para essas partículas, que já foram relatados em polímeros plásticos convencionais. A maior parte dos trabalhos avaliou a ingestão de MPs, principalmente de poli(hidroxibutirato) (PHB), e o poli ácido láctico (PLA) (SHRUTI; KUTRALAM-MUNIASAMY, 2019). Nos trabalhos realizados por Green (2016) e Green et al. (2015), foram observados efeitos adversos, como taxas respiratórias elevadas em ostras da espécie *Ostrea edulis* expostas a PLA. Esse mesmo efeito ocorreu em *Arenicola marina* (um anelídeo), que também foram expostos, só que pelo sedimento, ao PLA. O PHB, por sua vez, já reduziu a eficiência de assimilação em *Gammarus fossarum* (STRAUB; HIRSCH; BURKHARDT-HOLM, 2017).

Assim como os MPs tradicionais, os biodegradáveis também servem como carreadores de substâncias potencialmente tóxicas. Apesar desse fato, não há material suficientemente disponível para que haja um aprofundamento nessa questão. Zuo et al.

(2019), analisaram os comportamentos de sorção e dessorção do fenantreno em poli(butileno adipato co-tereftalato) (PBAT) e comparado a dois tipos de plásticos convencionais poliestireno (PS) e polietileno (PE). Como resultado, o PBAT apresentou taxas de sorção e dessorção superiores aos outros tipos de MPs, demonstrando que são fortes vetores para a fenantreno.

Em resumo, uma vez expostos aos MPs tradicionais ou biodegradáveis, os organismos podem ter o desempenho da alimentação e o comportamento predatório prejudicados, levando ao declínio da população. Além disso, partículas plásticas parecem induzir disfunção neurológica por meio da inibição da acetilcolinesterase e estresse oxidativo, por meio da formação de radicais livres e seus danos subsequentes ao DNA. A exposição prolongada a MPs leva à ativação de caspases mitocondriais para preceder circuitos de morte celular. Também inibe a taxa de fertilização por meio da redução da velocidade espermática e diminuição do número e tamanho dos oócitos (ANBUMANI; KAKKAR, 2018).

Alterações histológicas em organismos e microplásticos no ambiente marinho

Para além da presença do MPs em matrizes ambientais, há observações de efeitos a níveis celulares e subcelulares em indivíduos (NOBRE et al., 2015; LACERDA et al., 2019; NOBRE et al., 2020; DHARMADASA, et al., 2021). Os estudos têm detectado a presença de MPs em tecidos de organismos marinhos (YU et al., 2018; TENG et al., 2021) tanto por meio de ensaios laboratoriais, como quando expostos a ambientes naturais contaminados com microplásticos (VAN CAUWENBERGHE; JANSSEN, 2014; VAN CAUWENBERGHE et al., 2015; LI et al., 2016; ABBASI et al., 2018; QU et al., 2018; ZHAO et al., 2018; TENG et al., 2019).

Não apenas têm sido realizadas a detecção destas micropartículas por meio de análises histológicas (YU et al., 2018), como a presença de patologias têm sido relacionadas à sua presença em organismos de diferentes níveis tróficos, sendo que estas alterações podem tanto estar relacionadas ao processo de abrasão das micropartículas (WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013) quanto à possível liberação de monômeros e aditivos potencialmente tóxicos (VON MOOS; BURKHARDT-HOLM; KÖHLER, 2012; BARJA-FERNANDEZ; MÍGUEZ; ALVAREZ-OTERO, 2013). Devido às diferentes vias de exposição, dentre os órgãos nos quais têm-se observado alterações teciduais estão brânquias, órgãos constituintes do trato gastrointestinal e até mesmo em músculos e órgãos reprodutores.

Organismos que compõem o zooplâncton em ambientes de água salgada, como crustáceos da espécie *Artemia parthenogenetica*, ao serem expostos às micropartículas de poliestireno, apresentaram patologias em seus intestinos e desarranjos e a deterioração em componentes essenciais, como nas células epiteliais e microvilosidades, estas últimas que também se apresentaram em quantidade reduzida (WANG et al., 2019a; 2019b). A presença de autofagossomos também foi relatada (WANG et al., 2019a). Em *Artemia salina* exposta à poliestireno, foram observadas uma camada estreita de células colunares e quase a substituição das células epiteliais pela lâmina basal em exposições agudas em altas concentrações e crônicas em baixas concentrações (SUMAN et al., 2020).

Invertebrados bentônicos, como mexilhões do gênero *Mytilus* apresentaram alterações em brânquias e glândulas digestivas, quando em laboratório expostos à micropartículas de polietileno, tanto de baixa densidade (PEBD) (BRATE et al., 2018), quanto de alta densidade (PEAD) (VON MOOS; BURKHARDT-HOLM; KÖHLER, 2012). Com relação às brânquias, foram observadas alterações nas lamelas secundárias de *Mytilus galloprovincialis*, expostos às micropartículas de PEBD virgens e PEBD imersos em ambiente contaminado (BRATE et al., 2018), sendo que em ambos os tratamentos foram

observadas infiltrações hemocíticas, alterações nas lamelas, com perda de contato entre si, assim como o epitélio se mostrou mais espesso e desorganizado. Nas glândulas digestivas de *Mytilus galloprovincialis*, ainda neste mesmo estudo, foram observados agregados hemocíticos e túbulos mais estreitos. Também foram observados em *Mytilus edulis* expostos à PEAD (VON MOOS; BURKHARDT-HOLM; KÖHLER, 2012), agregados hemocíticos, entretanto, se apresentando na forma de granulomas formados por granulócitos eosinofílicos.

Ainda abrangendo moluscos, indivíduos da espécie *Perna viridis* coletados em campo, também se mostraram suscetíveis à contaminação por MPs (VASANTHI et al., 2021). Sendo que além de serem detectadas majoritariamente fibras, além de outros MPs, alterações em brânquias também foram observadas, como em suas estruturas ciliares, além de infiltração hemocítica ocasionando até mesmo obstrução dos vasos de hemolinfa, assim como junção entre as lamelas e redução do espaço interlamelar. Na glândula digestiva também foram observadas alterações nos túbulos, como desarranjo e alteração do formato do lúmen, assim como a perda de células digestivas e epiteliais. De maneira geral, em ambos os tecidos, também se observou grande produção de muco.

Ostras que são comumente comercializadas, como da espécie *Crassostrea gigas* também se mostraram suscetíveis aos MPs. Em ensaio laboratorial, com exposição à micropartículas de polietileno (PE) e polietileno tereftalato (PET), indivíduos apresentaram alterações também em glândulas digestivas e brânquias. Infiltração hemocítica, inchaço e alteração da estrutura ciliada nas brânquias foram detectados, ao passo que, no trato digestivo, foram observadas coagulação das células epiteliais, dano citoplasmático e necrose. O aumento das alterações se mostrou diretamente proporcional ao aumento da concentração de microplásticos, sendo o índice de danos maior em organismos expostos ao PET do que ao PE (TENG et al., 2021).

Litopenaeus vannamei, um crustáceo amplamente comercializado como alimento, também foram contaminados com microesferas de PE por meio de injeção muscular, sendo observados alterações histológicas em seus músculos, com fibras lisadas e textura indefinida, assim como, em maiores concentrações de MPs, estas fibras foram dissolvidas e deformadas. No intestino também foi observada atrofia e fusão das vilosidades. Já no hepatopâncreas, houve aumento do lúmen e descolamento da membrana basal, deformação e ruptura do lúmen, má formação de células, além do fato que, em maiores concentrações de microesferas, a membrana basal intercelular não foi identificada. Por fim, nas brânquias, as lamelas encolheram e também se mostraram deformadas (HEISH et al., 2021).

A espécie de robalo *Dicentrarchus labrax* também foi avaliada nos estudos de Pèda et al. (2016) e Espinosa; Esteban; Cuesta (2019). Efeitos da exposição em laboratório de organismos desta espécie foram avaliados utilizando *pellets* de policloreto de vinila (PVC) virgens e também *pellets* imersos previamente em ambiente contaminado, e em diferentes tempos de exposição (PÉDA et al., 2016). Foram observadas diferenças significativas entre o tratamento controle e com *pellets* contaminados, assim como entre *pellets* virgens e contaminados em exposição curta e intermediária, e em exposição prolongada, diferenças significativas entre o controle e os outros tratamentos contendo MPs. Alterações intestinais que foram observadas em exposição mais curta, foram a mucosa mais espessa, alterações nas vilosidades (encurtamento e inchaço), assim como o aumento de células secretoras de muco (caliciformes) nas extremidades destas vilosidades no tratamento contendo MPs virgens. Por outro lado, MPs contaminados induziram alterações mais severas, como descolamento epitelial na mucosa, fusão, mutilação e desepitelização das vilosidades, assim como edema em suas camadas. Em exposição intermediária, no tratamento com *pellets* de PVC virgens, grande parte dos indivíduos apresentaram descolamento do epitélio da mucosa da lâmina própria, alteração nas vilosidades (fusão e

mutilação), assim como alteração nas células caliciformes (hiperplasia). Enquanto que com *pellets* contaminados metade dos indivíduos já apresentaram alterações severas como edemas em todas as camadas do intestino, infiltração leucocitária e dilatação dos vasos, também sendo observadas alterações no epitélio e nas vilosidades, com descolamento e mutilação, respectivamente, assim como grande quantidade de muco no lúmen. Em exposição prolongada, metade dos indivíduos em ambos os tratamentos apresentaram alterações severas.

Espinosa; Esteban; Cuesta (2019) avaliaram histopatologias em fígado e intestino de *D. labrax* expostos à micropartículas de PE e PVC via alimentação e em diferentes concentrações por 21 dias. Animais alimentados com PVC em menor concentração, apresentaram, no intestino, infiltração leucocitária, já em maior concentração foi observada hiperplasia e aumento de células secretoras de muco. As vilosidades também se mostraram mais largas, e houve descolamento do epitélio da mucosa da lâmina própria. Os indivíduos que ingeriram PE apresentaram altos níveis de vacuolização dos enterócitos, especialmente na extremidade superior (região apical) das vilosidades, sendo que análises morfométricas mostraram uma redução no número de células caliciformes, assim como na altura das vilosidades. No fígado, nos indivíduos de todos os tratamentos com microplásticos apresentaram efeitos similares, com congestão dos capilares e vasos sanguíneos, alteração na conformação dos hepatócitos, aumento de acumulação lipídica (vacuolização), além de hipertrofia.

MPs também podem se associar a outros contaminantes presentes no mesmo meio. Alguns trabalhos têm abordado efeitos histológicos, que podem surgir deste processo em espécies marinhas. Sikdokur et al. (2020) avaliaram efeitos da exposição isolada e combinada de cloreto de mercúrio e micropartículas de polietileno, assim como do efeito carreador dos MPs nas brânquias e glândulas digestivas de *Ruditapes philippinarum* em um tempo total de 7 dias. No tratamento com mercúrio isoladamente, foi observada deterioração da estrutura das brânquias, perda da estrutura ciliar e contato entre os filamentos, assim como necrose e atrofia dos túbulos nas glândulas digestivas. Já no tratamento de coexposição, para as brânquias, foram observadas as mesmas alterações do tratamento anterior. Foi observada infiltração hemocítica nas glândulas digestivas, muito embora se aproximasse do tratamento controle. Para o tratamento com MPs isolados, foi observada deterioração do tecido epitelial e infiltração hemocítica nas brânquias. Por fim, no tratamento contendo MPs carreando cloreto de mercúrio, ainda foram observados a perda de contato entre os filamentos e infiltração hemocítica nas brânquias, assim como necrose e infiltração na glândula digestiva. Também se observou que nos tratamentos contendo cloreto de mercúrio isolado e na exposição combinada, houve um decaimento no número de células produtoras de muco.

No trabalho de Paul-Pont et al. (2016) *Mytilus* spp. (*M. edulis* e *M. galloprovincialis*) efeitos histológicos oriundos da exposição à micropartículas de poliestireno isoladas ou combinadas com fluoranteno durante 7 dias, com 7 dias de depuração, foram relatados. No período de exposição, foram observadas maiores infiltração hemocíticas e pigmentos relacionados à presença de estresse (ceróides) nos estômagos e glândulas digestivas nos organismos expostos aos tratamentos contendo apenas fluoranteno em relação ao MPs isolado. No período de depuração, foram observadas patologias significativamente maiores nos tratamentos de coexposição em relação aos outros tratamentos, apresentando alta infiltração hemocítica e ceróides nas brânquias, gônadas, glândulas digestivas e intestino.

Indivíduos da espécie *Mytilus galloprovincialis* expostos durante 7 e 26 dias, à micropartículas de poliestireno, de distintos tamanhos, via alimentação sozinhos e com benzo(a)pireno (BaP) adsorvidos foram estudados (GONZÁLEZ-SOTO et al., 2019). Foram observadas alterações histológicas nas glândulas digestivas e nos órgãos reprodutores, em ambos os tempos de exposição. Nos tratamentos contendo MPs virgens em ambos os

tempos de exposições, os túbulos digestivos apresentaram grandes vesículas e detritos celulares no lúmen, logo o lúmen apresentou também um aumento em seu tamanho e o epitélio se mostrou mais estreito. Necroses e desordenamento nos tubos também foram observados. Além disso, nos tratamentos contendo MPs virgens e com BaP adsorvidos, independentemente de seus tamanhos, também apresentaram, em baixas porcentagens, processos inflamatórios, como fibrose, infiltração hemocítica, acúmulo de células marrons. Com relação às gônadas, foram observadas baixas porcentagens de fibroses em organismos expostos aos tratamentos contendo MPs virgens de maiores tamanhos e de menores tamanhos com BaP adsorvidos em exposição curta, e em tratamentos contendo MP maiores com BaP adsorvidos em exposição prolongada.

Considerações finais

De maneira geral, os estudos apresentados acima explicitam o potencial dos MPs, tanto isoladamente, quanto atuando como carreadores de outros contaminantes, em afetar órgãos de extrema importância na sobrevivência de espécies de diferentes níveis tróficos, seja ativando barreiras primárias de defesa, como a produção de muco, ou ocasionando processos inflamatórios (infiltrações hemocíticas, necroses, edemas, entre outros) e danos físicos (mutilação, alterações morfométricas, entre outros). Estas alterações poderiam, portanto, afetar a eficiência nas taxas de filtração e absorção de nutrientes, podendo consequentemente comprometer processos respiratórios, alimentares e reprodutivos (PAUL-PONT et al., 2016; GONZÁLEZ-SOTO et al., 2019; SIKDOKUR et al., 2020), comprometendo a busca de novos recursos alimentares e ocupação de novos habitats.

Apesar de já existirem dados sobre o potencial tóxico de MPs em ambientes costeiros e marinhos, há um longo caminho a se percorrer para compreender sua dinâmica no meio ambiente e nos organismos. Existe a necessidade de se padronizar os métodos de análise de toxicidade, para compreender melhor sua interação com a biota. Além disso, podemos afirmar que, pela quantidade que esse material é constantemente introduzido na natureza, sua persistência e nocividade, ações precisam ser realizadas, como a criação e implementação de políticas públicas, para que esse cenário não se torne irreversível.

Referências

- ABBASI, S. et al. Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. **Chemosphere**, v. 205, p. 80-87, 2018.
- ANBUMANI, S.; KAKKAR, P. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 15, p. 14373-14396, 2018.
- ALPROL, A. E.; GABALLAH, M. S.; HASSAAN, M. A. Micro and nanoplastics analysis: focus on their classification, sources, and impacts in marine environment. **Regional Studies in Marine Science**, v. 42, p. 101625, 2021.
- AVIO, C. G. et al. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. **Environmental Pollution**, v. 198, p. 211-222, 2015.
- BAKIR, A.; ROWLAND, S. J.; THOMPSON, R. C. Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 16-23, 2014a.
- BAKIR, A.; ROWLAND, S. J.; THOMPSON, R. C. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 140, p. 14-21, 2014Bb.
- BARBOZA, L. G. A. et al. Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure. **Science of the Total Environment**, v. 717, p. 134625, 2020.

BARJA-FERNÁNDEZ, S.; MÍGUEZ, J. M.; ALVAREZ-OTERO, R. Histopathological effects of 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether (BDE-47) in the gills, intestine and liver of turbot (*Psetta maxima*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 95, p. 60-68, 2013.

BERTUCCI, J. I.; BELLAS, J. Combined effect of microplastics and global warming factors on early growth and development of the sea urchin (*Paracentrotus lividus*). **Science of the Total Environment**, v. 782, p. 146888, 2021

BRATE, I. L. N. et al. Weathering impacts the uptake of polyethylene microparticles from toothpaste in Mediterranean mussels (*M. galloprovincialis*). **Science of the Total Environment**, v. 626, p. 1310-1318, 2018.

BROWNE, M. A. et al. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). **Environ. Sci. Technol.**, v. 42, p. 5026-5031, 2008.

BROWNE, M. A. et al. Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. **Current Biology**, v. 23, n. 23, p. 2388-2392, 2013.

CARPENTER, E. J.; SMITH, K. L. Plastics on the Sargasso Sea surface. **Science**, v. 175, n. 4027, p. 1240-1241, 1972.

COURTENE-JONES, W. et al. Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 271-280, 2017.

DHARMADASA, W. S. et al. Microplastics pollution in Marine Protected Areas of Southern Sri Lanka. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 168, p. 112462, 2021.

ENYOH, C. E. et al. "Plasti-remediation": advances in the potential use of environmental plastics for pollutant removal. **Environmental Technology & Innovation**, v. 23, p. 101791, 2021.

ESPINOSA, C.; ESTEBAN, M. A.; CUESTA, A. Dietary administration of PVC and PE microplastics produces histological damage, oxidative stress and immunoregulation in European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.). **Fish & Shellfish Immunology**, v. 95, p. 574-583, 2019.

EVERAERT, G. et al. Risks of floating microplastic in the global ocean. **Environmental Pollution**, v. 267, p. 115499, 2020.

FARRELL, P.; NELSON, K. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). **Environmental Pollution**, v. 177, p. 1-3, 2013.

GONZÁLEZ-SOTO, N. et al. Impacts of dietary exposure to different sized polystyrene microplastics alone and with sorbed benzo [a] pyrene on biomarkers and whole organism responses in mussels *Mytilus galloprovincialis*. **Science of the Total Environment**, v. 684, p. 548-566, 2019.

GREEN, D. S. Effects of microplastics on European flat oysters, *Ostrea edulis* and their associated benthic communities. **Environmental Pollution**, v. 216, p. 95-103. 2016.

GREEN, D. S. et al. Impacts of discarded plastic bags on marine assemblages and ecosystem functioning. **Environ. Sci. Technol.**, v. 49, p. 5380-5389, 2015.

GUO, X.; WANG, J. The chemical behaviors of microplastics in marine environment: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, p. 1-14, 2019.

HITCHCOCK, J. N.; MITROVIC, S. M. Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact. **Environmental Pollution**, v. 247, p. 457-466, 2019.

HOLMES, L. A.; TURNER, A.; THOMPSON, R. C. Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. **Marine Chemistry**, v. 167, 25-32, 2014.

HSIEH, S. L. et al. Effect of polyethylene microplastics on oxidative stress and histopathology damages in *Litopenaeus vannamei*. **Environmental Pollution**, v. 288, p. 117800, 2021.

- JAMBECK, J. R. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, p. 768-771, 2015.
- KANE, I. A. et al. Seafloor microplastic hotspots controlled by deep-sea circulation. **Science**, v. 368, p. 1140-1145, 2020.
- KAZA, S. et al. **What a waste 2.0**: a global snapshot of solid waste management to 2050. Washington, Dc: World Bank, 2018.
- LACERDA, A. L. D. F. et al. Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. **Scientific Reports**, v. 9, p. 3977, 2019.
- LI, J. et al. Microplastics in mussels along the coastal waters of China. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 177-184, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.012>.
- LICHTENFELS, A. J. F. C. et al. Effects of water pollution on the gill apparatus of fish. **Journal of Comparative Pathology**, v. 115, p. 47-60, 1996.
- LOBELLE, D.; CUNLIFFE, M. Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 1, p. 197-200, 2011.
- MA, H. et al. Microplastics in aquatic environments: toxicity to trigger ecological consequences. **Environmental Pollution**, v. 261, p. 114089, 2020.
- MATO, Y. et al. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. **Environmental Science & Technology**, v. 35, n. 2, p. 318-324, 2001.
- NOBRE, C. R. et al. Assessment of microplastic toxicity to embryonic development of the sea urchin *Lytechinus variegatus* (Echinodermata: Echinoidea). **Marine Pollution Bulletin**, v. 92, n. 1, p. 99-104, 2015.
- NOBRE, C. R. et al. Effects of microplastics associated with triclosan on the oyster *Crassostrea brasiliana*: an integrated biomarker approach. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 79, p. 101-110, 2020.
- PAUL-PONT, I. et al. Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics: toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. **Environmental Pollution**, v. 216, p. 724-737, 2016.
- PÈDA, C. et al. Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: preliminary results. **Environmental Pollution**, v. 212, p. 251-256, 2016.
- QU, X. et al. Assessing the relationship between the abundance and properties of microplastics in water and in mussels. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 679-686, 2018.
- ROCHMAN, C. M. et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish tissue may be an indicator of plastic contamination in marine habitats. **Science of the Total Environment**, v. 476, p. 622-633, 2014.
- RUMMEL, C. D. et al. Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment. **Environ. Sci. Technol. Lett.**, v. 4, n. 7, p. 258-267, 2017.
- SÁ, L. C.; LUÍS, L. G.; GUILHERMINO, L. Effects of microplastics on juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions. **Environmental Pollution**, v. 196, p. 359-362, 2015.
- SCHMIDT, C.; KRAUTH, T.; WAGNER, S. Export of plastic debris by rivers into the sea. **Environ. Sci. Technol.**, v. 51, p. 12246-12253, 2017.
- SHEN, M. et al. Are biodegradable plastics a promising solution to solve the global plastic pollution? **Environmental Pollution**, v. 263, p. 114469, 2020.

SHRUTI, V. C.; KUTRALAM-MUNIASAMY, G. Bioplastics: Missing link in the era of Microplastics. **Science of The Total Environment**, v. 697, p. 134139, 2019.

SIKDOKUR, E. et al. Effects of microplastics and mercury on manila clam *Ruditapes philippinarum*: feeding rate, immunomodulation, histopathology and oxidative stress. **Environmental Pollution**, v. 262, p. 114247, 2020.

STRAUB, S.; HIRSCH, P. E.; BURKHARDT-HOLM, P. Biodegradable and petroleum-based microplastics do not differ in their ingestion and excretion but in their biological effects in a freshwater invertebrate *Gammarus fossarum*. **International Journal of Environmental Research Public Health**, v. 14, n. 7, p. 774, 2017.

SUMAN, T. Y. et al. Acute and chronic effects of polystyrene microplastics on brine shrimp: first evidence highlighting the molecular mechanism through transcriptome analysis. **Journal of Hazardous Materials**, v. 400, p. 123220, 2020.

TENG, J. et al. Microplastic in cultured oysters from different coastal areas of China. **Science of The Total Environment**, v. 653, p. 1282-1292, 2019.

TENG, J. et al. Toxic effects of exposure to microplastics with environmentally relevant shapes and concentrations: accumulation, energy metabolism and tissue damage in oyster *Crassostrea gigas*. **Environmental Pollution**, v. 269, p. 116169, 2021.

TEUTEN, E. L. et al. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2027-2045, 2009.

VAN CAUWENBERGHE, L., JANSSEN, C. R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. **Environmental Pollution**, v. 193, p. 65-70, 2014.

VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. **Environmental Pollution**, v. 199, p. 10-17, 2015.

VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. **Marine Environmental Research**, v. 111, p. 5-17, 2015.

VAN RENSBURG, M. L.; NKOMO, S. L.; DUBE, T. The 'plastic waste era'; social perceptions towards single-use plastic consumption and impacts on the marine environment in Durban, South Africa. **Applied Geography**, v. 114, p. 102132, 2020.

VASANTHI, R. L. et al. Ingestion of microplastics and its potential for causing structural alterations and oxidative stress in Indian green mussel *Perna viridis*—A multiple biomarker approach. **Chemosphere**, v. 283, p. 130979, 2021.

VON MOOS, N.; BURKHARDT-HOLM, P.; KÖHLER, A. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. **Environ. Sci. Technol.**, v. 46, p. 11327-11335, 2012.

WANG, J. et al. The behaviors of microplastics in the marine environment. **Marine Environmental Research**, v. 113, p. 7-17, 2016.

WANG, S. et al. The interactions between microplastic polyvinyl chloride and marine diatoms: physiological, morphological, and growth effects. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 203, p. 111000, 2020.

WANG, Y. et al. Effects of ingested polystyrene microplastics on brine shrimp, *Artemia parthenogenetica*. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 715-722, 2019a.

WANG, Y. et al. The uptake and elimination of polystyrene microplastics by the brine shrimp, *Artemia parthenogenetica*, and its impact on its feeding behavior and intestinal histology. **Chemosphere**, v. 234, p. 123-131, 2019b.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483-492, 2013.

WU, C. et al. Sorption of pharmaceuticals and personal care products to polyethylene debris. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 9, p. 8819-8826, 2016.

YOUNG, H. S. et al. Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 47, p. 333-358, 2016.

YU, P. et al. Accumulation of polystyrene microplastics in juvenile Eriocheir sinensis and oxidative stress effects in the liver. **Aquatic Toxicology**, v. 200, p. 28-36, 2018.

ZHANG, C. et al. Toxic effects of microplastic on marine microalgae Skeletonema costatum: interactions between microplastic and algae. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1282-1288, 2017.

ZHAO, S. et al. Field-based evidence for microplastic in marine aggregates and mussels: implications for trophic transfer. **Environ. Sci. Technol.**, v. 52, p. 11038-11048, 2018.

CAPÍTULO 4

Microplásticos em sedimentos de rios: estudo de caso do rio Sorocaba, São Paulo, Brasil

Renan Henrique Bernardo¹, Marta Severino Stefani^{1,2}, Welber Senteio Smith^{1,2,3,4}

1- Universidade Paulista, Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional de Ecossistemas – LEEF, Avenida Independência, 210, 18087-101, Éden, Sorocaba, SP, Brasil.

2- Universidade de São Paulo – USP, Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais – CRHEA, Av. Trabalhador São-Carlense, 400, 13566-590 Pq. Arnold Schmidt, São Carlos, SP, Brasil.

3- Universidade Paulista, Programa de Pós-Graduação em Patologia Ambiental e Experimental, Rua Doutor Bacelar, 1212, 04026-002, São Paulo, SP, Brasil.

4- Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Pesca, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, SP - Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios - Instituto de Pesca - PPGIP, Avenida Conselheiro Rodrigues Alves, 1252, 04014-002, Vila Mariana - São Paulo, SP, Brasil.

Resumo

Este capítulo tem como objetivo analisar o sedimento do rio Sorocaba (São Paulo, Brasil) a fim de identificar e caracterizar o microplástico existente. Os sedimentos passaram pelo processo adaptado de elutrição, onde foram utilizadas peneiras com malhas 14 (1,18 mm), 16 (1 mm) e malha 20 (850 µm). Foi verificado um aumento de microplástico ao longo dos trechos estudados, influenciado pela sua hidrodinâmica. Em relação ao tamanho e cor, as micropartículas entre 1 e 3 mm brancas e azuis foram as mais encontradas. Conclui-se que o tamanho dos microplásticos pode indicar a origem de descarga poluidora no rio Sorocaba, sendo a deposição dessas micropartículas no sedimento associada aos ambientes de menor correnteza ao longo do trecho amostrado. Este estudo pode auxiliar o município de Sorocaba fornecendo dados para aprimorar o sistema de gestão de resíduos sólidos local e, conseqüentemente, reduzir a entrada desses poluentes no rio Sorocaba.

Introdução

Materiais plásticos de diferentes tamanhos podem estar suspensos na água ou depositados nos sedimentos dos rios (BARNES et al., 2009). Quando presentes nesses ambientes, uma série de fatores podem facilitar a sua deposição nas camadas de sedimento, como o fluxo d'água lântico e a presença de algumas plantas aquáticas, que permitem que as partículas fiquem retidas por mais tempo no substrato (BROWNE et al., 2011; BARBOSA, 2018). Estas partículas tendem a se depositar com mais frequência nas regiões bentônicas e margens com maior quantidade de matéria orgânica (CHUBARENKO et al., 2016).

Nos últimos anos, tem-se constatado um número cada vez maior de ecossistemas com a presença de microplástico (BEIBEI et al., 2020). Por mais que a maior parte dos estudos esteja concentrada no ambiente marinho, é sabido que o ambiente dulcícola também é afetado (OLIVEIRA; CORRÊA; SMITH, 2020; URBANSKI et al., 2020). Portanto, é de extrema importância ampliar as pesquisas com esse tipo de poluição em rios, riachos e lagos. O sedimento é um compartimento importante a ser avaliado, já que as partículas tendem a se depositar no fundo e diversos organismos usam o sedimento para forrageamento, o que impacta diretamente toda a cadeia trófica (BERGMANN; GUTOW; KLAGES, 2015). Além disso, a região bentônica serve de abrigo e local de reprodução para muitas espécies de invertebrados e vertebrados, o que pode comprometer tais funções.

Um agravante envolvendo essas micropartículas refere-se a sua capacidade de sorver diversos poluentes na matriz polimérica, como por exemplo os POPs (Poluentes Orgânicos Persistentes). Essa propriedade faz com que o microplástico se comporte como vetor químico de compostos altamente tóxicos, já que pode transportar essas substâncias ao longo de ecossistemas e por diferentes compartimentos, incluindo os sedimentos (SAKAN; OSTOJIC; DORDEVIC, 2017). A biota aquática ao entrar em contato com as micropartículas pode ser contaminada com tais toxinas, que são distribuídas através da cadeia trófica (OLIVEIRA; CORRÊA; SMITH, 2020). Como exemplo, pode ser citado o bisfenol-A, que ao chegar à biota aquática através das partículas plásticas, causa diversos desequilíbrios fisiológicos nos animais (MOREIRA, 2020), afetando a produção hormonal e inibindo diversas enzimas (RODRIGUES; DUARTE; SANTOS-ECHEANDÍA, 2019). Além disso, pode ocorrer a biomagnificação, e o homem pode ser afetado nesse ciclo já que está inserido no topo da cadeia trófica (DERRAIK, 2002; TEUTEN et al., 2009; GREGORY, 2009; SETALA; FLEMING-LEHTINEN; LEHTINEN, 2014).

Pesquisas avaliando os sedimentos de rios e lagos são importantes para se mensurar o grau de impacto causado pelo microplástico (PENG et al., 2018), e assim subsidiar medidas para amenizar e solucionar o problema existente, sendo que os rios urbanos como o rio Sorocaba, por exemplo, estão muito sujeitos à poluição por plástico e podem ter seu sedimento como local de deposição.

O microplástico e o sedimento de rios: estado da arte das pesquisas

É sabido que os ecossistemas de água doce são canais de entrada para poluentes no ambiente marinho, no entanto, esse não pode ser considerado o único propósito para que os microplásticos sejam estudados em água doce. Em relação aos sedimentos, os mesmos podem fornecer uma ampla gama de dados para a quantificação dos microplásticos, sua distribuição e efeitos. Esses poluentes apresentam grande variabilidade, seja pelo polímero constituinte, seu tamanho, formato e cor.

Blair et al. (2019) encontraram microplásticos em um rio urbano da Escócia, e estes autores concluíram que as partículas plásticas estavam sendo distribuídas por fontes difusas de poluição. Concentrações de microplásticos já foram encontradas em diversos

lugares ao redor do mundo, porém, a China foi o país onde foram encontradas as maiores concentrações até o ano de 2017, em lagos e rios. Os estudos sobre sedimentos especificamente em rios ainda podem ser considerados escassos, sendo que a grande maioria ainda contempla o ambiente estuarino e costeiros.

O sedimento do rio Sorocaba: um estudo de caso

O rio Sorocaba é um importante rio urbano do estado de São Paulo (Brasil), principal afluente da margem esquerda do rio Tietê, e é para a grande maioria dos municípios que compõe a sua bacia o mais importante manancial. Além disso, é provedor de energia elétrica mesmo que em pequena escala, além de ser importante para a pesca, o turismo, os esportes náuticos e como recurso paisagístico. Tem sido despoluído ao longo dos últimos 25 anos por meio de diversas ações do poder público, mas também é alvo de pesquisas, por intermédio de diversos grupos de pesquisa de inúmeras universidades e institutos de pesquisas. Estes estudos, além de permitirem conhecer sobre a qualidade de suas águas, o seu sedimento também é um importante meio de avaliação de suas condições ambientais.

He et al. (2020) determinaram que a distribuição e presença do microplástico pode ser causada pela velocidade de fluxo da água. O rio Sorocaba apresenta potencial para esse estudo por suas diversas características ambientais, pois apresenta, mesmo em seu trecho estritamente urbano, ambientes de maior e menor velocidade da água, águas mais e menos profundas e diferentes tipos de condições marginais. Todas essas características irão influenciar na deposição de partículas plásticas nos sedimentos.

Na bacia do rio Sorocaba, já foi constatado que se encontra poluído por microplásticos (OLIVEIRA; CORRÊA; SMITH, 2020), tendo sido encontrado no conteúdo estomacal de peixes coletados em seu trecho urbano, inclusive espécies que se alimentam de sedimento, como por exemplo o caborja (*Hoplosternum littorale*).

De acordo com o exposto, o presente capítulo tem como objetivo discutir a presença de microplásticos no sedimento do rio Sorocaba, em seu trecho urbano, para que se possa conhecer o estado do rio em relação a esse poluente, sendo que ainda são escassos os estudos sobre microplásticos em sedimento de ecossistemas aquáticos de água doce.

Área de estudo

A bacia do rio Sorocaba possui uma área de 5 mil km² abrangendo 18 municípios. O rio Sorocaba, o principal da bacia, é formado pelos rios Sorocamirim, Sorocabuçu e Una, e seus principais afluentes são os rios Tatuí, Sarapuí, Pirajú e Ipanema (SMITH; SILVA; BIAGIONI, 2019). Dos municípios que possuem afluentes do rio Sorocaba, somente sete contêm algum sistema de tratamento de efluentes domésticos.

Visando estudar os microplásticos, a coleta de sedimentos foi realizada no rio Sorocaba nos meses de julho, agosto e setembro de 2019. As amostragens foram feitas em seis pontos ao longo do trecho que corta o município de Sorocaba (Fig. 4.1).

Metodologia

Para a coleta do sedimento, foi utilizada uma draga de Petersen. Esta técnica permite que a amostra seja retirada em grande quantidade (CRAWFORD; QUINN, 2017). O material coletado foi armazenado em sacos plásticos com a identificação de cada ponto e data da amostragem. Todo o material coletado foi transportado para o Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional de Ecossistemas da Universidade Paulista - UNIP, *campus* Sorocaba.

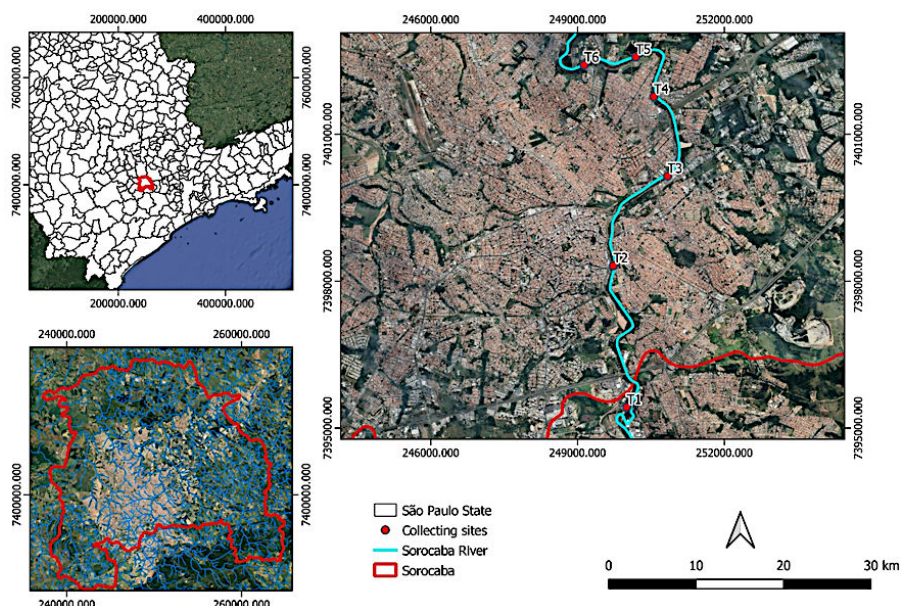


Figura 4.1. Localização geográfica dos trechos de coleta no rio Sorocaba. Autor: Lúcio A.S. Pinheiro.

No laboratório, o sedimento fresco foi fracionado em porções de 5 kg, e passou por um processo de lavagem tendo como base a técnica de elutrição. O sedimento foi lavado somente com água destilada, visando separar a matéria mais pesada da mais leve (CLAESSENS et al., 2013). Na sequência, foram utilizadas peneiras de aço com malhas 14 (1,18 mm), 16 (1 mm) e malha 20 (850 µm), esse processo foi repetido nos sedimentos de todos os pontos, com pequenas porções de sedimento por vez, facilitando a visualização para que as partículas pudessem ser coletadas diretamente das peneiras.

Todas as partículas plásticas foram analisadas em microscópio estereoscópico binocular e mensurados com uma escala de 5x5 mm e consideradas microplásticos aquelas com tamanho entre 1 mm a 5 mm (KLEIN; ROTHWELL; KNEPERT, 2015). Após a análise dos fragmentos plásticos, foi realizado um levantamento da quantidade, morfologia e cor dos microplásticos encontrados nos sedimentos fracionados.

Resultados

Foram analisadas dezoito amostras e 90 kg de sedimento. Ao todo, foram encontradas 223 micropartículas plásticas. Considerando os trechos estudados, o local de maior concentração microplástica foi o ponto SO-03 representando 32% do total das micropartículas encontradas, seguido pelos pontos SO-04 e SO-05, representando 25% e 25% respectivamente (Fig. 4.2). Em todos os pontos amostrados foram encontrados microplásticos, sendo que os seis trechos amostrados possuem características ambientais distintas.

Em relação ao tamanho, os diâmetros de 1 mm e 3 mm apresentaram maior frequência, representando 31% para o tamanho de 1 mm e 24% para o tamanho de 3 mm. As micropartículas de 2 mm, 4 mm e 5 mm apresentaram menor frequência totalizando 17%, 15% e 13% respectivamente (Fig. 4.3). Entre as cores foram encontradas, vermelho (2%), amarelo (2%), verde (3%) e incolor (4%), sendo as cores brancas e azuis (53% e 36%) as mais frequentes (Fig. 4.4). Alguns exemplos dos microplásticos encontrados são apresentados na Fig. 4.5.

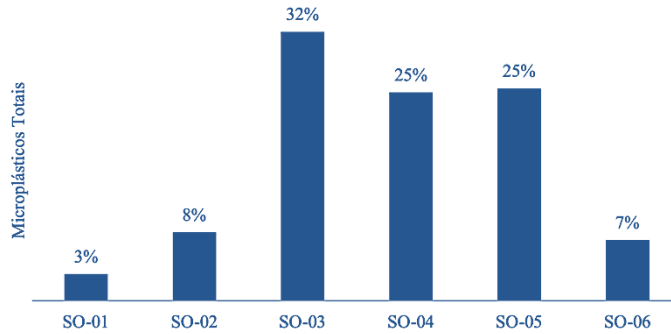


Figura 4.2. Percentual total de poluição por microplástico no rio Sorocaba.

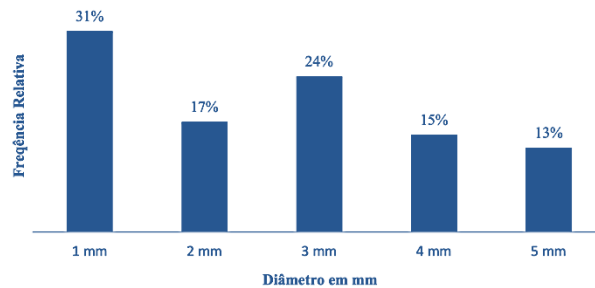


Figura 4.3. Frequência dos microplásticos com diâmetro entre 1mm e 5mm amostrados no sedimento do rio estudado.

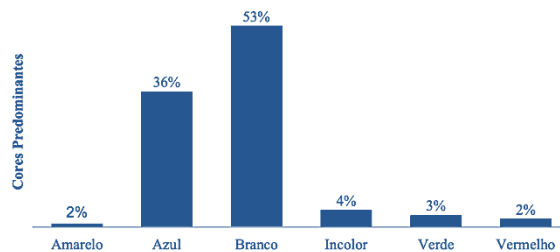


Figura 4.4. Cores mais frequentes nos microplásticos amostrados no sedimento do rio estudado.

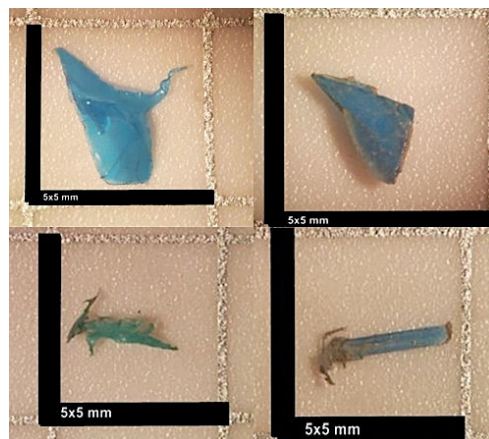


Figura 4.5. Alguns exemplos de microplásticos encontrados em amostras do sedimento do rio estudado.

Discussão

Ao longo da execução desse trabalho foram inventariados 12 artigos que tratam do tema microplásticos em sedimentos, porém, até o momento não foram publicados trabalhos que relatem sua presença em sedimentos dos rios da bacia do Paraná. Os trabalhos publicados no Brasil tratam de levantamentos relacionados aos ambientes estuarinos ou estritamente marinhos, o que torna ainda mais relevante este capítulo, que demonstra a presença desse poluente em sedimento de rio no estado de São Paulo. O estudo de caso apresentado mostra a presença de micropartículas plásticas em todas as amostras dos trechos do rio estudado. Este fato, é corroborado por Peng et al. (2018) em um estudo feito na China, por Vianello et al. (2013) em um lago na Itália e Browne et al. (2011) na Irlanda, que afirmam que rios urbanos, como o rio Sorocaba, têm uma maior tendência a conter a presença de microplásticos.

He et al. (2020) constataram que dependendo do uso do solo (residencial, residencial e agrícola, residencial e outro tipo de uso, terra natural, misto ou comercial) há mais influência no tipo do microplástico do que em sua concentração, devido às condições hidrológicas do rio e ao lançamento dos plásticos no ambiente. Hübner et al. (2021) reforça essa afirmação, assim como Hurley; Woodward, Rothwell (2018), que apontaram que alto fluxo, correnteza e descargas podem resultar em concentrações mais baixas de microplásticos em sedimentos de rios.

Baptista Neto et al. (2019) encontraram no sedimento dos rios da Baía de Vitória, fibras e materiais plásticos menos propensos à flutuação, sendo as fibras normalmente encontradas em ambientes bentônicos (CLAESSENS et al., 2011). Esse pode ser considerado o caso das partículas encontradas no rio Sorocaba, sendo que os microplásticos produzidos por fragmentação de partes maiores de plástico são, geralmente, menos frequentemente encontrados em sedimentos e nos locais com maior correnteza. Esse é o caso do trecho do rio Sorocaba (ponto SO-01), onde foi obtido a menor frequência de microplástico, e possui a maior correnteza comparando os pontos estudados. Apesar de ter sido verificado a presença de diversos resíduos plásticos em suas rochas e nas suas margens, a degradação mecânica com efeitos abrasivos, acarretado pela correnteza e agitação da água, torna-se um grande potencial para a transformação dos microplásticos encontrados nesse trecho, transportando esses resíduos para os trechos a jusante que possuem menor correnteza e maior possibilidade de sedimentação. Os pontos SO-02 a SO-06 apresentaram a maior incidência de microplásticos, sendo trechos com baixo hidrodinamismo, mais lento, com inúmeros remansos, o que facilita o processo de deposição, resultando na maior quantidade de micropartículas encontradas.

As concentrações de microplástico não são distribuídas de forma homogênea e podem diminuir ao longo de um curso do rio (HÜBNER et al., 2021). De acordo com esses mesmos autores, seguindo o curso longitudinal dos rios, torna-se evidente que deve haver algum tipo de sumidouro, pois a quantidade de microplástico transportado não aumenta proporcionalmente ao longo do rio e pode mudar consideravelmente ao longo do tempo (MANI; BURKHARDT-HOLM, 2020). Barragens e represas podem estar entre os potenciais sumidouros de microplástico flutuante (WATKINS et al. 2019). Além disso, esses autores fornecem uma primeira indicação de aumento da sedimentação de microplástico causada por reservatórios, o que pode ser extrapolada para os trechos remansosos dos rios.

Mesmo que a origem dos microplásticos encontrados seja de difícil verificação, estas podem ser de fontes primárias, como de microesferas de produtos cosméticos, polímeros usados em têxteis sintéticos ou de depuradores usados para limpeza (HORTON et al., 2017) e de fontes secundárias, através da decomposição de garrafas e embalagens por meio de abrasão física, fotodegradação, hidrólise e biodegradação (BROWNE et al., 2011). De acordo com as características dos fragmentos analisados aqui, podemos afirmar que a

origem é conhecida e deve-se ao descarte inadequado dos plásticos no ambiente pela população, a deficiente coleta seletiva e a falta de políticas públicas. Apesar do rio Sorocaba, em seu trecho urbano do município, encontrar-se em bom estado de conservação (SMITH; BIAGIONI; BARRELA, 2014), quando considerada a qualidade da água, ainda há muita interferência antrópica que afeta o rio diretamente, sendo os plásticos descartados de forma incorreta um dos principais desafios que a cidade enfrenta, problema este que é encontrado em todo o mundo.

Conclusão

Os trabalhos que incluem microplásticos em sedimentos de ecossistemas de água doce ainda podem ser considerados incipientes, especialmente no Brasil. Portanto, dada a complexidade da natureza do sedimento e dos microplásticos, e sua grande interação com a biota, iniciativas de pesquisa global e interdisciplinar são necessárias para lidar com as preocupações emergentes dessa temática, visando ampliar o conhecimento científico, para assim, subsidiar ações de mitigação e controle desse tipo de poluição.

Referências

BARBOSA, P. S. **Ingestão de partículas de plástico pelo pacu-curupeté *Tometesk ranponhah* (Serrasalimidae), peixe endêmico do rio Xingu, Brasil**. 2018. 49.f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca) – Universidade Federal do Pará, Belém/PA, 2018.

BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M (Eds.). **Marine anthropogenic litter**. Cham: Springer Open, 2015. 447 p.

BLAIR, R.M. et al. Microscopy and elemental analysis characterization of microplastics in sediment of a freshwater urban river in Scotland, UK. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 12, p. 12491-12504, 2019.

BROWNE, M.A. et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. **Environ. Sci. Technol.**, v. 45, p. 9175-9179, 2011.

CHUBARENKO, I. et al. On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 108, n. 1-2, p. 105-112, 2016.

CLAESSENS, M. et al. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. **Marine Pollution Bulletin**, v. 70, n. 1-2, p. 227-233, 2013.

CRAWFORD, C.B.; QUINN, B. **Microplastic pollutants**. Amsterdam: Elsevier, 2017.

DERRAIK, J. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 9, p. 842-852, 2002.

GREGORY, M. Environmental implications of plastic debris in marine settings—entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 364, n. 1526, p. 2013-2025, 2009.

HE, B. et al. Abundance, distribution patterns, and identification of microplastics in Brisbane River sediments, Australia. **Science of the Total Environment**, v. 700, p. 134467, 2020.

HORTON, A.A. et al. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 127-141, 2017.

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

KLEIN, S.; WORCH, E.; KNEPPER, T. P. Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-Main Area in Germany. **Environ. Sci. Technol.**, v. 49, n. 10, p. 6070-6076, 2015.

MADELEINE, K. et al. Microplastic concentrations at the water surface are reduced by decreasing flow velocities caused by a reservoir. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 194, n. 1, p. 49-56, 2020.

MANI, T.; BURKHARDT-HOLM, P. Seasonal microplastic variation in nival and pluvial stretches of the Rhine River: from the Swiss catchment towards the North Sea. **The Science of the Total Environment**, v. 707, p. 135579, 2020.

MOREIRA, A.C.C. **Microplásticos: impacto ambiental de polímeros fotodegradados**. 2020. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2020.

NETO, J.A.B. et al. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 169, p. 247-253, 2019.

OLIVEIRA, C.W.D.S.; CORRÊA, C.D.S.; SMITH, W.S. Ecologia alimentar e presença de microplástico no conteúdo estomacal de peixes neotropicais em um rio urbano da bacia do alto rio Paraná. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 4, p. e2551, 2020.

PENG, G. et al. Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: a case study of risk assessment in mega-cities. **Environmental Pollution**, v. 234, p. 448-456, 2018.

RODRIGUES, J.P.; DUARTE, A.C.; SANTOS-ECHEANDÍA, J. Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: a critical overview. **TrAC. Trends in Analytical Chemistry**, v. 111, p. 252-260, 2019.

SAKAN, S.; OSTOJIC, B.; DORDEVIC, D. Persistent organic pollutants (POPs) in sediments from river and artificial lakes in Serbia. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 180, p. 91-100, 2017.

SETALA, O; FLEMING-LEHTINEN, V; LEHTINIEMI, M. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 77-83, 2014.

SMITH, W.S.; BIAGIONI, R.C.; BARRELA, W. Ictiofauna do Município de Sorocaba. In: SMITH, W.S.; MOTA JUNIOR, V.D.; CARVALHO, J. L. (Orgs.). **Biodiversidade do Município de Sorocaba**. Sorocaba: Prefeitura Municipal de Sorocaba-Secretaria do Meio Ambiente, 2014. p. 158-172.

SMITH, W.S., SILVA, F.L., BIAGIONI, R.C. Desassoreamento de rios: quando o poder público ignora as causas, a biodiversidade e a ciência. **Ambiente & Sociedade**, v. 22, p. e00571, 2019.

TEUTEN, E.L. et al. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 364, n. 1526, p. 2027-2045, 2009.

VIANELLO, A. et al. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: first observations on occurrence, spatial patterns and identification. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 130, p. 54-61, 2013.

WATKINS, L. et al. The effect of dams on river transport of microplastic pollution. **The Science of the Total Environment**, v. 664, p. 834-840, 2019.

CAPÍTULO 5

Peixe e plástico em ecossistemas de água doce: contribuição da ciência brasileira e pesquisas futuras

Welber Senteio Smith^{1,2,3,4}, Talita Rolim de Freitas Lima¹, Nathalia Stephanie Bertolino Castelo¹, Daiane Elen Cavallari^{1,3}, Lúcio Antônio Stefani Pinheiro^{1,3}, Thais Aparecida Soinski^{1,4}, Marta Severino Stefani^{1,4}, Jessica da Silva Oliveira^{1,3} & Fabio Leandro da Silva⁵

1- Universidade Paulista, Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional de Ecossistemas, Av. Independência, 752, Iporanga, 18103-000, Sorocaba, SP, Brasil.

2- Universidade Paulista, Programa de Pós-Graduação em Patologia Ambiental e Experimental, Rua Doutor Bacelar, 1212, 04026-002, São Paulo, SP, Brasil.

3- Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Pesca, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, SP - Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios - Instituto de Pesca - PPGIP, Avenida Conselheiro Rodrigues Alves, 1252, 04014-002, Vila Mariana - São Paulo, SP, Brasil

4- Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais – CRHEA, Universidade de São Paulo – USP, Rodovia Domingos Innocentini, Km 13, CEP 13560-970, Itirapina, SP, Brasil

5- Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, Rodovia Washington Luiz, km 235, CEP: 13565-905, São Carlos, SP, Brasil

Resumo

O consenso entre os cientistas de que o descarte incorreto dos plásticos acarreta diversos prejuízos aos ecossistemas aquáticos, impactando sua biodiversidade trouxe uma corrida a pesquisas para descrever e entender os processos e as consequências destes. O microplástico e nanoplástico chegam aos peixes por meio da respiração, ingestão direta, ou pela ingestão de zooplâncton e de outros organismos. Inicialmente, o foco das pesquisas abordava os ecossistemas marinhos, mas recentemente ampliaram-se as pesquisas com rios, riachos, lagos e reservatórios, já que o ponto inicial de grande parte desse resíduo antropogênico vem dos ecossistemas de água doce. Mesmo com o aumento recente das pesquisas nesses ambientes, o conhecimento sobre as consequências que acarretam ao ecossistema e a comunidade íctica ainda são incipientes. O presente capítulo teve como objetivo realizar uma revisão bibliográfica com foco nas pesquisas com microplásticos na ictiofauna de rios, lagos e riachos, ressaltando os tipos de ambientes mais estudados, as temáticas, os tipos de plásticos e principais impactos relatados. Para esta revisão foi considerado os artigos publicados no período entre em 2010 e 2021, utilizando os principais sistemas de busca voltados para pesquisa científica seguindo critérios pré-estabelecidos. De um total de 144 publicações, somente 16 artigos (11%) foram incluídos, já que atenderam aos critérios de inclusão da revisão, dentre os quais oito (5,5%) foram realizadas no Brasil, destes, 3 foram na Bacia Amazônica, 3 na Bacia do Paraná, 1 na Bacia do São Francisco e 1 na Bacia do Uruguai, compreendendo 4 estudos realizados em rios e 4 em riachos. A maioria dos estudos avaliou o trato gastrointestinal, havendo a necessidade de pesquisas voltadas para análise do arco branquial da ictiofauna. Além disso, deve ser ressaltado o pequeno número de publicações tanto em escala mundial como no Brasil, e a ausência de trabalhos nas Bacias do Parnaíba, Tocantins e Paraguai. Dada a crescente necessidade de fazer avaliações comparativas para identificar tendências regionais, nacionais e globais na distribuição de nano e microplásticos nos ecossistemas de água doce e na ictiofauna, isso se torna um grande desafio, pois, embora muitos estudos utilizem técnicas amplamente aceitas e semelhantes, ainda não existe um protocolo padronizado e as pesquisas são restritas a verificar a presença e não estabelece relações com as concentrações ou com os habitats mais susceptíveis, ou gradientes longitudinais ou verticais ao longo de rios e lagos.

Introdução

A problemática do plástico é um consenso mundial e muito se tem discutido e pesquisado a respeito (EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015, ORY et al., 2017, LEHTINIEMI et al., 2018, ATUGODA et al., 2021). A crescente demanda por pesquisas e a atenção dada por cientistas, indica a real importância de se conhecer as consequências para os ecossistemas e para a biota aquática, sobre a presença dos microplásticos. Em relação aos peixes, as pesquisas com microplásticos têm sido feitas abordando aspectos ecológicos, fisiológicos e ecotoxicológicos (ROCHMAN et al., 2013, AZEVEDO-SANTOS et al., 2019, RIOS-FUSTER et al., 2021).

As pesquisas sobre a poluição por plástico ganhou grande atenção primeiramente nos ambientes marinhos, entretanto, estudos na última década apontam que estes materiais que chegam ao oceano, são transportados pelos ecossistemas de água doce (EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015, LEBRETON et al., 2017, SCHMIDT; KRAUTH; WAGNER, 2017) e mesmo com a necessidade de mais pesquisas abordando os efeitos que os plásticos podem ocasionar nos ecossistemas dulcícolas, já há evidências que eles são os mais suscetíveis aos danos, devido ao acúmulo, e as consequências que este pode gerar para a biota (LI; LIU; CHEN, 2018). Os rios e riachos constituem os ecossistemas mais ameaçados do planeta, devido a uma gama de impactos, que além de desestabilizar seu funcionamento, comprometem a biodiversidade nele presente (FREDERICO, 2018). Sendo assim, a poluição por plástico, soma-se a estas perturbações, e traz grande preocupação para a comunidade científica (LUO et al., 2019).

A cada ano a ictiofauna dos rios e riachos é submetida a cada vez mais micropartículas plásticas e seus efeitos ainda são pouco conhecidos (KOSUTH; MASON; WATTENBERG, 2018), mas algumas afirmações já podem ser feitas. Os estudos mostram que os peixes, por serem mais susceptíveis a acumular microplásticos por longos períodos no sistema digestório, podem ter bloqueios do trato digestório, perda de paladar, desnutrição e acarretar a morte desses indivíduos. Além disso, a toxicidade presente nesses polímeros pode ser transferida através da cadeia trófica e a bioacumulação, acarreta consequências aos peixes, inclusive aos seres humanos, após consumi-los (WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013, FARRELL; NELSON, 2013, ADEOGUN et al., 2020). Suspeita-se da possibilidade das micropartículas chegarem ao sistema circulatório e atingir parte dos tecidos e órgãos internos, como o fígado, ocasionando inflamações, e também ao saco vitelínico prejudicando o desenvolvimento dos alevinos (ATUGODA et al., 2022, KUSMIEREK, POPIOŁEK et al., 2020).

A ingestão de partículas plásticas pelos peixes de água doce, e os componentes químicos existentes nesses polímeros liberados no meio aquático, podem interferir negativamente em toda cadeia trófica (WAGNER et al., 2014). Estudos em escala global apresentam dados sobre o aumento da quantidade de microplásticos ingeridos pela ictiofauna de diversas espécies, inclusive de importância comercial, incluindo herbívoros, onívoros e carnívoros (JABEEN et al., 2017, SILVA-CAVALCANTI et al., 2017, ANDRADE et al., 2019, HUBNER et al., 2020). As pesquisas com peixes de água doce mesmo que escassas e incipientes no Brasil, detectaram a presença de micropartículas em peixes de diversas guildas tróficas (SILVA-CAVALCANTI et al., 2017, BLETTLER et al., 2019, GARCIA et al., 2020, OLIVEIRA; CORRÊA; SMITH, 2020, URBANSKI et al., 2020, FERRARI; HEPP, 2021). A ingestão das partículas de microplásticos pode ocorrer de forma involuntária, estando dentro ou aderidas na presa, ou de forma intencional quando são confundidas com um possível alimento (CARSON, 2013, JOVANOVIĆ, 2017). Estudos com enfoque no conteúdo estomacal, brânquias e intestino e a frequência que ocorre a ingestão são os mais realizados, e pode nos fornecer dados importantes sobre o grau de poluição aquática (DERRAIK, 2002).

Estudos indicam que os peixes que habitam rios e riachos, em áreas urbanizadas, estão mais expostos a ingestão dessas micropartículas. Dados que colaboram com essas estatísticas estão intimamente ligados à proximidade dos corpos hídricos a densidade populacional, centros urbanos e efluentes domésticos (MOORE; LATTIN; ZELLERS, 2011, SILVA-CAVALCANTI, 2017). Os estudos avaliaram a dieta alimentar e o tecido branquial desses peixes, locais onde geralmente ocorre a contaminação por partículas plásticas, além de colaborar para a associação da quantidade de plásticos presentes nos cursos hídricos e contextualizar a poluição nesses locais (OLIVEIRA; CORRÊA; SMITH, 2020, ATUGODA et al., 2021, LIMA et al., 2021).

Embora com um progresso significativo nos últimos anos, as pesquisas começaram há aproximadamente sete anos (Fig. 5.1), marcando o início das pesquisas em águas doces. No entanto, o assunto ganhou impulso há menos de dois anos. Frente ao exposto, neste capítulo foi conduzida uma revisão sistemática da literatura visando à obtenção de um panorama dos estudos que investigam microplásticos em peixes de água doce, tanto ao nível global como nacional. Para tanto, elencou-se os primeiros estudos envolvendo microplásticos e peixes no Brasil, o número de publicações ao nível mundial, os ecossistemas de águas doces mais estudados, as principais temáticas avaliadas, as tipologias de microplástico mais avaliadas e os principais impactos para a ictiofauna. Ao final, são apresentadas perspectivas futuras acerca da temática.

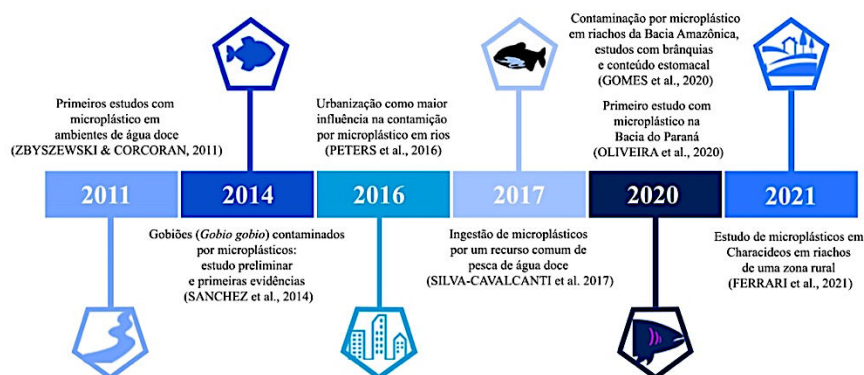


Figura 5.1. Linha do tempo que representa avanços significativos na pesquisa sobre plástico e peixes no mundo e Brasil.

Revisão da literatura e coleção de dados

As informações apresentadas neste capítulo foram obtidas por meio de revisão bibliográfica, sendo considerados os artigos publicados nos últimos 10 anos (2010 a 2021), além daqueles que são considerados importantes na literatura para o tema abordado. A pesquisa foi realizada utilizando as seguintes palavras-chave: “*plastic contamination*”, “*ingestion*” e “*river pollution*”. As buscas ocorreram nas seguintes bases de dados: Web of Science, Scielo, Google Acadêmico e Scopus. Para verificação e monitoramento dos artigos foi utilizado o programa Start 3.0.3, que permite uma triagem inicial das publicações encontradas nas bases de dados, seguindo critérios de inclusão do protocolo. Os critérios de inclusão foram: (i) ser estudo primário, (ii) artigos *peer-reviewed*, e (iii) artigos redigidos em inglês, português ou espanhol. Por outro lado, os critérios de exclusão foram: (i) revisões da literatura, (ii) literatura cinzenta, (iii) artigos duplicados e (iv) artigos redigidos em outros idiomas que não os selecionados.

Foram analisados aspectos principalmente relacionados à ingestão de partículas plásticas pela comunidade de peixes de sistemas de água doce, análise de sedimentos e

colunas d'água, presença e composição das partículas e micropartículas de plástico. Ao todo foram inventariados 144 artigos, porém somente 16 artigos (11%) foram incluídos, já que atenderam ao escopo e critérios da revisão (Tab. 5.1). A Fig. 5.2 ilustra a quantidade de artigos publicados por ano no mundo e no Brasil. É possível observar o crescente aumento nos dois últimos anos. As publicações foram de vários continentes e países, indicando em destaque o Brasil, abordando peixes em ecossistemas aquáticos de água doce (Fig. 5.3). São 8 as publicações (53,33%) relacionadas a rios e riachos do Brasil: 3 na bacia Amazônica, 3 na bacia do Paraná, 1 na bacia do São Francisco e 1 na bacia do Uruguai. Deve ser ressaltada a ausência de trabalhos nas bacias do Parnaíba, Tocantins e Paraguai. A Fig. 5.4 ilustra a localização das publicações de acordo com a bacia.

Tabela 5.1. Características gerais dos estudos em água doce os principais resultados encontrados.

Ambiente	País	Tipo de estudo	Principais resultados	Referências
Rio	França	Análise de conteúdo estomacal	Primeira evidência da ingestão de microplásticos por peixes de água doce	Sanchez; Bender; Porcher (2014)
Lago	EUA	Estudo da ingestão de microplástico	45% dos indivíduos analisados apresentaram microplástico	Peters; Bratton (2016)
Rio	Brasil	Avaliação da ingestão de microplástico	83% dos peixes analisados apresentavam detritos plásticos no intestino	Silva-Cavalcanti et al. (2017)
Rio	Brasil	Análise de conteúdo estomacal	172 indivíduos de 16 espécies, pertencentes a diferentes guildas tróficas, apresentaram microplástico no conteúdo estomacal, possivelmente proveniente de redes de pesca	Andrade et al. (2019)
Reservatório	México	Investigação de microplástico em <i>Oreochromis niloticus</i>	Presença de microplástico em peixes de uma região altamente contaminada	Martinez-Tavera et al. (2021)
Rio	Coreia do Sul	Distribuição de microplástico no Rio Han e seus afluentes e nos peixes	A concentração de microplástico nas espécies avaliadas está relacionada ao habitat do que ao hábito. Os tipos mais comuns são o polietileno, silicone e poliestireno	Park et al. (2020)
Riacho	Brasil	Avaliação da frequência de diferentes tamanhos e formas de resíduos plásticos no trato digestivo e nas brânquias de peixes de riachos da Amazônia brasileira	Presença de microplástico no trato gastrointestinal e brânquias dos peixes e certas espécies são mais ou menos susceptíveis a assimilação	Souza et al. (2020)
Riachos	Brasil	Análise de conteúdo estomacal e brânquias	Maioria dos peixes analisados continham microplástico. Partículas menores adere mais facilmente às brânquias.	Ribeiro-Brasil et al. (2020)
Rio	Brasil	Caracterização da dieta dos peixes investigando a ocorrência de microplástico	foram analisados 220 indivíduos pertencentes a 14 espécies, em 2% dos indivíduos (3 espécies) foi observado microplástico no conteúdo estomacal, essas espécies são classificadas como onívoras.	Oliveira; Corrêa; Smith (2020)
Rio	Egito	Análise de conteúdo estomacal	Maioria dos peixes analisados continham microplástico. O tipo de MP mais abundante foram as fibras.	Khan et al. (2020)
Reservatório	Tailândia	Análise de conteúdo estomacal	Em 96,4% dos estômagos foram encontrados microplásticos	Kasamesiri et al. (2021)
Rio	Brasil	Análise de conteúdo estomacal	71,88% dos indivíduos de <i>Prochilodus lineatus</i> , apresentaram microplástico	Urbanski et al. (2020)
Riachos	Brasil	Análise de conteúdo estomacal	Em 37% dos estômagos foram encontrados microplásticos, sendo a maioria de hábito onívoro, e a maior ocorrência nas áreas urbanizadas.	Garcia et al. (2020)
Riachos	Brasil	Análise de conteúdo estomacal	Em 72% do conteúdo estomacal analisado apresentaram microplástico	Ferrari; Hepp (2021)
Rio	China	Análise de conteúdo estomacal e brânquias	Foram encontrados microplásticos em 43,4% dos tratos gastrointestinais e em 25% das brânquias	Sun et al. (2021)

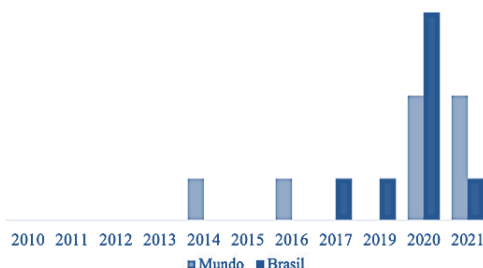


Figura 5.2. Número de publicações no mundo e no Brasil entre os anos de 2010 a 2021.

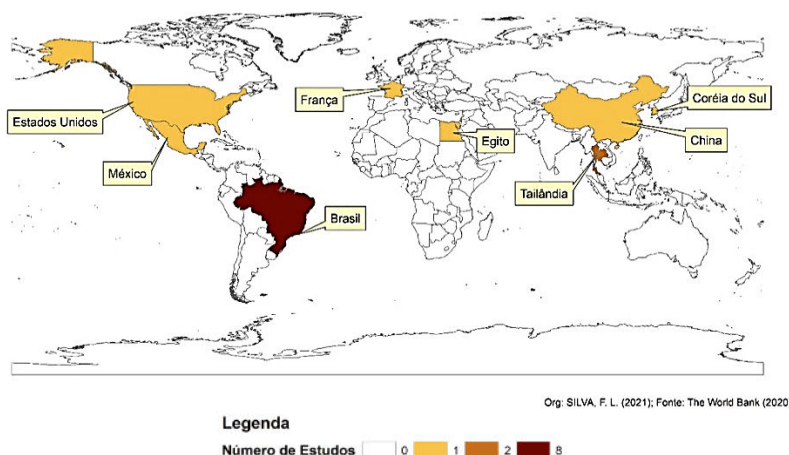


Figura 5.3. Números de publicações por país entre os anos de 2010 a 2021.

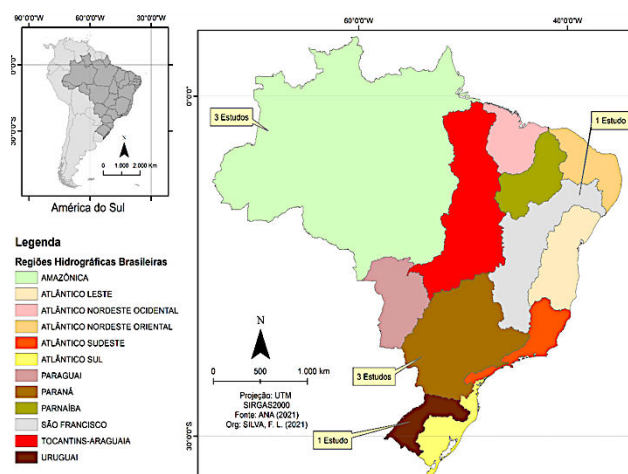


Figura 5.4. Número de publicações por bacia hidrográfica no Brasil entre os anos de 2010 a 2021.

Ecossistemas aquáticos de água doces mais estudados

Os rios se destacam como principal recurso hídrico que compõe as bacias hidrográficas, devido à biodiversidade que abriga, e a conexão com rios tributários de menor ordem, além de estarem conectados a riachos, várzeas e lagos, e possuírem valor econômico e social. Quando inseridos nas grandes cidades recebem influência direta dos efeitos da antropização, como perda de vegetação ripária, assoreamento e erosão, além do barramento de seu curso, despejo de efluentes domésticos e industriais, descarte de lixo, principalmente plásticos (SMITH; SILVA; BIAGIONI, 2019). Diante disto, muitos dos estudos publicados sob a temática microplástico são realizados em rios urbanos, ambientes que mais sofrem com os impactos deste resíduo (HÜBNER; MICHLER-KOZMA; GABEL, 2020), mas isso não descarta a presença de resíduos plásticos em ecossistemas aquáticos em áreas rurais ou mais conservadas.

Dos 16 estudos obtidos neste levantamento, os rios tem um total de 62,5% (n=10) dos trabalhos realizados, enquanto que os riachos 25% (n=4) e lagos e reservatórios 12,5% (n=2) (Fig. 5.5). Os rios Michigan nos EUA, rio Amarelo na China, rio Chi na Tailândia, são alguns dos exemplos de ecossistemas de água doce que foram estudados considerando a

temática representando outros continentes e países. Em relação ao Brasil, obtivemos estudos em trechos do Rio Amazonas, Rio dos Sinos, Rio Tietê e Rio Sorocaba.

O Brasil possui 8 das 16 publicações selecionadas, onde 4 pesquisas foram desenvolvidas em rios e 4 em riachos, o que demonstra o destaque do país nas pesquisas com microplástico e peixes em ecossistemas de água doce. Os estudos de riachos foram desenvolvidos no Pará (RIBEIRO-BRASIL et al., 2020, SOUSA et al., 2020), no Paraná (GARCIA et al., 2020) e no Rio Grande do Sul (FERRARI; HEPP, 2021). Os estudos em rios foram desenvolvidos em sua maioria no estado de São Paulo, onde as pesquisas foram desenvolvidas nos rios Tietê, Peixe e Sorocaba (OLIVEIRA; CORRÊA, SMITH, 2020, URBANSKI et al., 2020), no baixo Xingu, Amazonas (ANDRADE et al., 2019) e no rio Pajeú em Pernambuco (SILVA-CAVALCANTI et al., 2017).

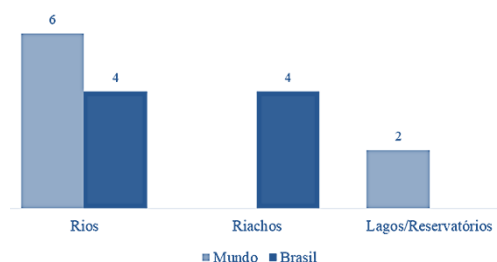


Figura 5.5. Número de publicações mundiais e no Brasil entre os anos de 2010 a 2021, de acordo com o ecossistema estudado.

Principais temáticas estudadas em peixes de água doce

O estudo de partículas plásticas em peixes no ambiente natural ocorre em maior número no sistema digestório (Fig. 5.6), onde ocorre com maior frequência a contaminação direta pela ingestão dos polímeros plásticos e/ou contaminação vertical ocasionada pela teia trófica. Além disso, a análise no sistema digestório possibilita entender a fisiologia dessa contaminação, como seu efeito pode afetar órgãos desse sistema e como influência na manutenção nutricional dos indivíduos (CORRÊA; SMITH, 2019, OLIVEIRA; CORRÊA; SMITH, 2020, ATUGODA et al., 2021, LIMA et al., 2021). No caso do Brasil, observou-se que dois estudos analisaram conjuntamente brânquias e o trato gastrointestinal, enquanto os demais estudos (n=6) realizaram apenas análises do trato gastrointestinal.

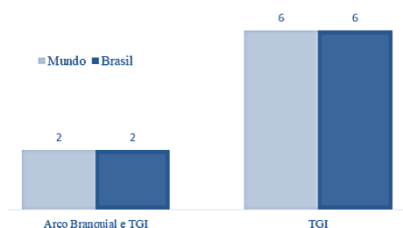


Figura 5.6. Número de publicações mundiais e no Brasil entre os anos de 2010 a 2021, considerando o foco de estudo (trato gastrointestinal (TGI) e brânquias de peixes).

Tipos de plásticos mais relatados e avaliados em peixes de água doce

A presença do nano e microplástico como poluidor em ambientes de água doce está diretamente associado ao crescimento populacional, intensificado pela presença das

idades às margens dos corpos hídricos, atrelados à falta ou a ineficiência do gerenciamento dos resíduos sólidos e ao tratamento dos esgotos, que agravam essa problemática (FREE et al., 2014). A propagação de plásticos nos ecossistemas aquáticos vem trazendo prejuízos ao meio ambiente, pois sua degradação resulta em partículas menores (microplásticos e nanoplásticos), ingeridas pelos peixes.

As atividades humanas influenciam nos tipos de plásticos presentes nos rios, riachos e lagos, sendo mais recorrente garrafas PET (poli tereftalato de etileno), fibras de nylon, acrílico, poliamidas e polietilenos (JONES, 2019). De acordo com Wright; Thompson; Galloway (2013) a maioria das publicações sugerem que os detritos plásticos tenham tamanho inferior a 5 mm, os quais são denominados de microplástico e nanoplástico. Estes detritos plásticos estão amplamente dispersos nos sistemas aquáticos dulcícolas, que com o decorrer do tempo, passam por um processo de quebra mecânica ocasionada pela ação das chuvas, ventos, ondas e radiação solar, acarretando na fragmentação em partículas cada vez menores, sem nunca desaparecer dos ambientes aquáticos (BARNES et al., 2009).

A origem do plástico pode ser tanto primária como secundária. As fontes primárias de microplásticos têm sido produzidas pela indústria de cosméticos e de produtos de higiene, sendo utilizadas como micropartículas esfoliantes encontradas em cremes dentais, sabonetes, cosméticos, e também fibras têxteis utilizadas para a confecção de roupas (DRIS et al., 2015). Já as fontes secundárias de microplástico resultam da fragmentação de materiais plásticos através de processos físicos, químicos e biológicos (RYAN et al., 2009). Estes fragmentos se originam de materiais como linhas e redes de pesca, fibras têxteis, sacolas, garrafas pets, dentre outros tantos materiais plásticos descartados no meio ambiente, posteriormente transportados para os sistemas aquáticos. Além disso, os microplásticos oriundos de fontes secundárias estão fortemente associados às cidades e regiões com grandes densidades populacionais localizadas próximas de rios e lagos (SILVA-CAVALCANTI et al., 2017).

As maiores partículas de microplásticos são mais expressivas em peixes adultos, devido a maior abertura da boca, do que observado nos juvenis, que por sua vez ingerem partículas menores. Já os microplásticos encontrados em juvenis são geralmente compostos por filamentos, enquanto que nos adultos são compostos geralmente por fragmentos, confundidos com alimentos e ingeridos acidentalmente (BARBOSA, 2018). Para Gusmão et al. (2016), a ingestão de filamentos pelos peixes se dá, provavelmente, pela mistura com os sedimentos.

O conhecimento atual sobre a acumulação, fontes, destino e os efeitos dos plásticos em sistemas de água doce é bem menos explorado, comparado com o que se sabe sobre os plásticos presentes no ambiente marinho (LEBRETON et al., 2017). No entanto, os ambientes de água doce são igualmente contaminados por microplásticos, sendo de preocupação emergente, levando em consideração o risco ambiental que estes contaminantes liberados pelos nano e microplásticos geram na vida dos organismos aquáticos, em especial os peixes.

Partículas plásticas (polietileno, cloreto de polivinila, poliamida, polipropileno, metacrilato de metila, rayon, polietileno tereftalato) de diferentes tamanhos (nano, micro ou meso plástico), pesos e cores (azul, vermelho, amarelo, preto, transparente) foram encontrados na ictiofauna amostrada em território brasileiro, que conferem riscos de contaminação a diferentes espécies de peixes, podendo ocasionar desregulações fisiológicas e alterações comportamentais, inclusive, podendo afetar negativamente a população humana (ANDRADE et al., 2019, GARCIA et al., 2020, OLIVEIRA; CORRÊA; SMITH, 2020, RIBEIRO-BRASIL et al., 2020, URBANSKI et al., 2020, FERRARI; HEPP, 2021).

As fibras sintéticas são frequentemente relatadas como o tipo de microplástico mais recorrente no conteúdo estomacal e brânquias dos peixes em diversos estudos, devido a sua densidade e espessura (NEVES et al., 2015, PHUONG et al., 2016, BELLAS et al., 2016, PAZOS et al., 2017, PARTON et al., 2020). A maior ocorrência destes resíduos nas brânquias de peixes menores pode estar relacionada a maior filtração de água e pelo fato de possuírem alta taxa respiratória (AU et al., 2017).

Diante do exposto, há necessidade urgente para a regulação de um monitoramento extenso sobre a contaminação da água doce por partículas plásticas, com amostragens sistemáticas na água superficial e no sedimento, para compreender melhor a fonte e a sazonalidade das entradas deste material. Além disso, os nanos e microplásticos não devem ser considerados como materiais comuns, mas sim categorizados, levando em consideração o tipo e tamanho do polímero (LEBRETON et al., 2017). Sistemas padronizados para o monitoramento de poluição por plástico em corpos hídricos de água doce permitiriam fazer comparações em escala global mais robustas através de bacias hidrográficas e dos ecossistemas.

Principais consequências na ictiofauna de água doce

A partir das descrições acima, os nanos e microplásticos tornam-se cada vez mais um risco para a biodiversidade aquática, pois podem causar efeitos tóxicos e físicos na biota, tais como o acúmulo e magnificação de diferentes contaminantes (MATO et al., 2001), por exemplo, como por metais (ZICCARDI et al., 2016). No entanto, os impactos mais estudados quando relacionados aos microplásticos na biota aquática são seus efeitos físicos, tais como morte por ingestão e sufocação/asfixia (SIGLER, 2014). Assim, a ingestão é o impacto mais comum, sendo os peixes os animais mais afetados pela ingestão de partículas plásticas em diferentes espécies (WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013).

À medida que os peixes ingerem os microplásticos, têm o seu comportamento, bem como a capacidade de perceber predadores alterada, afetando ainda o seu sistema imunológico (MATTSSON et al., 2015). Deste modo, podem ser bioindicadores de qualidade ambiental aquática. Além disso, os contaminantes liberados por essas partículas causam efeitos tóxicos, ocasionando acúmulo de poluentes e lesões relacionadas diretamente ao nível de poluição do ambiente, seja por metais, pesticidas e resíduos sólidos (doméstico ou hospitalar), provocando um aumento de reações inflamatórias em áreas necrosadas (LU et al., 2016), alterando também o desenvolvimento gonadal, degenerando as gônadas e a proteína do gene específico do sexo (BARBOSA, 2018).

Poluição por plástico nos rios e riachos do Brasil

O Brasil ocupa o 4^a lugar no *ranking* dos maiores produtores de resíduo plástico no mundo, ficando atrás apenas dos Estados Unidos, China e Índia. Anualmente o país gera um total de 11.355.220 toneladas de resíduos, desse número apenas 145.043 toneladas são recicladas, sendo de 1,28% a relação produção e reciclagem do material (WWF, 2019). Estima-se que o brasileiro gera aproximadamente 1 quilo (kg) de resíduo plástico por semana, cujo destino pode variar entre aterros sanitários (59%), aterros controlados (9,6%), lixões a céu aberto (10,3%) e unidades de triagem e compostagem (3,4%), havendo ainda uma parcela de 17% sem informação (RODRIGUES et al., 2020), que provavelmente não recebe o descarte correto e chega aos ambientes aquáticos. Apesar de ser reconhecida a eficiência da aplicabilidade dos sistemas de coleta seletiva, estes ocorrem em poucos municípios do país, atingindo uma pequena parcela da população.

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, Secretaria Nacional de Saneamento - Ministério do Desenvolvimento Regional) no ano de 2016 a

massa total de resíduos sólidos coletados no Brasil foi de 59 milhões de toneladas, nos anos seguintes o aumento ocorreu de forma crescente: 2017 - 60,9 milhões de toneladas, 2018 - 61,7 milhões de toneladas e 2019 foram produzidas 64,1 milhões de toneladas. Neste último levantamento realizado no ano de 2019 consta que de todo o resíduo gerado apenas 1,61 milhões de toneladas foi coletado, 1,16 milhões foram destinados às unidades de triagem e 1,04 milhões foram recuperados, representando 1,62% do total gerado no ano. Talvez a pandemia pode ter agravado esse cenário, pelo aumento do uso de reciclável, alterações no consumo, uso de *delivery*, entre outros fatores.

O consumo de produtos plásticos descartáveis no Brasil, de uso individual, mais precisamente copos, talheres e canudos representam 2% de todo o resíduo gerado (IBGE, 2021). Esses materiais, juntamente com outros materiais plásticos, são carreados para os ecossistemas aquáticos, como riachos, rios e lagos onde acabam se fragmentando e tendo contato com a biota aquática (DING et al., 2019). Estudos que avaliam o impacto da degradação do plástico em ambientes aquáticos relatam que as partículas que vão de macroplásticos a nanoplásticos estão sendo consumidas pela fauna de peixes local, sendo em sua maioria partículas de fibras, provenientes da própria atividade pesqueira (IVAR DO SUL; COSTA, 2013, BAPTISTA NETO et al., 2019, GARCIA et al., 2020). Grande parte deste material é transportado de um ecossistema a outro, como do ambiente dulcícola para os oceanos e seu tempo de permanência pode variar. Lambert; Wagner (2018) destacaram a ingestão dessas partículas pela ictiofauna, alertando sobre a entrada do microplástico na cadeia alimentar, principalmente devido ao seu tamanho reduzido, sendo facilmente consumido pela fauna aquática, seja de forma acidental ou por confundirem com sua própria dieta (DESFORGES; GALBRAITH; ROSS, 2015, COLE et al., 2013). A água doce pode ser considerada uma fonte de contaminação de microplásticos, podendo ser os rios considerados um meio de transferência, pois levam essas partículas com seu fluxo d'água, já os lagos e outros ambientes lênticos agem como um depósito destas partículas (KLEIN et al., 2018).

Os estudos com microplástico e peixes no Brasil

As primeiras publicações com a temática no Brasil ocorreram no ano de 2015, em um estudo no estuário do rio Amazonas onde foi apresentado por Costa; Barletta (2015), como uma importante região para estudos futuros sobre poluição por plásticos. A primeira evidência de ingestão de microplásticos por peixes nos estuários do rio Amazonas foi registrada por Pegado et al. (2018), que verificaram 228 partículas de microplásticos em 26 indivíduos coletados, pertencentes a 14 espécies carnívoras. Estudando o pescado do litoral nordestino do Brasil, próximo à cidade de Salvador (MIRANDA; CARVALHO-SOUZA, 2016), estes autores verificaram que os indivíduos ingeriram micropartículas de diferentes tipos de plásticos. Essa região em questão abriga o maior complexo petroquímico da América Latina, sendo um local com potencial poluidor em relação aos plásticos (OGATA et al., 2009). Esses estudos tiveram como foco o ambiente estuarino e marinho, devido à conhecida presença de microplástico em ambientes marinhos.

Já em ecossistemas aquáticos de água doce, no estado de São Paulo foram registrados microplástico no conteúdo estomacal de peixes coletados no interior do estado, no rio Sorocaba, município de Sorocaba. Foram encontrados plásticos em três espécies de peixes (*Rhamdia quelen*, *Hoplosternum littorale* e *Psalidodon fasciatus*) (SOUZA et al., 2020). Também na bacia do Alto Paraná, Urbanski et al. (2020) registraram a ingestão de microplásticos por *Prochilodus lineatus* no rio Tietê. Neste estudo, na maioria dos exemplares capturados foi constatada a presença de microplástico no trato digestório. Como essa espécie é de grande importância econômica e frequentemente consumida, a probabilidade desses contaminantes serem ingeridos pelo ser humano é considerada alta. Os autores atribuíram a presença de microplásticos ao fato de alguns pontos de coleta estarem próximos à cidade de São Paulo, recebendo um grande aporte de plástico.

Um recente estudo realizado em 10 riachos urbanizados e não urbanizados no Sul do Brasil (GARCIA et al., 2020), teve como objetivo avaliar a ingestão de microplástico por peixes de diferentes hábitos alimentares. Nesse estudo, ao todo foram capturados e analisados o conteúdo estomacal de 294 indivíduos pertencentes a 13 espécies. O resultado mostrou que 10 das espécies que ingeriram microplástico, a grande maioria foi de hábito onívoro, o que evidencia que o hábito alimentar dos peixes pode influenciar na probabilidade de ingestão dessas micropartículas. Azevedo-Santos et al. (2019), afirmaram que os ecossistemas aquáticos de água doce apresentam muitas lacunas em relação aos estudos com microplásticos. Os córregos são reconhecidos como importantes fontes de partículas de plásticos, apesar de ainda serem incipientes os estudos nesses tipos de ecossistemas, principalmente os urbanos que estão submetidos a forte pressão do descarte incorreto de materiais diversos, incluindo os plásticos.

Perspectivas futuras das pesquisas

As pesquisas direcionadas aos efeitos toxicológicos que os microplásticos causam nos peixes, ainda são limitadas, porém a temática em questão vem chamando a atenção dos pesquisadores durante os últimos anos (SILVA et al., 2021). O aumento da preocupação com o plástico nos ecossistemas, fez com que nos últimos anos mais pesquisas ocorressem, o que permitirá subsidiar novas pesquisas e as diretrizes legais e políticas públicas (PEREIRA; ARAÚJO; DANIELE, 2021). A importância dada no tema está relacionada às publicações científicas e a maior divulgação nos meios de comunicação, sensibilizando e informando ao público referente a esse problema, de grande importância, e contribuindo de forma decisiva para que o tema possa ser encarado com mais seriedade.

Além do exposto, pesquisadores ainda não sabem muito sobre os efeitos da ingestão de plástico em peixes ou humanos, o que é preocupante porque eles são minúsculos, amplamente distribuídos e fáceis de serem consumidos, acidentalmente ou intencionalmente. No entanto, há evidências de que os microplásticos e nanoplásticos podem se mover do estômago de um peixe para seu tecido muscular, que é a parte que os humanos normalmente comem (MCLNTURF; SAVOCA, 2021). Esse tipo de poluição tem efeitos ainda não totalmente entendidos e quantificados. É necessária ampliar a pesquisa científica para caracterizar o material e estudar a extensão de sua distribuição, suas concentrações, seus efeitos nos ecossistemas de água doce e sobre sua ictiofauna, além de como removê-lo do meio ambiente.

As técnicas científicas de detecção de microplásticos e nanoplásticos melhoraram substancialmente nos últimos cinco anos, levando em consideração que muitos dos estudos anteriores poderiam não ter encontrado microplásticos porque os pesquisadores não podiam vê-los, onde a tecnologia contribuiu muito para este ponto (MCLNTURF; SAVOCA, 2021). Além disso, também é provável que os peixes estejam realmente consumindo mais plástico com o tempo, à medida que a poluição nos rios/riachos aumenta significativamente. Se isso for verdade, a expectativa é de que a situação possa vir a piorar. Vários estudos que procuraram quantificar os resíduos de plástico projetam que a quantidade de poluição por plástico nos ambientes de água doce continuará a aumentar nas próximas décadas.

Desta forma, é importante ter uma abordagem integrada para pesquisa e monitoramento dos nano e microplásticos. Essa chamada conjunta promove o conhecimento e saúde dos ambientes de água doce e de sua comunidade, além de lidar com as pressões dos impactos humanos sobre esses ecossistemas. O conhecimento obtido poderá ser traduzido em políticas públicas, produtos e serviços proficientes.

Este capítulo é um passo para a compreensão do problema da poluição do plástico nos ambientes de água doce, mas especificadamente em sua ictiofauna, sendo que muitas

extensões dos ambientes de água doce ainda precisam ser examinadas e avaliadas. Dada a crescente necessidade de fazer avaliações comparativas para identificar tendências regionais, nacionais e globais na distribuição de nano e microplásticos nos ecossistemas de água doce e na ictiofauna, isso se torna um grande desafio, pois, embora muitos estudos utilizem técnicas amplamente aceitas e semelhantes, ainda não existe uma padronização nos protocolos de estudos. Além disso, as pesquisas são restritas a verificar a presença e não estabelecem as relações com as concentrações ou com os habitats mais susceptíveis, ou gradientes longitudinais ou verticais ao longo de rios e lagos.

Referências

ADEOGUN, AO. et al. Detection and occurrence of microplastics in the stomach of commercial fish species from a municipal water supply lake in Southwestern Nigeria. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 31035-31045, 2020.

ANDRADE, M. C. et al. First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 766-773, 2019.

ATUGODA, T. et al. Fate and behavior of microplastics in freshwater systems. In: Rocha-Santos, T.; Costa, M. F.; Mouneyrac, C. **Handbook of microplastics in the environment**. Cham: Springer, 2022, p. 781-811.

ATUGODA, T. et al. Interactions between microplastics, pharmaceuticals and personal care products: implications for vector transport. **Environment International**, v. 149, p. 106367, 2021.

AU, S.Y. et al. Trophic transfer of microplastics in aquatic ecosystems: identifying critical research needs. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 13: n. 3, p. 505-509, 2017.

AZEVEDO-SANTOS, VM. et al. Plastic ingestion by fish: a global assessment. **Environmental Pollution**, v. 255, p. 112994, 2019.

BAPTISTA NETO, J.A. et al. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. **Ocean and Coastal Management**, v. 169, p. 247-253, 2019.

BARBOSA, P. S. **Ingestão de partículas de plástico pelo pacu-curupeté *Tometes kranponhah* (serrasalminidae), peixe endêmico do Rio Xingu, Brasil**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca) - Universidade Federal do Pará, Belém, 2018.

BARNES, D. KA. et al. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 364, p. 1985-1998, 2009.

BELLAS, J. et al. Ingestion of microplastics by demersal fish from the spanish atlantic and mediterranean coasts. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, p. 55-60, 2016.

BLETTLER, M.C.M. et al. Massive plastic pollution in a mega-river of a developing country: sediment deposition and ingestion by fish (*Prochilodus lineatus*). **Environmental Pollution**, v. 255, p. 113348, 2019.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Sistema de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico anual de resíduos sólidos. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional, 2022.

CARSON, HS. The incidence of plastic ingestion by fishes: From the prey's perspective. **Marine Pollution Bulletin**, v. 74, n. 1, p. 170-174, 2013.

COLE, M. et al. Microplastic ingestion by Zooplankton. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 12, p. 6646-6655, 2013.

CORRÊA, C.S.; SMITH, W. S. Hábitos alimentares em peixes de água doce: uma revisão sobre metodologias e estudos em várzeas brasileiras. **Oecologia Australis**, v. 23, n. 4, p. 698-711, 2019.

COSTA, M. F.; BARLETTA, M. Microplastics in coastal and marine environments of the Western Tropical and Sub-Tropical Atlantic Ocean. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 17, n. 11, 1868-1879, 2015.

DERRAIK, J.G. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 9, p. 842-852, 2002.

DESFORGES, J.P.W.; GALBRAITH, M.; ROSS, P.S. Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 69, p. 320-330, 2015.

DING, L. et al. Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China. **Science of the Total Environment**, v. 667, p. 427-434, 2019.

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

EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R. C.; ALDRIDGE, DC. Microplastics in freshwater systems: a review of emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritization of research needs. **Water Research**, v. 75, p. 63-82, 2015.

FARRELL, P.; NELSON, K. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). **Environmental Pollution**, v. 177, p. 1-3, 2013.

FERRARI, L.; HEPP, L.U. Microplastic ingestion by Characidae in rural streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Biotemas**, v. 34, n. 3, p. 1-6, 2021.

FERRAZ, M. et al. Microplastic Concentrations in raw and drinking water in the Sinos River, Southern Brazil. **Water**, v. 12, n. 11, p. 3115, 2020.

FREDERICO, R. A multiple hypothesis approach to explain species richness patterns in neotropical stream-dweller fish communities. **Plos One**, v. 13, n. 9, p. e0204114, 2018.

FREE, CM. et al. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. **Marine Pollution Bulletin**, v. 85, p. 63-156, 2014.

GARCIA, T. D. et al. Ingestion of microplastic by fish of different feeding habits in urbanized and non-urbanized streams in Southern Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 8, p. Art.434, 2020.

GUSMÃO, F. et al. In situ ingestion of microfibras by meiofauna from sandy beaches. **Environmental Pollution**, v. 216, p. 584-590, 2016.

HÜBNER, M. K.; MICHLER-KOZMA, D.N.; GABEL, F. Microplastic concentrations at the water surface are reduced by decreasing flow velocities caused by a reservoir. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 194, n. 1, p. 49-56, 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 27 set. 2021.

IVAR DO SUL, J.A.; COSTA, M.F. Plastic pollution risks in an estuarine conservation unit. **Journal of Coastal Research**, n. 65 (10065), p. 48-53, 2013.

JABEEN, K. et al. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. **Environmental Pollution**, v. 221, p. 141-149, 2017.

JONES, F. A ameaça dos microplásticos. **Pesquisa FAPESP**, n. 281, p. 25-28, 2019.

JOVANOVIĆ, B. Ingestion of microplastics by fish its potential consequences from a physical perspective. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 13, n. 3, p. 510-515, 2017.

- KASAMESIRI, P. et al. Assessment on microplastics contamination in freshwater fish: a case study of the Ubolratana reservoir, Thailand. **International Journal of Geomate**, v. 20, n. 77, p. 62-68, 2021.
- KHAN, F.R. et al. 'The plastic Nile': first evidence of microplastic contamination in fish from the Nile river (Cairo, Egypt). **Toxics**, v. 8, n. 2, p. 22, 2020.
- KLEIN, S. et al. Analysis, occurrence, and degradation of microplastics in the aqueous environment. In: WAGNER, M.; LAMBERT, S.; LAMBERT, M. W. **Freshwater microplastics**. Cham: Springer, 2018. p. 51-67.
- KOSUTH, M.; MASON, S.A.; WATTENBERG, E.V. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. **Plos One**, v. 13, n. 4, p. e0194970, 2018.
- KUŚMIEREK, N.; POPIOŁEK, M. Microplastics in freshwater fish from Central European lowland river (Widawa R., SW Poland). **Environmental Science Pollution Research**, v. 27, p. 11438-11442, 2020.
- LAMBERT, S., WAGNER, M. Microplastics are contaminants of emerging concern in freshwater environments: an overview. In: WAGNER, M.; LAMBERT, S.; LAMBERT, M.W. **Freshwater microplastics**. Cham: Springer, 2018. p. 1-23.
- LEBRETON, L. et al. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, p. art. 15611, 2017.
- LEHTINIEMI, M. et al. Size matters more than shape: ingestion of primary and secondary microplastics by small predators. **Food Webs**, v. 17, p. e00097, 2018.
- LI, J.; LIU, H.; CHEN, J. P. Microplastics in freshwater systems: a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, v. 137, p. 362-374, 2018.
- LIMA, J.C.S. et al. Composição da ictiofauna do Córrego Bebedouro (Frutal, MG) e sua relação com fatores ambientais. **Acta Ambiental Catarinense**, v. 18, n. 1, p. 24-41, 2021.
- LU, Y. et al. Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver. **Environmental Science Technology**, v. 50, p. 4054-4060, 2016.
- LUO, W. et al. Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters. **Environmental Pollution**, v. 246, p. 174-182, 2019.
- MALLAT, J. Fish gill structural changes induced by toxicants and other irritants: a statistical review. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 42, n. 4, p. 630-648, 1985.
- MARTINEZ-TAVERA, E. et al. Microplastics and metal burdens in freshwater Tilapia (*Oreochromis niloticus*) of a metropolitan reservoir in Central Mexico: potential threats for human health. **Chemosphere**, v. 266, p. 128968, 2021.
- MATO, Y. et al. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. **Environmental Science Technology**, v. 35, p. 318-324, 2001.
- MATTSSON, K. et al. Altered behavior, physiology, and metabolism in fish exposed to polystyrene nanoparticles. **Environmental Science Technology**, v. 49, p. 553-561, 2015.
- MCLNTURF, A.; SAVOCA, M. Hundred of fishes species, including many that humans eat, are consuming plastic. **The Conservation**, Feb., p. on-line, 2021.
- MIRANDA, D.A.; CARVALHO-SOUZA, G.F. Are we eating plastic-ingesting fish. **Marine Pollution Bulletin**, v. 103, p. 109-114, 2016.
- MOORE, C.J.; LATTIN, G.L.; ZELLERS, A.F. Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 11, n. 1, p. 65-73, 2011.

NEVES, D. et al. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 1, p. 119-126, 2015.

OGATA, Y. et al. International pellet watch: global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 10, p. 1437-1446, 2009.

OLIVEIRA, C.W.S.; CORRÊA, C.S.; SMITH, W.S. Food ecology and presence of microplastic in the stomach content of neotropical fish in an urban river of the upper Paraná River Basin. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 4, p. e2551, 2020.

ORY, N.C. et al. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 430-437, 2017.

PARK, T.J. et al. Occurrence of microplastics in the Han River and riverine fish in South Korea. **Science of the Total Environment**, v. 708, p. 134535, 2020.

PARTON, K.J. et al. Investigating the presence of microplastics in demersal sharks of the North-East Atlantic. **Scientific Reports**, v. 10, p. art. 12204, 2020.

PAZOS, R.S. et al. Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de La Plata estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 122, n. 1-2, p. 85-90, 2017.

PEGADO, T.S. et al. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p. 814-821, 2018.

PEREIRA, T.D.C.; ARAÚJO, D.B.; DANIELE, D.M.B. Microplásticos em estação de tratamento de esgoto: uma revisão. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, Desarrollo y Práctica**, v. 14, n. 2, p. 917-932, 2021.

PETERS, C.A.; BRATTON, S.P. Urbanization is a major influence on microplastic ingestion by sunfish in the Brazos River Basin, Central Texas, USA. **Environmental Pollution**, v. 210, p. 380-387, 2016.

PHUONG, N.N. et al. Is there any consistency between the microplastics found in the field and those used in laboratory experiments? **Environmental Pollution**, v. 211, p. 111-123, 2016.

RIBEIRO-BRASIL, D.R.G. et al. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, v. 266, part. 1, p. 115241, 2020.

RIOS-FUSTER, B. et al. Experimental evidence of physiological and behavioral effects of microplastic ingestion in *Sparus aurata*. **Aquatic Toxicology**, v. 231, p. 105737, 2021.

ROCHMAN, C.M. et al. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. **Scientific Reports**, v. 3, p. art. 3263, 2013.

RODRIGUES, G.O. et al. Um modelo computacional de redução do uso de copos plásticos em uma instituição de ensino superior. **Gepros. Gestão da Produção, Operações e Sistemas**, v. 15, n. 3, p. 206, 2020.

RYAN, P.G. et al. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 364, p. 1999-2012, 2009.

SANCHEZ, W.; BENDER, C.; PORCHER, J.M. Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: preliminary study and first evidence. **Environmental Research**, v. 128, p. 98-100, 2014.

SCHMIDT, C.; KRAUTH, T.; WAGNER, S. Export of plastic debris by rivers into the sea. **Science of the Total Environment**, v. 51, n. 21, p. 12246-12253, 2017.

SIGLER, M. The effects of plastic pollution on aquatic wildlife: current situations and future solutions. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 225, n. 11, p. 2184, 2014.

SILVA, D.D.C. et al. Environmental contaminants: effects of microplastics on aquatic and terrestrial organisms. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 7, p. e54310716761-e54310716761, 2021.

SILVA-CAVALCANTI, J.S. et al. Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. **Environmental Pollution**, v. 221, p. 218-226, 2017.

SMITH, W.S.; SILVA, F.L.; BIAGIONI, R.C. Desassoreamento de rios: quando o poder público ignora as causas, a biodiversidade e a ciência. **Ambiente & Sociedade**, v. 22, p. 00571, 2019.

SOBRAL, P.; FRIAS, J.; MARTINS, J. Microplásticos nos oceanos-um problema sem fim à vista. **Ecologi@**, v. 3, p. 12-21, 2011.

SOUSA, D. et al. A forma e o tamanho dos resíduos plásticos fazem a diferença para os peixes de riachos amazônicos. **Revista Multidisciplinar de Educação e Meio Ambiente**, v. 1, n. 2, p. 4, 2020.

SUN, D. et al. Characterization and spatial distribution of microplastics in two wild captured economic freshwater fish from north and west rivers of Guangdong province. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 207, p. 111555, 2021.

URBANSKI, B.Q. et al. First record of plastic ingestion by an important commercial native fish (*Prochilodus lineatus*) in the middle Tiete River basin, Southeast Brazil. **Biota Neotropica**, v. 20, n. 3, p. e20201005, 2020.

WAGNER, M. et al. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. **Environmental Sciences Europe**, v. 26, n. 1, p. 12, 2014.

WRIGHT, S.L.; THOMPSON, R.C.; GALLOWAY, T.S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. **Environment Pollution**, v. 178, p. 483-492, 2013.

WWF. Brasil. **Brasil é o 4º país do mundo que mais gera plástico**. Brasília: WWF, 2019.

ZICCARDI, L.M. et al. Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: a state-of-the-science review. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 35, p. 1667-1676, 2016.

CAPÍTULO 6

Pesquisas experimentais com microplástico em organismos aquáticos

Thiago Berti Kirsten¹, Maria Martha Bernardi¹, Talita Rolim de Freitas Lima², Welber Senteio Smith^{1,2,3}

1- Universidade Paulista, Programa de Pós-Graduação em Patologia Ambiental e Experimental, Rua Doutor Bacelar, 1212, 04026-002, São Paulo, SP, Brasil.

2- Universidade Paulista, Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional de Ecossistemas, Av. Independência, 752, Iporanga, 18103-000, Sorocaba, SP, Brasil.

3- Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Pesca, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, SP - Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios - Instituto de Pesca - PPGIP, Avenida Conselheiro Rodrigues Alves, 1252, 04014-002, Vila Mariana - São Paulo, SP, Brasil

Resumo

O uso exagerado e crescente do plástico e seu descarte indevido vêm gerando inúmeros problemas ambientais e para nossa saúde. Neste sentido, destacam-se os efeitos do microplástico. Este capítulo traz definições sobre o microplástico, suas formas de contaminação no meio ambiente, o contato com o ser humano e possíveis desdobramentos ambientais e em nossa saúde. São apresentados assuntos relacionados a Ecotoxicologia Aquática e modelos animais empregados para estudos experimentais. Apresenta-se uma metanálise sobre as pesquisas experimentais com microplástico. A revisão bibliográfica revelou que os problemas relativos à poluição por microplástico está longe de ser restrita ao ambiente marinho. O microplástico também contamina o ambiente terrestre, os sistemas de água doce e mesmo a atmosfera. Diferentes níveis tróficos têm sido prejudicados pelo microplástico, incluindo moluscos, crustáceos, peixes, anfíbios, répteis, aves e o ser humano. Várias espécies animais têm morrido em detrimento do sufocamento, inanição e alterações fisiológicas induzidos pelo microplástico. Além disso, o microplástico tem se revelado como importante transportador de substâncias químicas danosas, incluindo metais pesados e substrato para agentes patogênicos e microrganismos. As pesquisas experimentais sobre os efeitos do microplástico nos organismos aquáticos auxiliam no entendimento de como ele e seus componentes químicos interagem com o ambiente e os organismos aquáticos, gerando avanços quanto aos impactos ambientais, mecanismos de ação e formas de remediação. As pesquisas explicam os efeitos no desenvolvimento das espécies, os processos de genotoxicidade, neurotoxicidade, hepatotoxicidade, no equilíbrio osmótico e aspectos gastrointestinais, inflamatórios, metabólicos e genéticos. As pesquisas experimentais com microplástico em organismos aquáticos têm crescido nos últimos anos, mas os problemas ambientais e na saúde animal ainda carecem de muito mais investimentos na área.

Introdução

Esta revisão bibliográfica visa primeiramente definir o que é o microplástico, suas formas de contaminação no meio ambiente, o contato com o ser humano e possíveis desdobramentos ambientais e em nossa saúde. Em um segundo momento, são apresentados assuntos relacionados à Ecotoxicologia Aquática e aos modelos animais empregados para estudos experimentais. Também é apresentada uma metanálise sobre as pesquisas experimentais com microplástico publicadas nos últimos dez anos, incluindo estatísticas pormenorizadas de artigos científicos. O quarto tema é a descrição de importantes pesquisas experimentais com organismos aquáticos no contexto do microplástico, incluindo seus efeitos no desenvolvimento e mecanismos de ação. Por fim, são discutidas algumas lacunas, perspectivas futuras e conclusões sobre o estudo experimental com microplástico em organismos aquáticos.

O microplástico no ambiente e na nossa saúde

Segundo o relatório produzido pela Fundação Heinrich Böll (VON SSCHOENFELT, 2020), os plásticos estão amplamente presentes em nossa vida cotidiana, sendo que mais de 400 milhões de toneladas são produzidas globalmente por ano. O relatório aponta ainda para uma tendência de aumento: incremento de 50% na produção de plástico até 2025. Só no Brasil, são mais de 11 milhões de toneladas de plástico por ano, o que posiciona o país como o quarto maior produtor de lixo plástico no mundo (WIT et al., 2019, VON SSCHOENFELT, 2020).

Plásticos referem-se a um grupo de materiais sintéticos versáteis, que podem ser modelados em objetos sólidos de diferentes formas e tamanhos, como, por exemplo, apresentado em *pellets*, fibras, filmes e peças sólidas (THOMPSON et al., 2009). Devido ao seu uso versátil, os plásticos são encontrados em inúmeras aplicações, agregando conforto, conveniência e segurança para nossas vidas diárias (AL-ZAWAIDAH; RAVAZZOLO; FRIEDRICH et al., 2021). Originalmente, os plásticos foram projetados para serem usados em aplicações de longa duração, por exemplo, aplicações militares, antes de se tornarem mais comum para usos únicos, como de embalagens, recipientes para alimentos e sacolas plásticas (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017, THOMPSON et al., 2009).

Os plásticos podem ser classificados em nanoplástico, microplástico e macroplástico, de acordo com suas dimensões: <100 nm, entre 100 nm e 5 mm e >5 mm, respectivamente (HARTMANN et al., 2019). Além do nanoplástico, microplástico e macroplástico, algumas publicações se referem ao mesoplástico, com dimensões de até 10 mm (RICE; HIRAMA; WITHERINGTON, 2021). Atualmente, a definição da dimensão de partículas de 5 mm ou menos para o microplástico é a mais aceita internacionalmente e foi proposta em 2015 no Workshop Internacional dirigido pelo *National Oceanic and Atmospheric Administration* (THOMPSON, 2009). No entanto, alguns pesquisadores consideram que o tamanho máximo do microplástico é de 1 mm (SCHMID; COZZARINI; ZAMBELLO, 2021).

O microplástico pode ser originário de maneira primária ou secundária. Microplásticos primários são aqueles produzidos deliberadamente como micropartícula e incorporado aos produtos, como cosméticos, produtos de higiene pessoal, tintas e produtos de limpeza. Microplásticos secundários são originados devido ao desgaste, fragmentação ou uso de produtos plásticos, como pneus, fibras têxteis e plásticos oxidizáveis (OLIVATTO et al., 2018). A origem do microplástico secundário decorre da exposição ambiental de resíduos plásticos maiores, os quais vão sofrendo sucessivas fragmentações, gerando detritos de plásticos progressivamente menores. Os principais polímeros relacionados à formação de microplásticos são polietileno tereftalato (PET), polipropileno (PP), poliestireno (PS), poliuretano (PU), policloreto de vinila (PVC), polietileno (PE),

poliéster (PES), poliamidas (PA) e náilon (OLIVATTO et al., 2018, LEI et al., 2018, GARCIA et al., 2021).

Embora o termo microplástico tenha sido empregado pela primeira vez em 2004 (THOMPSON et al., 2004), os problemas ambientais relacionados a presença de plástico no meio ambiente são mais antigos. No início da década de 1930, no Oceano Pacífico Norte, foi observado que um pequeno número de focas (*Callorhinus ursinus*) apresentava vários objetos de plástico presos ao pescoço, ombros e, com menos frequência, nas suas nadadeiras. A incidência de tal dano ambiental aumentou após meados da década de 1960, quando a pesca no Pacífico Norte e no Mar de Bering aumentou e, simultaneamente, quando os materiais plásticos começaram a ser usados na confecção de redes de arrasto e disseminados como material para embalagem de diversos produtos (SCHEFFER, 1950). Em 1969, foi descrita a presença de plástico no estômago de albatrozes (KYNYNON; KRIDLER, 1969). Em 1980, observou-se a presença de considerável volume plástico no lixo de praias da Islândia e Alaska, relatando que seu volume dobrou em quantidade de 1972 a 1974 (MERREL, 1980). Van Franeker (1985) verificou a presença de quantidades consideráveis de plástico no estômago de fulmares mortos, nome comum dado às espécies de aves marinhas do gênero *Fulmarus*, na costa holandesa e fulmares coletados em colônias árticas. Examinado o conteúdo estomacal de 380 tartarugas marinhas recém-nascidas encontradas mortas na costa da Florida, observou-se em 78,7% a presença de micro e mesoplásticos; sendo que esses fragmentos de plástico chegavam a apresentar tamanhos maiores que 25% do comprimento da carapaça dessas tartarugas (RICE; HIRAMA; WITHERINGTON, 2021). O problema do consumo do microplástico e sua presença no trato digestório não se refere *a priori* a sua toxicidade, mas a sensação de saciedade quando do seu consumo, podendo levar a morte por inanição (SCHMID; COZZARINI; ZAMBELLO, 2021).

Como pode-se notar, o plástico, descartado de maneira irregular, chega ao ambiente marinho e afeta não só os animais marinhos. O plástico contamina praias, afeta o turismo e as populações locais, como pescadores e marisqueiras. Além disto, os *pellets* de plástico têm o potencial de acumular e transportar metais no ambiente marinho, mesmo em pequenas quantidades, podendo ser considerados como um vetor para o transporte destes poluentes no meio ambiente (VEDOLIN et al., 2016). Ao atingir os oceanos, o plástico sofre constante processo de fragmentação, se transformando em microplástico. Daí em diante, o microplástico é amplamente consumido por animais de diferentes níveis tróficos, que pescados, são consumidos pelo homem (MCCORMICK et al., 2014, OLIVATTO et al., 2018, FADARE et al., 2020).

O meio marinho é certamente um dos sistemas mais complexos para se estudar, não só pelos desafios colocados pela natureza das águas, mas, principalmente, pelas interações dos processos físicos, químicos e biológicos que controlam os ciclos dos elementos (HATJE, 2013). A poluição por microplástico do ambiente marinho é uma ameaça para uma série de espécies que ingerem e transferem este microplástico dentro de teias alimentares. Este fato representa um potencial toxicológico que ameaça diversas espécies marinhas por causa dos aditivos químicos presentes em vários produtos plásticos, ou mesmo de poluentes orgânicos persistentes que podem se acumular nestas espécies, levando a biomagnificação na cadeia alimentar (SHARIFINIA et al., 2020). Verificam-se também prejuízos reprodutivos e imunológicos em diferentes espécies (YAN et al., 2020, AVIO et al., 2015, SHARIFINIA et al., 2020). Em mamíferos aquáticos foram detectadas a presença de microplástico no trato gastrointestinal e nas excretas, observando relação com a degradação do habitat (ZANTIS et al., 2021).

Além do ambiente marinho, grande parte do lixo contendo plástico é transportado para aterros sanitários e/ou é incinerado, gerando mais poluição e contribuindo para o aquecimento global (VON SSCHOENFELT, 2020). Os investimentos em reciclagem neste

aspecto não são suficientes. Aliás, os agentes envolvidos com o processo de reciclagem, como os catadores, geralmente são indivíduos pouco valorizados socioeconomicamente e dispõem de estrutura precária para realizar suas tarefas, tornando o problema da reciclagem ainda mais deficitário (VON SSCHOENFELT, 2020).

A poluição por plásticos é na atualidade uma ameaça importante, sendo um dos indicadores mais relevantes de poluição quanto ao impacto na sociedade humana, bem como no meio ambiente (BROWNE; GALLOWAY; THOMPSON, 2007, STANTON et al., 2020). Os plásticos estão se acumulando e se fragmentando em todos os ecossistemas do mundo por causa de sua alta demanda, mau uso e má gestão dos seus resíduos. Estão presentes em todos os níveis de cadeias tróficas e promovem impacto severo na biota, levando a fome e sufocamento de várias espécies animais (BROWNE; GALLOWAY; THOMPSON, 2007, ARIAS et al., 2019).

Se a descrição da presença dos malefícios do plástico e do microplástico no ambiente marinho já ocorre há décadas, em corpos de água doce e no ambiente terrestre os relatos são recentes. O primeiro registro data de 2012, quando Faure et al. (2012) relataram a presença de plástico e microplástico em ecossistemas aquáticos de água doce. A origem do microplástico nos corpos de água doce pode advir da liberação de águas residuais de centros urbanos e rios, que então vão para diferentes ecossistemas e podem terminar em captação trófica (ingestão), podendo inclusive afetar a saúde humana (STANTON et al., 2020). Já foi relatada a redução de anfíbios pela poluição ambiental, sendo o microplástico e o nanoplástico relacionados com esta redução (ARAÚJO et al., 2021). Em peixes de água doce, a exposição à microplástico e nanoplástico leva a alterações tanto na microbiota intestinal e em genes ligados a funções neurais (HUANG et al., 2022). Além disso, verificou-se a presença destes na água de consumo humano, principalmente devido a contaminação de rios (SIEGEL et al., 2021). A Fig. 6.1 ilustra as possíveis fontes e vias pelas quais os corpos de água doce podem ser contaminados pelo microplástico, chegando até o consumo humano.

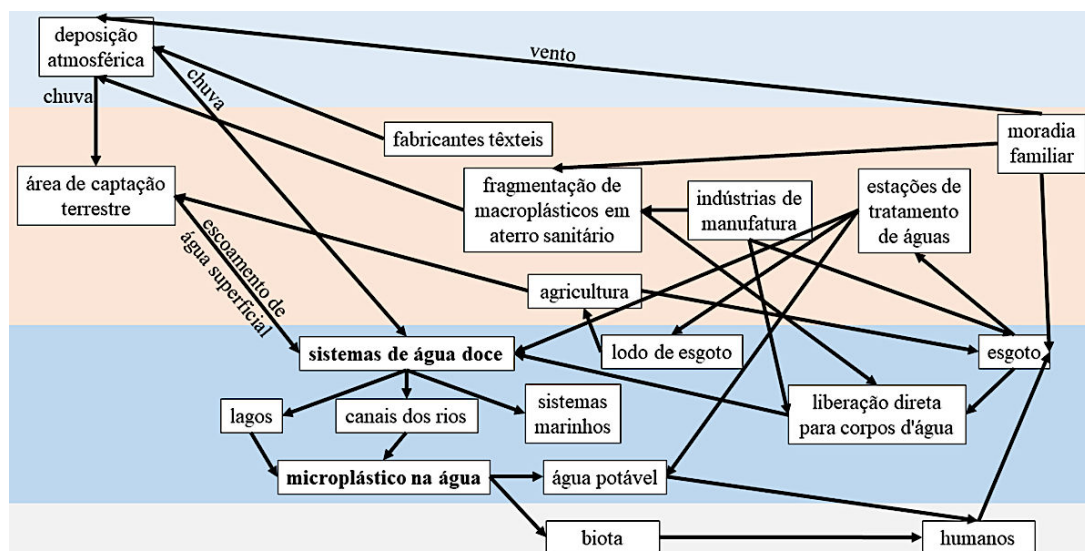


Figura 6.1. Fontes, dinâmicas e caminhos do microplástico em sistemas de água doce e seu transporte para o sistema marinho e para o ser humano. Adaptado de Chen et al. (2021).

O microplástico no meio ambiente não é composto apenas por polímeros estruturais, mas por poluentes complexos, pois são capazes de interagir e adsorver diferentes

substâncias tóxicas que podem ser eventualmente liberadas no ambiente (CASTAÑEDA et al., 2014, LEE; HUR, 2020). Dentre as substâncias tóxicas ligadas aos plásticos foram detectadas ftalatos, monômeros residuais, retardadores de chama, biocidas, hidrocarbonetos poliaromáticos, entre outros (ROCHMAN et al., 2013b, VETHAAK; LESLIE, 2016). Existe também a capacidade de absorver metais, como Pb^{+2} , Cu^{+2} , Cd^{+2} (ZOU et al., 2020). A capacidade de se ligar a estes agentes pode ser afetada por fatores externos; a radiação ultravioleta, por exemplo, aumenta a capacidade do poliestireno de adsorver metais em sua superfície após exposições prolongadas. Este aumento da adsorção pode variar na dependência do meio em que está, ou seja, ar, água doce e mar (MAO et al., 2020).

O microplástico pode ainda liberar compostos químicos em todos os níveis do ambiente (TOUSSAINT et al., 2019), tendo sido observada sua presença em produtos alimentícios (KWON et al., 2020), alimentos reaquecidos em recipientes plásticos (FADARE et al., 2020, DU et al., 2020), entre outros (WELLE; FRANZ, 2018). Componentes usados em plásticos, como o bisfenol A, éteres difenólicos polibromados, tetrabromobisfenol-A e ftalatos, são também conhecidos como desreguladores endócrinos que são compostos que modulam o sistema endócrino (TALSNESS et al., 2009). A detecção destes desreguladores endócrinos no meio ambiente, biota e humanos são de preocupação devido ao seu potencial de interferir com a fisiologia dos organismos vivos (OEHLMANN et al., 2009). A exposição aos desreguladores endócrinos durante o desenvolvimento de um organismo, um período sensível a mudanças no equilíbrio hormonal, ou exposição a drogas ou produtos químicos, pode resultar em mudanças organizacionais permanentes (GUILLETTE et al., 1995) e a exposição em períodos mais tardios da vida, levar a alterações epigenéticas (SKINNER; ANWAY, 2007).

A superfície do microplástico também pode servir de substrato para agentes patogênicos e microrganismos (CHOY et al., 2019, VETHAAK; LESLIE, 2016), fato que pode agravar o risco da sua presença no meio ambiente e para organismos vivos, indicando que o microplástico é vetor de transporte não só de poluentes mas também de patógenos (CAMPANALE et al., 2020). Além disso, verificou-se que o microplástico pode ser colonizado por bactérias taxonomicamente diferentes das presentes na água e em sua matéria orgânica em suspensão, tornando-se um habitat microbiano diferente e um novo vetor para o transporte de microrganismos, que pode inclusive atingir o homem (MCCORMICK et al., 2014, LANDRIGAN et al., 2020).

Os efeitos do microplástico e do nanoplástico em mamíferos, particularmente em humanos, ainda não estão bem definidos (WRIGHT; KELLY, 2017). Estudos recentes apontam que é possível ocorrer a penetração e efeitos adversos do microplástico e do nanoplástico nos tecidos, devido ao seu tamanho reduzido, cujas fontes são atribuídas ao consumo de alimentos contaminados e da água em garrafas ou recipientes plásticos (SMITH et al., 2018; KIM et al., 2018). Também foi detectado microplástico em fezes humanas (LIEBMANN et al., 2019). As implicações na saúde humana já começam a ser relatadas, embora as consequências ainda não sejam bem compreendidas (CAMPANALE et al., 2020).

O microplástico pode conter (a) aditivos e matérias-primas poliméricas (formado pela repetição de unidades iguais, os chamados monômeros), e (b) produtos químicos absorvidos do ambiente (HAHLADAKIS et al., 2018). Os aditivos são produtos químicos adicionados intencionalmente, durante a produção do plástico, para dar qualidades como cor e transparência e para melhorar o desempenho de produtos plásticos como a sua resistência à degradação por ozônio, temperatura, radiação de luz, mofo, bactérias e umidade, e resistência mecânica, térmica e elétrica (HAHLADAKIS et al., 2018). Dentre esses aditivos pode-se citar o bisfenol A, uma substância cancerígena (CHEN et al., 2021) e desreguladora endócrina (LAWS et al., 2021), bem como alguns dos retardadores de

chama bromados, que são usados para fazer produtos e embalagens de alimentos que podem causar danos à nossa saúde se ingeridos ou inalados (CINGOTTI; JENSEN, 2019). Ainda, como comentado anteriormente, a possibilidade do transporte de metais, de alterações epigenéticas, bem como de vetores para microrganismos pelo microplástico representam um perigo potencial para os seres humanos.

Modelos animais aquáticos em Ecotoxicologia

Diante dos males que o microplástico pode causar, a avaliação da sua presença no ambiente, em particular no ambiente aquático, em condições controladas, pode contribuir para um melhor entendimento das consequências da sua exposição em diferentes níveis da cadeia trófica chegando até o homem. Esta área está inserida dentro da grande área da Ecotoxicologia, sendo denominada de Ecotoxicologia Aquática.

O termo Ecotoxicologia foi proposto em 1969 pelo toxicologista francês René Truhaut, sendo definido como a ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre organismos vivos, populações e comunidades, animais ou vegetais, terrestres ou aquáticos, que constituem a biosfera, incluindo assim a interação das substâncias com o meio nos quais os organismos vivem num contexto integrado (VASSEUR; MASFARAUD; BLAISE, 2021).

Os testes de toxicidade aquática são realizados com a finalidade de complementar as análises físico-químicas da água e para estabelecer padrões de emissão, visando a identificação de problemas de poluição aquática, bem como o gerenciamento de planos de controle e monitoramento dos ecossistemas. Em 2017, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) propôs uma série de normas para execução de testes de toxicidade aquática (CETESB, 2017), em que são descritos os procedimentos e cuidados no planejamento, execução dos testes e apresentação dos resultados obtidos.

Na Ecotoxicologia Aquática são importantes os monitoramentos por meio das análises físicas e químicas e o biomonitoramento. Nos métodos físicos e químicos são avaliados o tipo e a intensidade de fatores que de forma indireta possam afetar os organismos. O biomonitoramento produz informações sobre os efeitos de estressores no sistema biológico tanto do ponto de vista qualitativo como quantitativo, promovidos pelo distúrbio. Ambas ferramentas aumentam a possibilidade de detecção das causas e de avaliação dos efeitos de estressores sobre os ecossistemas aquáticos (BUSS; OLIVEIRA; BAPTISTA, 2008).

A escolha das espécies para os teste de toxicologia aquática é geralmente orientada por vantagens práticas, como rendimento, fertilidade, velocidade de desenvolvimento, disponibilidade de dados genômicos e transcriptômicos, e, em grande medida, pela existência de comunidades de pesquisa bem estabelecidas e disponibilidade de dados (MAXIMINO et al., 2015). Outros critérios são a possibilidade de manipulações genéticas e a relativa simplicidade do sistema nervoso. Essas vantagens são mais extensas na neurociência molecular, incluindo a neurogenética e a neurociência do desenvolvimento que historicamente, deram origem a diversos organismos-modelo; a saber, primatas, ratos, camundongos e mais recentemente, o *zebrafish* (paulistinha) (*Danio rerio*), *Xenopus*, *Drosophila* e *C. elegans*.

O *zebrafish* tornou-se um dos modelos favoritos na investigação experimental nas últimas décadas, uma vez que cobre uma ampla gama de temas, que vão desde a biologia do desenvolvimento e morfogênese para neurociência, a regeneração até o envelhecimento. Além disso, devido à sua facilidade de manutenção e grande número de descendentes, a opção de conduzir avaliações genéticas e a clareza de observação de seus embriões em desenvolvimento constituem apenas alguns fatores que fazem do

zebrafish um organismo-modelo atraente em muitas das áreas das Ciências Biológicas (RINKWITZ; MOURRAIN; BECKER, 2011). O *zebrafish* possui todos os neurotransmissores "clássicos" encontrados em vertebrados (RINKWITZ; MOURRAIN; BECKER, 2011), e seu sistema neuroendócrino permite diferentes respostas de estresse fisiológico (STEENBERGEN; RICHARDSON; CHAMPAGNE, 2011). Nesse sentido, uma gama muito ampla de modelos comportamentais bem estabelecidos em roedores já foram validados para o *zebrafish* (PETERSON et al., 2008).

Além da pesquisa consolidada com o *zebrafish*, destaca-se a *Artemia salina* (Leach) como modelo experimental em invertebrados. A artêmia é um microcrustáceo da ordem Anostraca, sendo sua característica marcante não possuir carapaça e nadar "de barriga pra cima". Eles habitam ambientes extremamente salinos, em locais onde poucos organismos sobrevivem, e, por isso não possuem predadores. A artêmia é uma espécie tropical ou subtropical, mas habita locais onde a temperatura pode ficar baixa por longo períodos de tempo (ASEM, 2008; MUNTEANU; DUMITRASCU, 2011).

A primeira descrição de *Artemia salina* é de 1756, nas salinas de Lymington, na Inglaterra. Foi somente em 1950 que a artêmia começou a ser usada como modelo para bioensaios pelas suas características fisiológicas (ABATZPOULOS et al., 2002). Ela é um artrópode primitivo de corpo segmentado nos quais são anexados apêndices largos, com aspecto foliar. Seu tamanho varia entre de 8 a 10 mm para o macho e 10 a 12 mm para as fêmeas, com largura para ambos os sexos de 4 mm (ABATZPOULOS et al., 2002).

Em 1982, foi descrito o protocolo de uso de *Artemia* sp. para ensaios toxicológicos, sendo este um marco nos estudos envolvendo esse modelo experimental (MEYER et al., 1982). Seu estudo reforça a necessidade de um modelo mais adequado do que camundongos para testes de fitoprodutos, devido a questões éticas, pela velocidade com que são estudados e a necessidade de um modelo de rápido desenvolvimento, baixo custo, fácil armazenamento, e econômico em espaço.

Metanálise sobre as pesquisas experimentais com microplástico

A metanálise sobre as pesquisas experimentais com microplástico e seus efeitos em diferentes organismos contou com pesquisa bibliográfica em duas bases de dados: *Web of Science* e *Google Acadêmico*. A pesquisa foi realizada por tópico (título do artigo, resumo e palavras-chave) e utilizando as palavras-chave "experimental", "organismos aquáticos" e "microplástico". As pesquisas foram realizadas entre os dias 30 de agosto e 10 de setembro de 2021. Foram incluídos artigos com datas de publicação entre 2010 e 2021. A pesquisa retornou 179 artigos: 29 pelo *Google Acadêmico* e 150 através da *Web of Science*. Após filtrar e remover as duplicatas, a base de dados foi composta por 70 artigos. Depois de minuciosa leitura, somente 28 foram qualificados. Os 42 artigos excluídos da análise não tratavam diretamente sobre pesquisas experimentais com microplástico e seus efeitos em organismos aquáticos. Por exemplo, alguns desses foram pré-selecionados, pois as palavras-chave constavam somente no item discussão do artigo. Outros eram compostos por relatos de caso de animais na natureza e não de protocolos experimentais.

De cada um dos estudos selecionados foram extraídas as seguintes informações: (a) o ano de publicação; (b) o táxon usado na experimentação; (c) o assunto abordado na experimentação; e (d) os objetivos da pesquisa.

As Figuras 6.2 a 6.5 ilustram os resultados observados com a metanálise. Destaca-se que entre o período estudado (2010-2021), há nítido aumento das publicações entre 2018 e 2021 (Fig. 6.2). É importante mencionar que no momento que este material está sendo confeccionado ainda restam alguns meses para se encerrar o ano de 2021, de modo que é esperado que a produção de 2021 ainda venha a aumentar. Outro destaque é o fato

inquestionável de que a pandemia causada pela Covid-19 resultou negativamente na pesquisa experimental e no volume de publicações nos anos de 2020 e 2021.

A Fig. 6.3 ilustra a distribuição das publicações científicas por país relativas a pesquisas experimentais com microplástico. A China foi o país com o maior número de estudos ($n = 9$; 32,14%), seguido pelos Estados Unidos ($n = 4$; 14,29%), Austrália ($n = 3$; 10,71%) e Alemanha ($n = 2$; 7,14%). Alguns outros países contribuíram somente com um trabalho neste período: Brasil, Canadá, Coréia do Sul, Dinamarca, Eslovênia, Finlândia, Inglaterra, Irlanda, Polônia e Portugal.



Figura 6.2. Números de publicações científicas por ano (2010-2021), relativas a pesquisas experimentais com microplástico.

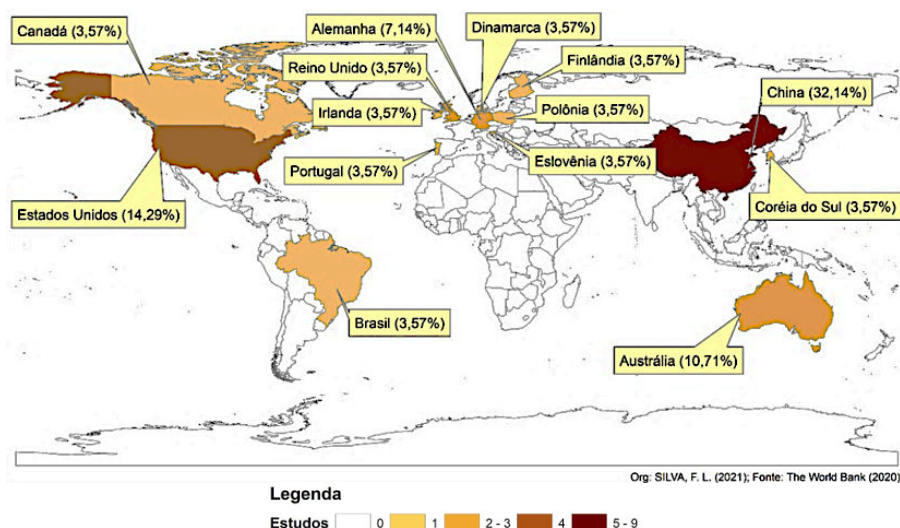


Figura 6.3. Mapa-múndi referente a porcentagem de publicações científicas por país, relativas a pesquisas experimentais com microplástico (2010-2021).

No que diz respeito aos grupos taxonômicos estudados, observou-se a predominância de trabalhos com peixes (56,10%), seguido por crustáceos (39,39%) e moluscos (9,09%). Destaca-se o fato de alguns desses artigos trazerem mais de um táxon estudado (por exemplo, peixes e crustáceos). Foram encontrados ainda estudos com três espécies de zooplâncton (10%). A Fig. 6.4 ilustra os diferentes grupos taxonômicos de acordo com os principais temas estudados. Alguns dos estudos mencionados na Fig. 6.4 possuem diferentes objetivos experimentais dentro do mesmo artigo (por exemplo, estuda

simultaneamente efeitos tóxicos e acumulação nos tecidos de peixes). A maioria dos estudos experimentais avaliaram os organismos aquáticos diante de exposições diárias à determinados compostos plásticos, sendo os mais comuns o PE, o PS e o PET, por um determinado período, variando a concentração e associados ou não com alimentação e outros compostos. Os tipos de experimentos ocorreram de acordo com o grupo taxonômico. Por exemplo, nos peixes, foram observadas alterações no desenvolvimento larval e nas habilidades locomotoras (CHEN et al., 2017), alterações de comportamento e análise de concentração de acúmulo nos tecidos (GRIGORAKIS; MASON; DROUILLARD, 2017), efeitos toxicológicos e alterações endócrinas (JUNG et al., 2020), e alterações gênicas (UMAMAHESWARI et al., 2021). Nos crustáceos e moluscos, foram observados principalmente alterações na capacidade de absorção e a bioacumulação, conforme avanço da cadeia trófica (BATEL et al., 2016; BATEL et al., 2018). Os detalhes relativos aos protocolos experimentais adotados e principais resultados estão descritos a seguir.

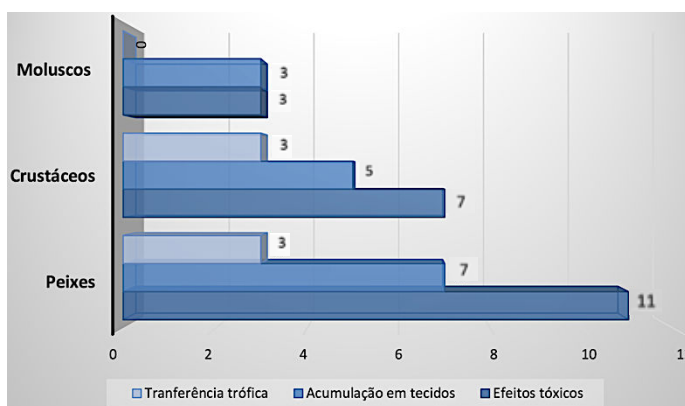


Figura 6.4. Publicações científicas relativas às pesquisas experimentais com microplástico, subdivididas por grupos taxonômicos e os objetivos da pesquisa (2010-2021).

Peixes menores e de fácil reprodução em aquário são os mais utilizados, já que apresentam resultados mais rápidos e são de mais fácil comparação com os dados da literatura. Destaque para o *zebrafish*, computando nove estudos. No entanto, houve estudos com peixes maiores, como o salmão, sendo exposto a longo prazo ao microplástico para observar os efeitos tóxicos no sistema endócrino, além da toxicidade nos estágios iniciais da vida (JAKUBOWSKA et al., 2020). Outro exemplo foi com o robalo, exposto a combinações de halógenos e microplástico associados à alimentação, observando-se alterações toxicocinéticas (GRANBY et al., 2018).

Nos estudos com crustáceos criados em laboratório, destacam-se os trabalhos com artêmia. Quatro empregaram a artêmia nos experimentos, sendo que alguns deles incluíam outros tipos de crustáceos. Esses experimentos observaram principalmente a capacidade de transferência trófica entre táxons após exposição direta a diversos tamanhos de microplástico (JEMEC et al., 2016). Os fragmentos de microplástico empregados nestes estudos usualmente são pré-fabricados em laboratório com tamanhos inferiores a 5 mm, diversificando sua composição, podendo ser PE puro ou misturado a alimentos próprios de acordo com o táxon estudado. A *Euphausia superba* (DAWSON et al., 2018), o crustáceo de água doce *Daphnia magna* (zooplâncton) (TRESTRAIL et al., 2020) podem ser citados como outros organismos que foram experimentados, frente às toxicidades do microplástico. Todos eles apresentaram algum tipo de alteração pela constante exposição aos componentes plásticos, além da observação da transferência trófica.

Assim, o número de estudos experimentais sobre os efeitos tóxicos do microplástico em organismos aquáticos aumentou nos últimos anos e segue tendência, mostrando a preocupação da elevada presença desse material em ambientes aquáticos. Deste modo, ainda são poucos os conhecimentos acumulados e os grupos taxonômicos estudados, especialmente para organismos aquáticos fora do ambiente marinho.

Experimentos sobre microplástico com organismos aquáticos

A realização de estudos experimentais auxilia no entendimento de como o microplástico e seus componentes químicos interagem com o ambiente e os organismos aquáticos (BHAGAT et al., 2020).

Várias das publicações sobre pesquisas experimentais com microplástico em organismos aquáticos focam o estudo relativo aos seus efeitos no desenvolvimento de espécies de peixes. Por exemplo, foi avaliado o efeito da exposição por 113 dias a diferentes tipos microplástico no desenvolvimento da truta marinha *Salmo trutta* (JAKUBOWSKA et al., 2020). Nesse estudo, foram empregados microplásticos de 3 mm de PS, PET e PE em concentrações consideradas realistas ambientalmente falando (0,1% do peso seco do sedimento) em condições experimentais laboratoriais que imitavam o ambiente natural da espécie. Embora a exposição ao microplástico não tenha afetado a sobrevivência dos embriões, a taxa de eclosão, o período de incubação, a sobrevivência das larvas, a taxa de crescimento, a taxa de absorção do saco vitelino, os níveis de corticosterona e cortisona, e parâmetros de citotoxicidade da truta marinha, elas sofreram prejuízos no que diz respeito ao aumento de genotoxicidade em eritrócitos das larvas. O trabalho concluiu que a exposição prolongada a microplásticos não afeta o desenvolvimento dos estágios iniciais da vida da truta marinha, mas pode levar a respostas genotóxicas, sendo o PS o microplástico com maior efeito.

Outro estudo sobre o impacto no desenvolvimento de peixes avaliou o crescimento e o comportamento de larvas de zebrafish (CHEN et al., 2017). As larvas foram expostas tanto ao microplástico, como ao nanoplástico (PS, 1 mg/L) a partir de três horas da fertilização e foram realizadas avaliações diárias até 120 h. O microplástico não afetou a locomoção e somente afetou a expressão do gene visual *zfrho*. Já o nanoplástico inibiu a locomoção larval, reduziu o comprimento do corpo, inibiu a atividade da acetilcolinesterase e aumentou significativamente a expressão dos genes *gfap*, *α1-tubulina*, *zfrho* e *zfbblue*. Concluiu-se que o microplástico causou pouco efeito e o nanoplástico causou marcante efeito neurotóxico no desenvolvimento de larvas de zebrafish. Esse resultado demonstra que o tamanho da partícula é um dos fatores chave da toxicidade desse poluente.

De maneira semelhante, peixes recifais planctívoros (*Acanthochromis polyacanthus*) jovens foram avaliados quanto a exposição ao PET, no que diz respeito às condições corporais e comportamentais (CRITCHELL; HOOGENBOOM, 2018). Neste estudo, foram confeccionados dois tamanhos de microplástico. Ao avaliar cinco concentrações diferentes de microplástico de 2 mm, não foram relatados prejuízos no crescimento corporal e no comportamento, e a quantidade de plástico encontrado no trato gastrointestinal foi considerada pequena, mesmo após seis semanas de exposição. Porém, com partículas menores, de 300 µm, o microplástico foi encontrado abundantemente do trato gastrointestinal a partir de uma semana de exposição. Nesses peixes, foi observado efeito negativo no crescimento e na condição corporal. Concluiu-se que as exposições a partículas de microplástico menores que o tamanho médio da alimentação do peixe dificultam a sua discriminação e tendem a ser mais ingeridas, causando maior dano.

Outro estudo com peixes jovens buscou avaliar indicadores de multiníveis para entender a resposta ao microplástico (HUANG et al., 2020). Peixes *guppy* (*Poecilia reticulata*) jovens foram expostos ao PS (32-40 µm) em duas concentrações (100 e 1000

$\mu\text{g/L}$) por 28 dias. Foi observado maior acúmulo de microplástico nas brânquias do que no intestino, sem afetar o crescimento dos peixes. Foi observado estresse oxidativo nas vísceras: atividades enzimáticas do sistema antioxidante de superóxido dismutase (SOD) e catalase (CAT). O declínio da atividade $\text{Na}^+/\text{K}^+-\text{ATP}$ indicou que o microplástico pode interferir no equilíbrio osmótico das brânquias. Por fim, o microplástico interferiu ainda na razão molar e transição elementar. Foi proposto um modelo de estudo multinível de resposta integrada para avaliações dos efeitos do microplástico em organismos aquáticos.

Para avaliar a existência de mecanismos preventivos da ingestão de microplásticos em larvas de peixes, o peixe branco (*Coregonus lavaretus*) foi utilizado (HUUSKONEN et al., 2020). Com protocolo de criação experimental fatorial completo foi possível avaliar as contribuições de diferentes indivíduos familiares, variações genéticas e a magnitude da ingestão e eliminação de microplásticos com a introdução de microesferas de PS de 90 μm na presença de zooplâncton (náuplios de artêmia). As formas larvais dos peixes brancos ingeriram pequenas quantidades de microplásticos, sendo a ingestão pouco afetada pela mãe e mais afetada em diferentes condições de cuidados parentais (com irmãos). A ingestão de microesferas não mostrou variação genética aditiva; portanto, nenhuma herdabilidade. Além disso, a taxa de ingestão de microesferas variou positivamente com a ingestão de artêmia, sugerindo ainda que as larvas não podem evitar a ingestão de microesferas de forma adaptativa. Juntamente com a forte correlação genética detectada entre a ingestão de alimentos e a ingestão de microplásticos, os resultados sugerem que as larvas de peixes não possuem facilmente variação genética aditiva que os ajudaria a se adaptar à crescente poluição por microplásticos. O conflito entre se alimentar de alimentos naturais e evitar microplásticos merece mais atenção.

Existem também pesquisas experimentais com microplástico em organismos aquáticos que objetivam avaliar peixes adultos. Um estudo com foco nos efeitos tóxicos no fígado de *zebrafish* adultos avaliou a captação e o acúmulo de microplásticos (LU et al., 2016; GRIGORAKIS; MASON; DROUILLARD, 2017). Após sete dias de exposição, microplásticos de PS de 5 μm acumularam nas brânquias e intestinos dos *zebrafish*. A análise histopatológica mostrou a ocorrência de inflamação e acúmulo de lipídios no fígado, bem como foi observado aumento das atividades de SOD e CAT, indicando estresse oxidativo. O perfil metabólico do fígado foi afetado, incluindo o metabolismo lipídico e energético. Portanto, poucos dias foram o suficiente para o microplástico induzir marcantes danos no fígado de peixes.

Um estudo com *zebrafish* adultos avaliou e comparou o efeito de diversos tipos de microplástico. Foram avaliados os cinco principais tipos de microplástico: PA, PE, PP, PVC e PS (LEI et al., 2018). As concentrações das suspensões foram diluídas em uma série de 0,001, 0,01, 0,1, 1,0 e 10,0 mg L^{-1} . Após dez dias de exposição, foi observada pouca ou nenhuma letalidade nos *zebrafish* em todas as concentrações. Porém, PA, PE, PP e PVC causaram danos intestinais, incluindo rachadura de vilosidades e divisão de enterócitos. Foi concluído que o dano intestinal é um efeito chave dos microplásticos e que a toxicidade dos microplásticos depende intimamente de seu tamanho, e não só de sua composição.

O *zebrafish* também foi utilizado para o estudo em nível molecular dos efeitos do microplástico (UMAMAHESWARI et al., 2021). *Zebrafish* adultos e saudáveis foram expostos por 35 dias ao PS (0,10-0,12 μm , concentrações de 10 e 100 $\mu\text{g L}^{-1}$). O microplástico induziu espécies reativas de oxigênio, afetando o sistema de defesa antioxidante, a enzimologia hepática e a neurotransmissão. Além disso, foram verificadas lesões histopatológicas, incluindo inflamação, degeneração, necrose e hemorragia, no cérebro e nos tecidos do fígado do *zebrafish*. A exposição ao microplástico regulou ainda positivamente as expressões dos genes *gstp1*, *hsp70l* e *ptgs2a* juntamente com a regulação negativa dos genes *cat*, *sod1*, *gpx1a* e *ache*. Portanto, foi demonstrado o grande potencial do microplástico PS em induzir diferentes graus de impactos tóxicos em peixes,

alterando seu mecanismo metabólico, arquitetura histológica e padrão de regulação gênica por meio do estresse oxidativo induzido por espécies reativas de oxigênio.

Para entender mais sobre a retenção de microplástico nos intestinos de peixes, peixes dourados (*Carassius auratus*) foram alimentados com uma ração comercial para peixes adicionada com 50 partículas de um dos dois tipos de microplástico (50-500 µm): microesferas e microfibras (LU et al., 2016). As microesferas foram obtidas de um limpador facial comercial, enquanto as microfibras foram obtidas de um tecido sintético lavado. Embora um pequeno número de partículas microplásticas tenha sido retido no trato gastrointestinal dos peixes após 6 dias (0-3 partículas/50), a retenção de microplásticos foi geralmente semelhante à retenção do conteúdo de digesta em massa. Os tempos de evacuação de 50% e 90% foram de 10h e 33,4 h, respectivamente. Os resultados deste estudo indicam que, provavelmente, nem as microesferas nem as microfibras se acumulam substancialmente no conteúdo intestinal dos peixes ao longo de refeições sucessivas.

Outros estudos focam na capacidade do microplástico acumular e carregar produtos químicos danosos a saúde. Para estudar essa propriedade do microplástico, foram confeccionadas partículas de PE de 3 mm, as quais foram expostas por três meses ao ambiente marinho da Baía de San Diego (EUA). Foi demonstrado que poluentes químicos, tais quais hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorados e difenilos polibromados foram absorvidos pelo microplástico (ROCHMAN et al., 2013a). Peixes (medaka, *Oryzias latipes*) foram expostos em condições experimentais controladas por dois meses a essa mistura de PE com poluentes químicos absorvidos do meio marinho, gerando bioacumulação de produtos químicos e marcantes sinais de hepatotoxicidade. Concluiu-se que o PE pode se comportar como vetor para bioacumulação de elementos tóxicos em peixes, responsáveis por inúmeros males a saúde.

Na mesma linha de avaliação de microplásticos como vetores químicos, foram examinados os efeitos de microplásticos associados a compostos orgânicos halogenados na toxicocinética e expressão gênica de robalo europeu (*Dicentrarchus labrax*) por até 80 dias (GRANBY et al., 2018). Os robalos foram criados em instalações experimentais e partículas microplásticas (2%, PE, 125-250 µm) foram incorporadas a alimentação deles com ou sem os contaminantes absorvidos (bifenil policlorado e bromados retardadores de chama). A acumulação dos contaminantes foi maior com a combinação com o microplástico em até 40 dias de exposição. Também houve aumento na expressão gênica no fígado (*cyp1a*, *il1β* e *gsta*) neste mesmo período de observação, revelando os mecanismos tóxicos (metabolismo do fígado, sistema imunológico e estresse oxidativo). Concluiu-se que a combinação de microplásticos com contaminantes age negativamente nas vias de desintoxicação do fígado e distribuição de lipídios.

Zebrafish adultos também foram alimentados com ração adicionada a microplásticos de PE de 125-250 µm com ou sem adição de mistura de bifenil policlorado, retardadores de chama bromados, compostos perfluorados e metilmercúrio (sorvidos) por três semanas (RAINIERI et al., 2018). A alimentação suplementada com microplásticos com contaminantes absorvidos produziu os efeitos mais evidentes, especialmente no fígado, incluindo diferentes níveis de vacuolização, e mudanças na expressão gênica. Os resultados indicam que os microplásticos por si só não produzem efeitos relevantes no *zebrafish* nas condições experimentais testadas. Porém, o efeito combinado de microplásticos e contaminantes absorvidos alteraram significativamente a homeostase de seus órgãos, de uma maneira maior do que os contaminantes isolados.

Para entender os efeitos da exposição combinada do microplástico com cádmio, *zebrafish* adultos foram expostos por três semanas a esse combinado (LU et al., 2018). Vinte e 200 µg/L de microplástico (PS, 5 µm) aumentaram a acumulação de cádmio no fígado, intestino e brânquias (brânquias > intestino > fígado). Análises de biomarcadores

bioquímicos, observação histopatológica e expressão de gene funcional demonstraram que a presença de microplástico aumentou a toxicidade do cádmio no *zebrafish* e a exposição combinada causou danos oxidativo e inflamação nos tecidos do *zebrafish*, revelando os efeitos crônicos da exposição combinada a microplástico e metais pesados.

Além dos diversos estudos experimentais com peixes para avaliar os efeitos da exposição ao microplástico, outros modelos com animais aquáticos têm sido empregados. Destacam-se os estudos com pequenos crustáceos, moluscos e algas. Nesse sentido, um estudo avaliou os efeitos da ingestão de microplástico na reprodução e sobrevivência de *Daphnia magna*, um crustáceo usado como modelo experimental de água doce (CANNIFF; HOANG, 2018). Quando exposto a microesferas de PE verde fluorescente de 25, 50 e 100 mg/L no tamanho de 63-75 µm, a *D. magna* ingeriu uma quantidade significativa de microesferas de plástico. O número de microesferas ingeridas aumentou com o aumento da concentração de partículas e do tempo de exposição. No entanto, nenhum efeito significativo na sobrevivência e na reprodução foi observado. Outro resultado do estudo foi que algas *Raphidocelis subcapitata* cresceram mais com a presença de microesferas de plástico do que sem microesferas de plástico, sugerindo que o microplástico pode servir como substratos para o crescimento de algas.

Ainda estudando a *D. magna*, foi avaliado os efeitos da acumulação de microplástico pela ingestão de PET (JEMEC et al., 2016). A *D. magna* foi exposta por 48 h a microfibras de PET de 62-1400 µm de comprimento. A maioria das fibras ingeridas tinha cerca de 300 µm, chegando até cerca de 1400 µm no intestino. A exposição a essas fibras resultou em aumento da mortalidade apenas quando os crustáceos não foram pré-alimentados com algas (nenhum efeito quando de alimentação prévia). Independentemente do regime de alimentação, os crustáceos não foram capazes de se recuperar da exposição ao microplástico após um período adicional de incubação de 24 h em um meio sem microplástico e com algas. Foram apresentados efeitos interessantes sobre a acumulação do PET têxtil em *D. magna*.

Mais um estudo com a *D. magna* avaliou os efeitos das micropartículas naturais e antropogênicas no seu condicionamento físico (OGONOWSKI et al., 2016). Foram comparados microplásticos primários e secundários (1-63 µm) com partículas de ocorrência natural (argila de caulim, 3-5 µm) na ingestão alimentar, no crescimento, na capacidade reprodutiva e nos efeitos maternos na sobrevivência e alimentação da prole. A exposição ao microplástico secundário induziu mortalidade elevada, aumentou o período entre ninhadas e diminuiu a reprodução. Nenhum desses efeitos foi observado em tratamentos com microplástico primário ou caulim. Exposição a qualquer tipo de partícula na baixa concentração de algas diminuiu o crescimento individual (15%). Em contraste, a resposta positiva do crescimento para todos os tipos de partículas foi observada na alta concentração de algas com aumento de 17%, 54% e 40% para caulim, microplástico primário e secundário, respectivamente. Ambos os tipos de microplástico diminuíram a ingestão de alimentos, enquanto o caulim não teve efeito. Assim, foi demonstrado que microplásticos, em particular os secundários têm uma maior capacidade de afetar negativamente a alimentação em *D. magna* em comparação com partículas minerais naturais de tamanho semelhante.

Modelo parecido com o da *D. magna*, a artêmia também é empregada, quando o foco são os efeitos no ambiente marinho. Aqui, a *Artemia parthenogenetica* foi exposta a PS (10 µm) em diferentes concentrações extrapoláveis aos valores ambientais (WANG et al., 2019). Não foram reportados impactos na sobrevivência, crescimento ou desenvolvimento da artêmia durante a exposição de 14 dias em uma faixa de concentrações de PS de 0,55-550 µg/L. No entanto, ultraestruturas anormais de células epiteliais intestinais foram observadas após a exposição a microesferas de PS, incluindo microvilosidades menores e desordenadas, aumento do número de mitocôndrias e

aparecimento de autofagossomo. O fenômeno pode afetar a absorção nutricional e o metabolismo energético. Embora nenhum efeito relevante no que tange à toxicidade aguda ou crônica tenha sido observado nas artêmias em exposições de 24 h ou 14 dias, este estudo fornece evidências de que a ingestão de microplásticos de PS causou uma série de respostas em células epiteliais intestinais.

O *Gammarus pulex*, um crustáceo de água doce de até 21 mm de comprimento, foi utilizado para estudar os efeitos da interação da exposição ao microplástico com a temperatura ambiental (KRATINA et al., 2019). Para tanto, foram replicadas condições experimentais realistas no que diz respeito a concentrações de microplástico (polimetil metacrilato, 40,2 µm, 10 concentrações diferentes) e temperatura (9, 15 e 19 °C) e avaliado os efeitos metabólicos e alimentares no que foi considerado um modelo detritívoro de água doce. Foi observado aumento nas taxas metabólicas e de alimentação com o aumento da massa corporal e da temperatura, de acordo com a teoria metabólica e de forrageamento. O aquecimento experimental alterou o efeito dos microplásticos na taxa metabólica, que aumentou com a concentração de microplásticos na temperatura mais baixa, mas diminuiu nas temperaturas mais altas. Os microplásticos não tiveram efeito sobre a quantidade de serapilheira consumida pelos detritívoros, portanto, não resultaram em taxas de alimentação alteradas. Esses resultados mostram que o metabolismo de detritívoros de água doce pode ser alterado pela exposição de curto prazo aos microplásticos, com maior inibição das taxas metabólicas em altas temperaturas. Concluiu-se que o curto prazo de exposição do protocolo experimental resultou em pouco impacto dos microplásticos na decomposição da serapilheira por esses crustáceos, mas que o contexto ambiental de temperatura afeta a poluição microplástica em ecossistemas de água doce.

Também existem estudos com crustáceos grandes. Jovens *Eriocheir sinensis* (caranguejo-peludo-chinês) foram utilizados para avaliar o crescimento, o acúmulo de microplásticos de PS (0,5 µm, até 40000 µg/L por 7 dias) e a resposta ao estresse oxidativo no fígado (YU et al., 2018). O ganho de peso, a taxa de crescimento específico e o índice hepatossomático diminuíram com o aumento da concentração de microplástico. As atividades de acetilcolinesterase e alanina aminotransferase foram menores do que no grupo controle. A atividade do aspartato aminotransferase aumentou após a exposição a uma baixa concentração de microplásticos e, em seguida, diminuiu com o aumento das concentrações de microplásticos. As atividades de SOD, aspartato transaminase, glutathione e glutathione peroxidase aumentaram em amostras expostas a baixas concentrações de microplásticos e diminuíram em organismos expostos a altas concentrações. Em contraste, as atividades da acetilcolinesterase, CAT e alanina aminotransferase foram menores nos organismos expostos a microplásticos. Após a exposição a concentrações crescentes de microplásticos, a expressão de genes que codificam os antioxidantes SOD, CAT, glutathione peroxidase e glutathione S-transferase no fígado diminuiu após o primeiro aumento. A exposição a microplásticos aumentou a expressão do gene que codifica p38 na via de sinalização MAPK e diminuiu significativamente a expressão dos genes que codificam ERK, AKT e MEK. Os resultados deste estudo demonstram que os microplásticos podem se acumular nos tecidos de *E. sinensis* e afetar negativamente seu crescimento. Além disso, a exposição ao microplástico causa danos e induz estresse oxidativo no hepatopâncreas.

Por fim, outros estudos propositalmente agregam comparações entre diferentes espécies e táxons, como moluscos, crustáceos e peixes. Um interessante estudo avaliou o efeito da exposição do microplástico fenol-formaldeído, comumente utilizado como espuma de arranjos florais (TRESTRAIL et al., 2020). Foi comparado a espuma “padrão” com a bioespuma (derivada de plantas) em espécies de invertebrados e vertebrados: o gastrópode de água doce *Physa acuta*, o gastrópode marinho *Bembicium nanum*, o bivalve marinho *Mytilus galloprovincialis*, adultos e recém-nascidos do crustáceo de água doce *Daphnia magna*, o anfípode marinho *Allorchestes compressa*, náuplios do crustáceo marinho *Artemia* sp e embriões de zebrafish. Com relação a ingestão, os resultados foram

similares para os dois tipos de espuma nas espécies estudadas. Embora a toxicidade (DL) foi a mesma para a artêmia e para a *D. magna*, o microplástico lixiviado da bioespuma foi duas vezes mais tóxico para embriões do zebrafish, em comparação com o lixiviado de microplástico de espuma regular (96h). Já para o *M. galloprovincialis*, a atividade da catalase, da glutathione-S-transferase e peroxidação lipídica foram afetados pelo lixiviado microplástico de espuma regular. Os resultados mostram que os microplásticos de fenol-formaldeído podem interagir com uma variedade de animais aquáticos e afetar os pontos finais subletais por lixiviação de compostos tóxicos e pela presença física dos próprios microplásticos.

Nessa linha de estudos com diferentes táxons, alguns focam no acúmulo de partículas de microplástico ao longo das teias alimentares que terminam com modelos de vertebrados. Um exemplo é o estudo experimental da cadeia alimentar artificial simples com *Artemia* sp. e zebrafish (BATEL et al., 2016). Foi demonstrado que partículas de microplástico pequenas (1-20 µm, composição não divulgada) se acumularam nos náuplios de artêmia e são subsequentemente transferidas para os peixes. Partículas virgens não carregadas com poluentes orgânicos persistentes (POPs) não causaram nenhum dano físico no trato intestinal do zebrafish, embora partes das partículas tenham ficado retidas no muco das vilosidades intestinais. A transferência de POPs associados foi testada com o hidrocarboneto aromático policíclico benzo[a]pireno. O rastreamento de fluorescência de benzo[a]pireno indicou que pops associados a microplásticos de origem alimentar podem ser dessorvidos no intestino de peixes e, portanto, são transferidos para o epitélio intestinal e para o fígado.

Os principais achados explorados neste item encontram-se resumidamente dispostos na Tab. 6.1.

Algumas lacunas e perspectivas futuras (próximos passos)

A poluição por microplásticos é na atualidade uma ameaça importante, sendo um dos indicadores mais relevantes de poluição quanto ao impacto de atividades humanas no meio ambiente. Os plásticos estão se acumulando e se fragmentando em todos os ecossistemas do mundo por causa de sua alta demanda, uso excessivo e gestão inadequada. Estudo mostrando que plásticos de diversos tamanhos estão presentes em todos os níveis de cadeias tróficas e promovem impacto severo na biota, levando a fome e ao sufocamento de várias espécies animais. Neste capítulo foram pontuados, em particular, os efeitos da poluição em organismos aquáticos. Foi demonstrada a tendência de aumento nos últimos anos, mostrando a importância e a preocupação da elevada presença desse material em ambientes aquáticos. No entanto, ainda são poucos os conhecimentos acumulados e os grupos taxonômicos estudados, especialmente para organismos aquáticos fora do ambiente marinho. A análise dos tipos de plásticos, os aditivos adicionados durante a produção de plástico, seu papel como transportador de metais, de alterações epigenéticas, bem como de vetores para microrganismos necessitam estudos aprofundados para a avaliação do perigo potencial da exposição de espécies em outros ecossistemas bem como em seres humanos.

Os efeitos do microplástico e do nanoplástico em mamíferos, particularmente em humanos, são ainda mais incipientes. No entanto, estudos recentes apontam que é possível a penetração e efeitos adversos do microplástico e do nanoplástico nos tecidos, cujas fontes são atribuídas ao consumo de alimentos e da água contaminados durante o armazenamento em garrafas ou recipientes plásticos. Também foi detectado microplástico em fezes humanas. Assim, implicações na saúde humana já começam a ser relatadas, embora as consequências ainda não sejam bem compreendidas. As análises das consequências do plástico no meio ambiente urgem, então, de serem investigadas. As ações possíveis quanto às perspectivas futuras é que seja reduzida a utilização dos

plásticos, sendo em parte substituídos por outros materiais de caráter menos agressivo aos vários ecossistemas e para saúde pública.

Embora esse campo de estudo seja relativamente novo, espera-se que o número de publicações tenha um aumento exponencial nos próximos anos, devido ao incremento no uso do plástico, a falta de tecnologias viáveis para a remoção deste poluente do ambiente e crescente divulgação pela comunidade científica dos seus males. É importante que a comunidade científica como um todo compreenda melhor os efeitos toxicológicos para o ambiente aquático, bem como sua ação direta à saúde humana, de modo a direcionar condutas a fim de minimizar os impactos ambientais e consequentes efeitos nocivos dos componentes plásticos.

Conclusões

O uso exagerado e crescente do plástico vem gerando inúmeros problemas ambientais e para a nossa saúde. Após o seu descarte em locais inapropriados, os plásticos podem sofrer diversos processos de degradação e fragmentação, dando origem aos microplásticos, partículas menores de 5 mm, com potencial poluidor ainda mais preocupante que plásticos maiores. Se há alguns anos os problemas pareciam restritos ao ambiente marinho, hoje, sabe-se que o microplástico contamina o ambiente terrestre, os sistemas de água doce e até mesmo do ar. Diferentes níveis tróficos têm sido direta e indiretamente impactados pelo microplástico, incluindo moluscos, crustáceos, peixes, anfíbios, répteis, aves e o ser humano. Várias espécies animais têm morrido em detrimento da exposição a este poluente. Além disso, o microplástico tem se revelado como importante transportador de substâncias químicas danosas, incluindo metais e organismos patogênicos. Pesquisas experimentais sobre os efeitos do microplástico nos organismos aquáticos auxiliam no entendimento de como ele e seus componentes químicos interagem com o ambiente e os organismos aquáticos, contribuindo para o entendimento quanto aos possíveis impactos ambientais, mecanismos de ação e formas de remediação. As pesquisas explicam os efeitos no desenvolvimento das espécies, os processos de genotoxicidade, neurotoxicidade, hepatotoxicidade, no equilíbrio osmótico e aspectos gastrointestinais, inflamatórios, metabólicos e genéticos. As pesquisas experimentais com microplástico em organismos aquáticos têm crescido nos últimos anos, mas os problemas ambientais e na saúde animal ainda carecem de muito mais investimento na área.

Tabela 6.1. Experimentos sobre microplástico com organismos aquáticos incluídos na presente revisão.

Organismo testado	Microplástico (Polímero)	Tamanho	Concentração	Tempo de exposição	Principais resultados	Referência
Larva de <i>Salmo trutta</i> (truta marinha)	PS, PET e PE	3 mm	0,1% do peso seco do sedimento	113 dias	Genotoxicidade em eritrócitos	Jakubowska (2020)
Larva de zebrafish	PS	Microplástico e nanoplástico	1 mg/L	3 h da fertilização até 120 h	Microplástico: pouco efeito. Nanoplástico: efeito neurotóxico e genotóxico	Chen (2017)
<i>Acanthochromis polyacanthus</i> jovem	PET	300 µm e 2 mm	Agudo: 0,021, 0,044, 0,067 e 0,86 mg/L; Crônico: 0,025, 0,055, 0,086 e 0,1 mg/L	Até 6 semanas	2mm: pouco efeito. 300 µm: acúmulo no intestino e redução no crescimento corporal	Critchell; Hoogenboom (2018)
<i>Poecilia reticulata</i> jovem (guppy)	PS	32-40 µm	100 e 1000 µg/L	28 dias	Interferência no equilíbrio osmótico das brânquias	Huang (2020)
Larva de <i>Coregonus lavaretus</i> (peixe branco)	PS (microesferas)	90 µm	7,5 e 30 peças /ml	6 h	Sem variação genética aditiva para adaptação alimentar a poluentes	Huuskonen (2020)
Zebrafish adulto	PS	5 e 20 µm	20 mg/L	7 dias	Acúmulo nas brânquias e intestino, hepatotoxicidade, estresse oxidativo e inflamação	Lu (2016); Grigorakis <i>et al.</i> (2017)
Zebrafish adulto	PA, PE, PP, PVC e PS	0,1, 1,0 e 5,0 µm	0,001, 0,01, 0,1, 1,0 e 10,0 mg/L	10 dias	Toxicidade e danos intestinais	Lei <i>et al.</i> (2018)
Zebrafish adulto	PS	0,10-0,12 µm	10 e 100 µg L/1	35 dias	Alteração metabólica, na arquitetura histológica e genotoxicidade	Umamaheswari (2021)
<i>Carassius auratus</i> adulto (peixe dourado)	microesferas e microfibras	50-500 µm	50 partículas	6 dias	Pouco acúmulo no intestino	Lu (2016)
<i>Oryzias latipes</i> (peixe medaka)	PE	3 mm	-	2 meses	Bioacumulação de elementos tóxicos e hepatotoxicidade	Rochman (2013)
<i>Dicentrarchus labrax</i> (robalo europeu)	PE + contaminantes absorvidos	125-250 µm	2%	Até 80 dias	Hepatotoxicidade e genotoxicidade	Granby (2018)
Zebrafish adulto	PE + contaminantes absorvidos	125-250 µm	2%	3 semanas	Hepatotoxicidade e genotoxicidade dependente dos contaminantes absorvidos	Rainieri (2018)
Zebrafish adulto	PS + cádmio	5 µm	20-200 µg/L	3 semanas	Potenciação dos danos do metal (toxicidade e inflamação)	Lu (2018)
<i>Daphnia magna</i> (crustáceo)	PE verde fluorescente	63-75 µm	25, 50 e 100 mg/L	Tempo-efeito	efeito tempo x exposição; maior crescimento de algas	Canniff; Hoang (2018)
<i>Daphnia magna</i> (crustáceo)	Fibras de PET	62-1400 µm	12,5-100 mg/L	48 h	Aumento da mortalidade associada sem alimentação prévia	Jemec (2016)
<i>Daphnia magna</i> (crustáceo)	Microplásticos primários e secundários	1-63 µm	12 min – 21 dias	2,25 x 10 ⁵ - 10 ² ml/L	Prejuízos reprodutivos e maior mortalidade com microplástico secundário	Ogonowski (2016)
<i>Artemia parthenogenetica</i> (crustáceo)	PS	10 µm	0,55-550 µg/L	Até 14 dias	Alterações na estrutura de células epiteliais intestinais	Wang (2019)
<i>Gammarus Pulex</i> (crustáceo)	Polimetil metacrilato	40,2 µm	10 concentrações diferentes	Em diferentes temperaturas	Aquecimento experimental alterou o efeito dos microplásticos na taxa metabólica	Kratina (2019)
<i>Eriocheir sinensis</i> jovem (caranguejo-peludo-chinês)	PS	0,5 µm	Até 40000 µg/L	7 dias	Reduz o crescimento, causa danos e induz estresse oxidativo no hepatopâncreas	Yu (2018)
<i>Physa acuta</i> (gastropode), <i>Bembicium nanum</i> (gastropode), <i>Mytilus galloprovincialis</i> (bivalve), <i>Daphnia magna</i> (recém-nascido e adulto, crustáceo), <i>Allorchestes compressa</i> (anfipode), <i>Artemia sp</i> (nauplios, crustáceo), zebrafish (embrião)	Fenol-formaldeído (espuma padrão x bioespuma)	Espuma padrão: 170,4 µm; bioespuma: 155,9 µm	1 mg/mL	2 a 24 h	Toxicidade e letalidade variáveis	Trestrail (2020)
<i>Artemia sp</i> (nauplios) e zebrafish	Composição não divulgada	1-20 µm	1,2 x10 ⁶ partículas	3h – 14 d	Transferência pela cadeia alimentar associada a POPs	Batel (2016)

Referências

- ABATZPOULOS, T. et al. Genetic characterization of *Artemia tibetiana* (Crustacea: Anostraca). **Biol. J. Linn. Soc.**, v. 75, p. 333-344, 2002.
- AL-ZAWAIDAH, H.; RAVAZZOLO, D.; FRIEDRICH, H. Macroplastics in rivers: present knowledge, issues and challenges. **Environ. Sci. Process. Impacts**, v. 23, p. 535-552, 2021.
- ARAÚJO, A.P.C. et al. Micro(nano)plastics as an emerging risk factor to the health of amphibian: a scientometric and systematic review. **Chemosphere**, v. 283, p. 131090, 2021.
- ARIAS, A.H. et al. Evidence of microplastic ingestion by fish from the Bahía Blanca Estuary in Argentina, South America. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 102, p. 750-756, 2019.
- ASEM, A. Historical record on brine shrimp *Artemia* more than one thousand years ago from Urmia Lake, Iran. **J. Biol. Res.**, v. 9, p. 113-114, 2008.
- AVIO, C.G. et al. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. **Environ. Pollut.**, v. 198, p. 211-222, 2015.
- BATEL, A. et al. Microplastic accumulation patterns and transfer of benzo[a]pyrene to adult zebrafish (*Danio rerio*) gills and zebrafish embryos. **Environ. Pollut.**, v. 235, p. 918-930, 2018.
- BATEL, A. et al. Transfer of benzo[a]pyrene from microplastics to *Artemia nauplii* and further to zebrafish via a trophic food web experiment: CYP1A induction and visual tracking of persistent organic pollutants. **Environ. Toxicol. Chem.**, v. 35, p. 1656-1666, 2016.
- BHAGAT, J. et al. Zebrafish: An emerging model to study microplastic and nanoplastic toxicity. **Sci. Total Environ.**, v. 728, p. 138707, 2020.
- BROWNE, M.A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R. Microplastic-an emerging contaminant of potential concern? **Integr. Environ. Assess. Manag.**, v. 3, p. 559-561, 2007.
- BUSS, D.; OLIVEIRA, R.; BAPTISTA, D. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continental. **Oecologia Bras.**, v. 12, p. 339-345, 2008.
- CAMPANALE, C. et al. A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 4, p. 1212, 2020.
- CANNIFF, P.M.; HOANG, T.C. Microplastic ingestion by *Daphnia magna* and its enhancement on algal growth. **Sci. Total Environ.**, v. 633, p. 500-507, 2018.
- CASTAÑEDA, RA. et al. Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 71, p. 1767-1771, 2014.
- CHEN, H. L. et al. Microplastic pollution in freshwater systems in Southeast Asia: contamination levels, sources, and ecological impacts. **Environ. Sci. Pollut.**, v. 28, p. 54222-54237, 2021.
- CHEN, Q. et al. Quantitative investigation of the mechanisms of microplastics and nanoplastics toward zebrafish larvae locomotor activity. **Sci. Total Environ.**, v. 584-585, p. 1022-1031, 2017.
- CHEN, Y. et al. Bisphenol A-induced DNA damages promote to lymphoma progression in human lymphoblastoid cells through aberrant CTNNB1 signaling pathway. **iScience**, v. 24, n. 8, p. 102888, 2021.
- CHOY, C.A. et al. The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. **Scientific Reports**, v. 9, p. art.7843, 2019.
- CINGOTTI, N.; JENSEN, G. **Food contact materials and chemical contamination**. Brussels: Health and Environment Alliance, 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Orientações para realização de ensaios e apresentação dos resultados nos documentos encaminhados à CETESB: ELHE - Setor de Ecotoxicologia Aquática. In: SEMINÁRIO ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS COM ORGANISMOS AQUÁTICOS: ATENDIMENTO À LEGISLAÇÃO AMBIENTAL, 2017, São Paulo. **Anais...** São Paulo: CETESB, 2017.

CRITCHELL, K.; HOOGENBOOM, M.O. Effects of microplastic exposure on the body condition and behaviour of planktivorous reef fish (*Acanthochromis polyacanthus*). **PLoS One**, v. 13, p. e0193308, 2018.

DAWSON, AL. et al. Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill. **Nat. Commun.**, v. 9, p. 1001, 2018.

DU, F. et al. Microplastics in take-out food containers. **J. Hazard. Mater.**, v. 399, p. 122969, 2020.

FADARE, O. O. et al. Microplastics from consumer plastic food containers: are we consuming it? **Chemosphere**, v. 253, p. 126787, 2020.

FAURE, F. et al. Pollution due to plastics and microplastics in Lake Geneva and in the Mediterranean Sea. **Arch. des Sci.**, v. 65, p. 157-164, 2012.

GARCIA, A.G. et al. A comparison of microplastic contamination in freshwater fish from natural and farmed sources. **Environ. Sci. Pollut.**, v. 28, p. 14488-14497, 2021.

GEYER, R.; JAMBECK, J.R.; LAW, K.L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Sci. Adv.**, v. 3, p. e1700782, 2017.

GRANBY, K. et al. The influence of microplastics and halogenated contaminants in feed on toxicokinetics and gene expression in European seabass (*Dicentrarchus labrax*). **Environ. Res.**, v. 164, p. 430-443, 2018.

GRIGORAKIS, S.; MASON, S.A.; DROUILLARD, K.G. Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*). **Chemosphere**, v. 169, p. 233-238, 2017.

GUILLETTE, L.J. et al. Organization versus activation: the role of endocrine-disrupting contaminants (edcs) during embryonic development in wildlife. **Environ. Health Perspect.**, v. 103, p. 157, 1995.

HAHLADAKIS, J.N. et al. An overview of chemical additives present in plastics: migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. **J. Hazard. Mater.**, v. 344, p. 179-199, 2018.

HARTMANN, N.B. et al. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. **Environ. Sci. Technol.**, v. 53, p. 1039-1047, 2019.

HATJE, V. Oceanografia e química: unindo conhecimento em prol dos oceanos e da sociedade. **Química Nova**, v. 36, p. 1497-1508, 2013.

HUANG, J.N. et al. Integrated response of growth, antioxidant defense and isotopic composition to microplastics in juvenile guppy (*Poecilia reticulata*). **J. Hazard. Mater.**, v. 399, p. 123044, 2020.

HUANG, J.N. et al. Micro/nano-plastics cause neurobehavioral toxicity in discus fish (*Symphysodon aequifasciatus*): insight from brain-gut-microbiota axis. **J. Hazard. Mater.**, v. 421, p. 126830, 2022.

HUUSKONEN, H. et al. Do whitefish (*Coregonus lavaretus*) larvae show adaptive variation in the avoidance of microplastic ingestion? **Environ. Pollut.**, v. 262, p. 114353, 2020.

JAKUBOWSKA, M. et al. Effects of chronic exposure to microplastics of different polymer types on early life stages of sea trout *Salmo trutta*. **Sci. Total Environ.**, v. 740, p. 139922, 2020.

JEMEC, A. et al. Uptake and effects of microplastic textile fibers on freshwater crustacean *Daphnia magna*. **Environ. Pollut.**, v. 219, p. 201-209, 2016.

- JUNG, J.W. et al. Chronic toxicity of endocrine disrupting chemicals used in plastic products in Korean resident species: implications for aquatic ecological risk assessment. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, v. 192, p. 110309, 2020.
- KIM, J.S. et al. Global pattern of microplastics (mps) in commercial food-grade salts: sea salt as an indicator of seawater MP pollution. **Environ. Sci. Technol.**, v. 52, p. 12819-12828, 2018.
- KRATINA, P. et al. Interactive effects of warming and microplastics on metabolism but not feeding rates of a key freshwater detritivore. **Environ. Pollut.**, v. 255, p. 113259, 2019.
- KWON, J.H. et al. Microplastics in food: a review on analytical methods and challenges. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 17, p. 6710, 2020.
- KYNYON, K.; KRIDLER, E. Layran albatrosses swallow indigestible matter. **Ornithology**, v. 86, p. 339-343, 1969.
- LANDRIGAN, P.J. et al. Human health and ocean pollution. **Ann. Glob. Heal.**, v. 86, p. 151, 2020.
- LAWS, M.J. et al. Endocrine disrupting chemicals and reproductive disorders in women, men, and animal models. **Adv. Pharmacol.**, v. 92, p. 151-190, 2021.
- LEE, Y. K.; HUR, J. Adsorption of microplastic-derived organic matter onto minerals. **Water Res.**, v. 187, p. 116426, 2020.
- LEI, L. et al. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. **Sci. Total Environ.**, v. 619-620, p. 1-8, 2018.
- LIEBMANN, B. et al. Assessment of microplastic concentrations in human stool: final results of a prospective study. In: CONFERENCE ON NANO AND MICROPLASTICS AND FRESHWATER SYSTEMS, MICROPLASTICS, 2019, Monte Verità. **Abstracts...** Monte Verità: Medical University of Vienna, 2019.
- LU, K. et al. Influence of microplastics on the accumulation and chronic toxic effects of cadmium in zebrafish (*Danio rerio*). **Chemosphere**, v. 202, p. 514-520, 2018.
- LU, Y. et al. Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver. **Environ. Sci. Technol.**, v. 50, p. 4054-4060, 2016.
- MAO, R. et al. Aging mechanism of microplastics with UV irradiation and its effects on the adsorption of heavy metals. **J. Hazard. Mater.**, v. 393, p. 122515, 2020.
- MAXIMINO, C. et al. Non-mammalian models in behavioral neuroscience: consequences for biological psychiatry. **Front. Behav. Neurosci.**, v. 9, p. art.233, 2015.
- MCCORMICK, A. et al. Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. **Environ. Sci. Technol.**, v. 48, p. 11863-11871, 2104.
- MERREL, T. Accumulation of plastic litter on beaches of Amchitka Island, Alaska. **Mar. Environ. Res.**, v. 3, p. 171-184, 1980.
- MEYER, B. et al. Brine shrimp: a convenient general bioassay for active plant constituents. **Planta Med.**, v. 45, p. 31-34, 1982.
- MUNTEANU, C.; DUMITRASCU, M. *Artemia salina*. **Balneo-Research J.**, v. 2, p. 119-122, 2011.
- OEHLMANN, J. et al. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. **Philos. Trans. R. Soc. B. Biol. Sci.**, v. 364, p. 2047-2062, 2009.
- OGONOWSKI, M. et al. The effects of natural and anthropogenic microparticles on individual fitness in *Daphnia magna*. **PLoS One**, v. 11, p. e0155063, 2016.
- OLIVATTO, P.G. et al. Microplastics: contaminants of global concern in the anthropocene. **Rev.**

Virtual Química, v. 10, p. 1968-1989, 2018.

PETERSON, R.T. et al. Use of non-mammalian alternative models for neurotoxicological study. **Neurotoxicology**, v. 29, p. 546-555, 2008.

RAINIERI, S. et al. Combined effects of microplastics and chemical contaminants on the organ toxicity of zebrafish (*Danio rerio*). **Environ. Res.**, v. 162, p. 135-143, 2018.

RICE, N.; HIRAMA, S.; WITHERINGTON, B. High frequency of micro- and meso-plastics ingestion in a sample of neonate sea turtles from a major rookery. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 167, p. 112363, 2021.

RINKWITZ, S.; MOURRAIN, P.; BECKER, T. S. Zebrafish: an integrative system for neurogenomics and neurosciences. **Prog. Neurobiol.**, v. 93, p. 231-243, 2011.

ROCHMAN, CM. et al. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. **Sci. Rep.**, v. 3, p. 3263, 2013a.

ROCHMAN, C. M. et al. Polystyrene plastic: a source and sink for polycyclic aromatic hydrocarbons in the marine environment. **Environ. Sci. Technol.**, v. 47, p. 13976-13984, 2013b.

SCHEFFER, V. **Experiments in the marking of seals and sea-lions**. Seattle: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, 1950. (Special Scientific Report: Wildlife, 4).

SCHMID, C.; COZZARINI, L.; ZAMBELLO, E. Microplastic's story. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 162, p. 111820, 2021.

SHARIFINIA, M. et al. Microplastic pollution as a grand challenge in marine research: a closer look at their adverse impacts on the immune and reproductive systems. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, v. 204, p. 111109, 2020.

SIEGEL, H. et al. Identification and quantification of microplastic particles in drinking water treatment sludge as an integrative approach to determine microplastic abundance in a freshwater river. **Environ. Pollut.**, v. 286, p. 117524, 2021.

SKINNER, M.K.; ANWAY, M.D. Epigenetic transgenerational actions of vinclozolin on the development of disease and cancer. **Crit. Rev. Oncog.**, v. 13, p. 75-82, 2007.

SMITH, M. et al. Microplastics in seafood and the implications for human health. **Curr. Environ. Heal. Reports**, v. 5, p. 375-386, 2018.

STANTON, T. et al. Freshwater microplastic concentrations vary through both space and time. **Environ. Pollut.**, v. 263, p. 114481, 2020.

STEENBERGEN, P.J.; RICHARDSON, M.K.; CHAMPAGNE, D.L. The use of the zebrafish model in stress research. **Prog. Neuro-Psychopharmacology Biol. Psychiatry**, v. 35, p. 1432-1451, 2011.

TALSNESS, C.E. et al. Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. **Philos. Trans. R. Soc. B. Biol. Sci.**, v. 364, p. 2079-2096, 2009.

THOMPSON, R. How concerned should we be about microplastics? In: INTERNATIONAL RESEARCH WORKSHOP ON THE OCCURRENCE, EFFECTS AND FATE OF MICROPLASTIC MARINE DEBRIS, 2008, Tacoma. **Proceedings...** Silver Spring: NOAA, 2009. (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30).

THOMPSON, R.C. et al. Lost at sea: where is all the plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 2004.

THOMPSON, R.C. et al. Our plastic age. **Philos. Trans. R. Soc. B. Biol. Sci.**, v. 364, n. 1526, p. 1973-1976, 2009.

TOUSSAINT, B. et al. Review of micro- and nanoplastic contamination in the food chain. **Food Addit. Contam. Part A**, v. 36, p. 639-673, 2019.

- TRESTRAIL, C. et al. Foaming at the mouth: ingestion of floral foam microplastics by aquatic animals. **Sci. Total Environ.**, v. 705, p. 135826, 2020.
- UMAMAHESWARI, S. et al. Exposure to polystyrene microplastics induced gene modulated biological responses in zebrafish (*Danio rerio*). **Chemosphere**, v. 281, p. 128592, 2021.
- VAN FRANEKER, J.A. Plastic ingestion in the North Atlantic fulmar. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 16, p. 367-369, 1985.
- VASSEUR, P.; MASFARAUD, J.F.; BLAISE, C. Ecotoxicology, revisiting its pioneers. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 28, p. 3852-3857, 2021.
- VEDOLIN, M.C. et al. Variabilidade espacial da concentração de metais em microplásticos coletados em praias: um novo insight sobre poluição. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 7., 2016, Salvador. **Anais...** Salvador: Universidade Federal da Bahia, 2016.
- VETHAAK, A.D.; LESLIE, H.A. Plastic debris is a human health issue. **Environ. Sci. Technol.**, v. 50, p. 6825-6826, 2016.
- VON SSCHOENFELT, A. **Atlas do plástico**. Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll, 2020.
- WANG, Y. et al. Effects of ingested polystyrene microplastics on brine shrimp, artemia parthenogenetica. **Environ. Pollut.**, v. 244, p. 715-722, 2019.
- WELLE, F.; FRANZ, R. Microplastic in bottled natural mineral water: literature review and considerations on exposure and risk assessment. **Food Addit. Contam. Part A**, v. 35, p. 2482-2492, 2018.
- WIT, W. et al. **Brasil é o 4º país do mundo que mais gera lixo plástico**. Brasília: WWF, 2019. Disponível em: <https://bit.ly/33pa0KT>. Acesso em: 09 jun. 2021.
- WRIGHT, S.L.; KELLY, F.J. Plastic and human health: a micro issue? **Environ. Sci. Technol.**, v. 51, p. 6634-6647, 2017.
- YAN, W. et al. Individual and combined toxicogenetic effects of microplastics and heavy metals (Cd, Pb, and Zn) perturb gut microbiota homeostasis and gonadal development in marine medaka (*Oryzias melastigma*). **J. Hazard. Mater.**, v. 397, p. 122795, 2020.
- YU, P. et al. Accumulation of polystyrene microplastics in juvenile *Eriocheir sinensis* and oxidative stress effects in the liver. **Aquat. Toxicol.**, v. 200, p. 28-36, 2018.
- ZANTIS, L. . et al. Marine mammals and microplastics: a systematic review and call for standardisation. **Environ. Pollut.**, v. 269, p. 116142, 2021.
- ZOU, J. et al. Adsorption of three bivalent metals by four chemical distinct microplastics. **Chemosphere**, v. 248, p. 126064, 2020.

CAPÍTULO 7

Análise da ocorrência de resíduos plásticos – estudo de caso: Praia de Carapitanga, Brejo Grande, Sergipe

Isabella Ferreira Nascimento Maynard¹, Pamela Cunha Bortoluzzi², Rosa Cecília Lima Santos³, Verônica de Lourdes Sierpe Jeraldo^{1,4}, Maria Nogueira Marques^{1,4}

1- Programa de Pós-Graduação em Saúde e Ambiente, Universidade Tiradentes (UNIT), Avenida Murilo Dantas, 300 - Farolândia, Aracaju - SE, 49032-490, E-mail: isabellafrm@hotmail.com,

2- Graduação em Engenharia Química, (UNIT), E-mail: pamelacunha@souunit.com.br,

3- Comitê da bacia hidrográfica do rio São Francisco

4- Instituto de Tecnologia e Pesquisa (ITP).

Resumo

Uma das principais bacias hidrográficas do Brasil, a bacia hidrográfica do rio São Francisco, deságua no oceano entre os estados de Sergipe e Alagoas. Inúmeras atividades antrópicas desenvolvidas no seu percurso e a sua relevância para o país trazem à tona anseios de pesquisas sobre os possíveis impactos no seu estuário. Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar a poluição por plásticos na Praia de Carapitanga, localizada no estuário do rio São Francisco, município de Brejo Grande, Sergipe. A determinação de microplásticos no sistema estuarino foi realizada em duas matrizes ambientais (água superficial do rio e sedimento arenoso da praia) utilizando protocolos internacionais para a quantificação dos possíveis microplásticos. Os macroplásticos também foram quantificados e classificados. As coletas de amostras foram realizadas entre 2018 e 2019. Foram determinados 0,0058 g (agosto/2018) e 0,0133 g (agosto/2019) de possíveis microplásticos no rio Parapuça (afluente do rio São Francisco) e 0,1106 g (fevereiro/2019) e 0,4001 (agosto/2019) no sedimento arenoso da praia de Carapitanga. Além disso, um inventário de macroplásticos foi realizado no estuário, sendo coletados um total de 551 g (fevereiro de 2019) e 219 g (agosto de 2019), onde, foram classificados como 40 % de materiais diversos (outros), 28 % garrafas, copos e rótulos, 18 % tampas e fragmentos, 7 % aparatos de pesca, 7 % sacos, embalagens e similares. Este trabalho gerou dados preliminares de um monitoramento da poluição por micro e macroplásticos para o conhecimento dos possíveis impactos em sistemas estuarinos. Além disso, espera-se contribuir com informações tanto para a comunidade local, quanto para os tomadores de decisão.

Introdução

Mais de 90% do plástico bruto é produzido a partir de combustíveis fósseis (D'AMBRIÈRES, 2019). A produção em larga escala de plásticos começou por volta de 1950 e aumentou rapidamente, respondendo a uma demanda crescente por bens manufaturados e embalagens para conter ou proteger alimentos e mercadorias. Entretanto, estima-se que somente em 2010, entre 4,8 e 12,7 milhões de toneladas métricas de plástico foram lançadas nos oceanos, seja em decorrência de sistemas de gestão ineficientes ou pelo descarte inadequado de fontes terrestres ou marítimas. Estes plásticos trazem uma série de prejuízos a vida selvagem, ao transporte marítimo, à pesca e o turismo, por exemplo (JAMBECK et al., 2015, UNEP, 2016).

Os resíduos plásticos dão origem a fragmentos que se formam pela deterioração mecânica e química desses itens, assim, são fragmentados em pedaços sucessivamente menores, atingindo tamanhos microscópicos (ANDRADY, 2015). Microplásticos são partículas de plástico com diâmetro < 5 mm (KERSHAW, 2015) e que podem ser classificados como primários ou secundários. Os microplásticos primários – pequenas partículas produzidas pela indústria - podem ser encontrados em cosméticos e em produtos para higiene pessoal assim como também em produtos utilizados por indústrias. Já os microplásticos secundários são oriundos de resíduos produzidos e descartados de maneira inadequada, como materiais de pesca, descartáveis e embalagens que podem degradar pela combinação de vários fatores ambientais (força mecânica das ondas, do vento, de correntes marítimas e radiação UV) e pelas propriedades do polímero (tamanho, densidade) (DRIEDGER et al., 2015, AUTA; EMENIKE; FAUZIAH, 2017).

A poluição por microplástico é um problema ambiental, com potenciais impactos na saúde, não apenas por causa das altas concentrações de microplásticos isoladamente, mas também devido à possibilidade de interagirem com outros poluentes químicos. Os microplásticos podem adsorver poluentes químicos e conseqüentemente, a contaminação de organismos aquáticos por poluentes orgânicos e inorgânicos persistentes, causando bioacumulação e magnificação trófica, que ocorre quando há um acúmulo progressivo de substâncias ao longo da cadeia alimentar (CARVALHO; BAPTISTA NETO; 2016, COURTENE-JONES et al., 2017).

No presente, não existe um protocolo padrão para a amostragem de microplásticos, com respeito à localização, à técnica de amostragem, à quantidade de amostra e, assim, se torna difícil a comparação dos dados produzidos. A determinação de microplásticos em sedimento pode, por exemplo, ser tanto em sedimentos de praia (areia), como em sedimentos submarinos (LÖDER; GERDTS, 2015). Além disso, diferentes unidades de medida são utilizadas para expressar as amostras de sedimento, como m² para unidades de superfície, m³ quando se leva em conta a profundidade, ou em casos em que são utilizadas medidas de volume (mL ou L) e até de peso (kg ou g). Este é outro fator que dificulta a comparação dos estudos, já que nem sempre as condições são expressas de forma clara, além de haver distinção entre peso úmido ou seco, já que as amostras de sedimento de locais diferentes têm diferentes teores de água, aumentando as restrições das conversões (KERSHAW, 2015).

Com relação à análise de microplásticos em amostras de água, geralmente são utilizados maiores volumes de amostras, já que suas concentrações costumam ser baixas. Para isso, essas amostras devem ser passadas por processos de filtração, garantindo assim a retirada das partículas, tanto *in situ*, com redes projetadas com a finalidade de retirar interferentes maiores, como posteriormente em laboratório (KERSHAW, 2015).

Dados quantitativos sobre a abundância de microplásticos no meio ambiente são necessários para estimar a contaminação por microplástico e para identificar suas fontes.

Muitos estudos associam o fluxo de rios urbanos como fontes de insumos de plásticos nos oceanos, no entanto, poucos trabalhos são feitos em rios do Brasil (CASTRO; SILVA; ARAÚJO, 2018). Sendo assim, este trabalho teve como objetivo investigar a ocorrência e a abundância de microplásticos na areia da Praia de Carapitanga e na água do rio adjacente no nordeste do Brasil.

Metodologia

Área de estudo

A Praia de Carapitanga está localizada no município de Brejo Grande, litoral norte do Estado de Sergipe (Fig. 7.1). Este espaço é caracterizado por uma área de terras com uma rica diversidade ecológica, reunindo ecossistemas da floresta atlântica e mananciais litorâneos (BOMFIM, 2017). As principais atividades desenvolvidas nesta área são a plantação de coco, a pesca e o cultivo de ostras e camarões. Desde 2004 essa área faz parte da Área de Proteção Ambiental (APA) do Litoral Norte (SERGIPE, 2004).

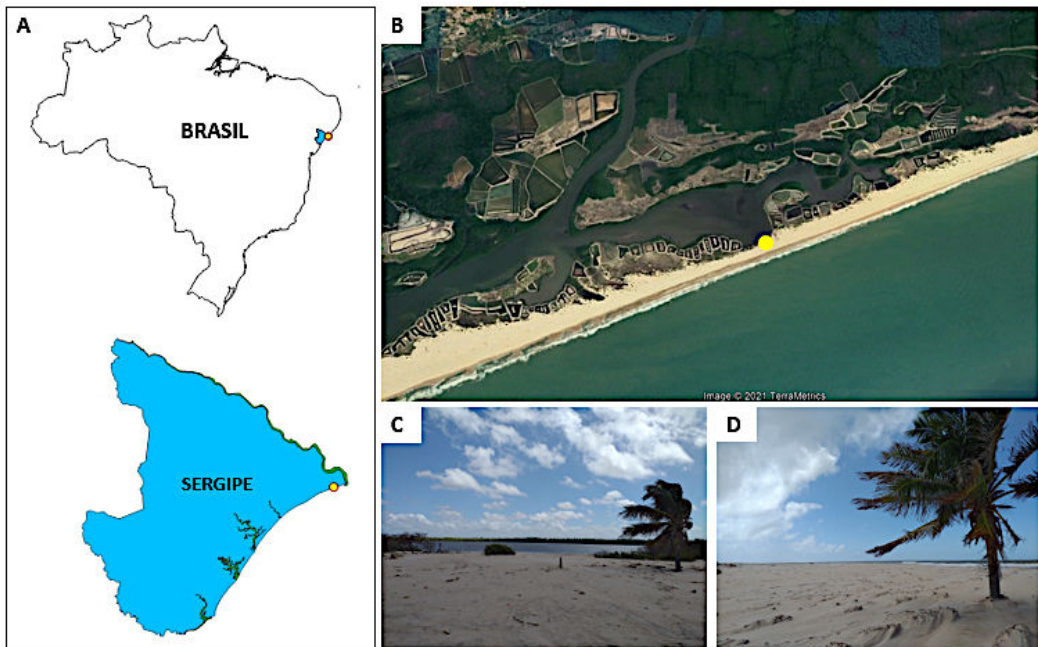


Figura 7.1. A. Mapa de localização da área de estudo, B. Imagem de satélite, C. Imagem da Praia de Carapitanga vista para o Canal de Parapuça, D. Imagem da Praia de Carapitanga vista para o oceano Atlântico.

Determinação de microplásticos na água do rio e na areia da praia

Os procedimentos para a amostragem e o preparo de amostra utilizados nesta pesquisa foram adaptados de *National Oceanic and Atmosphere Administration* - NOAA (MASURA et al., 2015). As amostras de microplásticos na água foram coletadas no canal de Parapuça, afluente do rio São Francisco, em fevereiro e agosto de 2019.

O tipo de amostragem adotada para este trabalho foi o arrasto horizontal em águas superficiais. Os arrastos foram realizados por meio de embarcação de pescadores locais, onde a movimentação do barco foi realizada em baixa velocidade. Durante a coleta, utilizou-se rede confeccionada com tecido do tipo voil para arrasto horizontal (0,3 m de

diâmetro e 1,0 m de comprimento). O procedimento de extração foi adaptado de Masura et al. (2015). Um esquema ilustrativo pode ser observado na Fig. 7.2.

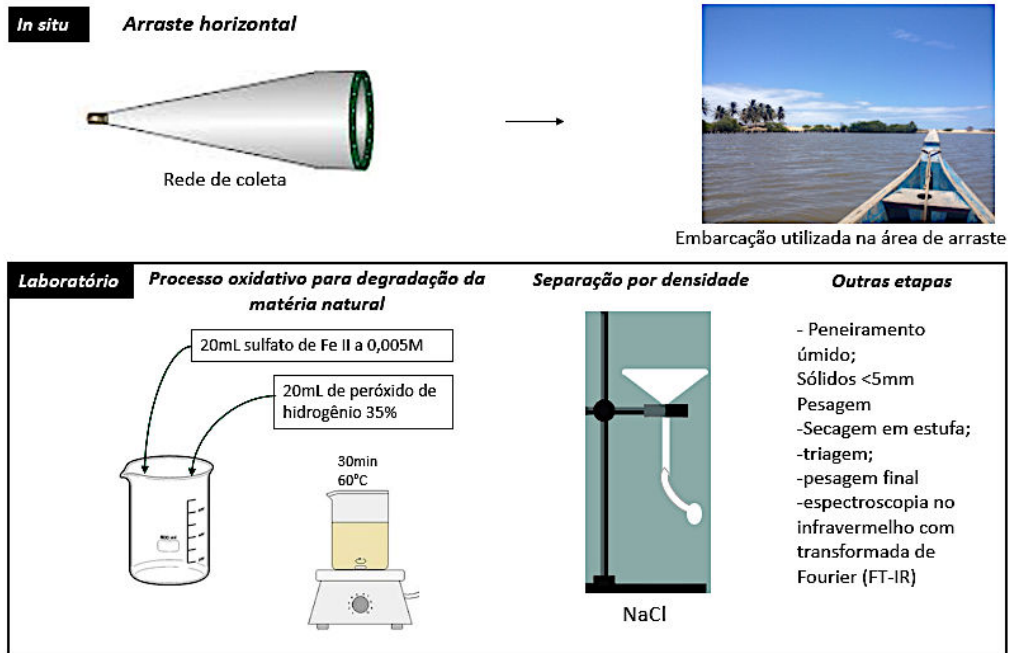


Figura 7.2. Esquema ilustrativo dos procedimentos de amostragem de microplásticos em água realizados *in situ* e tratamento da amostra no laboratório.

Com relação a amostragem e a extração de microplásticos do sedimento arenoso, os procedimentos foram adaptados de *European Commission* (EC, 2013), *National Oceanic and Atmosphere Administration* (MASURA et al., 2015), Löder; Gerdt (2015), *Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection* (KERSHAW, 2015) e *United Nations Environment Programme* (UNEP, 2016). O protocolo de amostragem consistiu em demarcar uma área de 2.000 m² (100 m x 20 m), a partir da marca da maré alta (Fig. 7.3) e, dentro desta área, definiram-se 10 quadrantes de 50 cm x 50 cm separados por pelo menos cinco metros de distância. As amostras foram recolhidas da camada superficial (profundidade de aproximadamente 5 cm) e misturadas formando uma amostra composta. Como foi adquirida uma grande quantidade de amostra (>1 kg), as amostras coletadas no laboratório foram secas em estufa (60°C) e realizado um quarteamento para trabalhar com aproximadamente 500 g, padronizando a amostragem. Nesta fração do sedimento realizou-se a extração dos microplásticos de acordo com Maynard et al. (2021), por meio de separação por densidade em duas etapas (Fig. 7.4). A primeira etapa utilizou a proporção de 1 L de solução salina de cloreto de sódio (NaCl, $\rho = 1,2 \text{ g.cm}^{-3}$) para cada 500 g de areia, misturou-se por dois minutos e deixou-se em repouso por duas horas, as partículas da superfície foram coletadas e repetiu-se a extração novamente. A segunda etapa, consistiu em trocar a solução de NaCl por cloreto de zinco (ZnCl₂, $\rho = 1,5 - 1,7 \text{ g.cm}^{-3}$) e misturada com o sedimento e foi mantida em repouso por cinco horas. Após este período, as partículas da superfície foram coletadas e armazenadas juntamente com as coletadas na primeira etapa.

As partículas coletadas foram lavadas em peneira com água destilada e colocadas em estufa para secarem a 40°C por 24 h e, em seguida, realizou-se a inspeção visual com auxílio de um Microscópio Estereoscópico Nikon SMZ800 e pesou-se a amostra.



Figura 7.3. Imagem ilustrativa da metodologia de coleta de sedimentos na área de estudo em uma área de 2000 m² (100 m x 20 m). Onde d é a distância mínima entre os quadrantes de coleta (50 cm x 50 cm).

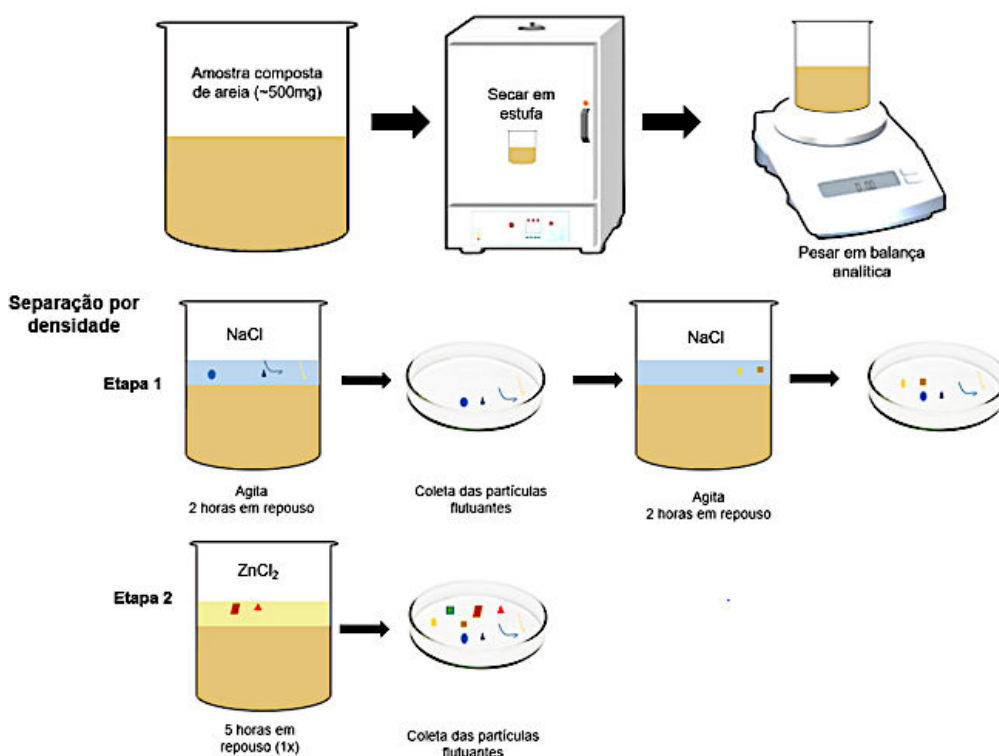


Figura 7.4. Esquema ilustrativo do procedimento de extração de microplásticos em sedimento arenoso. Fonte: Maynard et al. (2021).

Inventário de macroplásticos

Para a investigação da possível origem dos microplásticos no sedimento arenoso da Praia de Carapitanga –SE, foi realizado um inventário de macroplásticos (> 5 mm) de acordo com a adaptação de procedimento descritos em OSPAR (2010), que consistiu em

quantificar e qualificar os resíduos coletados na superfície da areia da praia em uma área de 2000 m² (mesma área da coleta de microplástico). Registros fotográficos dos resíduos foram realizados para identificação do material coletado.

Resultados e discussão

Microplásticos na água superficial

As amostras coletadas dos possíveis microplásticos na água do rio Parapuca foram quantificadas conforme apresentado na Tab. 7.1. Na Fig. 7.5 pode-se observar os registros fotográficos dos possíveis microplásticos coletados.

Tabela 7.1. Quantificação dos possíveis microplásticos coletados na água do rio em agosto de 2018 e agosto de 2019.

Coleta de amostra	Massa antes da extração (g)	Massa dos possíveis microplásticos(g)	Número de itens
Agosto/2018	0,5292	0,0058	50
Agosto/2019	2,3100	0,0133	44

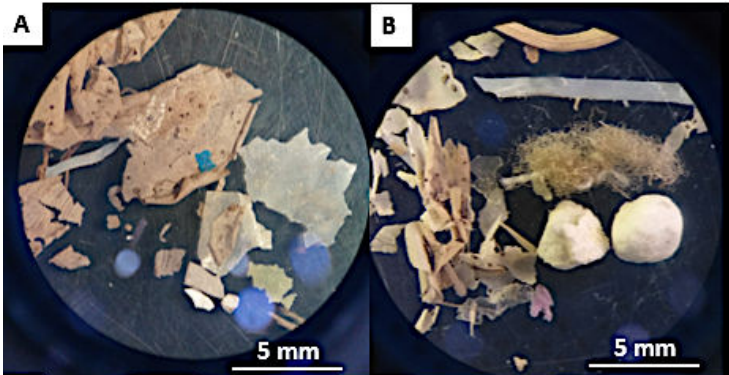


Figura 7.5. Registro dos possíveis microplásticos coletados na água do rio, A. agosto de 2018, B. agosto de 2019.

São diversos os protocolos utilizados para este tipo de análise. No Brasil, o estudo conduzido por Santos et al. (2020), teve por objetivo analisar a presença de microplásticos na coluna d’água dos municípios de Glória e Paulo Afonso, no Estado da Bahia. As coletas foram realizadas utilizando redes de plâncton (aberturas de 64 cm e malha de 160 µm), com isso coletou-se cerca 1 L de amostra.

Em contrapartida, um estudo realizado em Taiwan, no sistema do Rio Fengshan, coletou amostras de água utilizando um balde de aço inoxidável pendurado na margem média do rio, sendo coletados cerca de 50 litros de água superficial. Posteriormente, a água foi passada em peneiras de malha nos tamanhos de 50, 297 e 5000 µm e as partículas superiores a 50 µm foram coletadas. Em laboratório, os materiais foram secos em um forno a 50 °C e submetidos à separação por densidade em solução de cloreto de zinco (ZnCl₂) (densidade: 1,8 g.cm⁻³) para isolar os microplásticos por flotação (TIEN; WANG; CHEN, 2020).

Jiang et al. (2018) coletaram amostras de trinta litros de água superficial (0 - 30 cm de profundidade) por um amostrador de grande fluxo, onde a água recolhida foi filtrada e todos os sólidos recolhidos na peneira foram armazenados em frasco de vidro de 1 L com água deionizada com conservante.

Em outro estudo (FIGUEIREDO; VIANNA, 2018), as amostras foram coletadas por transporte neustônico na Baía de Guanabara e os microplásticos foram observados em todas as amostras (N = 36). Segundo os autores, a abundância destes foi superior à de outros ecossistemas marinhos.

A Tab. 7.2 traz a abundância de microplásticos em água em alguns estudos analisados.

Tabela 7.2. Abundância de microplásticos na coluna de água em estudos no mundo.

Local	Abundância	Referência
Estuário Goiana, Brasil	0,26 itens.m ⁻³	Lima et al. (2016)
Estuário Yangtze na China	4137 itens.m ⁻³	Zhao et al. (2014),
Lago de West Dongting- China	616,67 - 2.216,67 itens.m ⁻³	Jiang et al. (2018)
Baía de Guanabara - Brasil	4,8 - 11 itens.m ⁻³	Figueiredo; Vianna (2018)
Taiwan	334 - 1058 itens.m ⁻³	Tien; Wang; Chen (2020)

Microplásticos na areia da praia

Na Tab. 7.3 pode-se observar o peso inicial da amostra de areia seca, peso dos possíveis microplásticos e o número de itens estimado. Na Fig. 7.6 observa-se os possíveis microplásticos extraídos da areia.

Tabela 7.3. Quantificação dos possíveis microplásticos coletados em fevereiro e agosto de 2019.

Coleta de amostra	Massa total de areia seca (g)	Massa dos possíveis microplásticos(g)	Número de Itens por m ² *
Fevereiro/2019	622,00	0,1106	9,20
Agosto/2019	657,00	0,4001	20,80

*Número de itens coletados em dez quadrantes (50 x 50 cm), totalizando uma área de 2,5 m². Este número de itens é estimado devido a fragmentação de algumas partículas, o que dificulta a contagem.

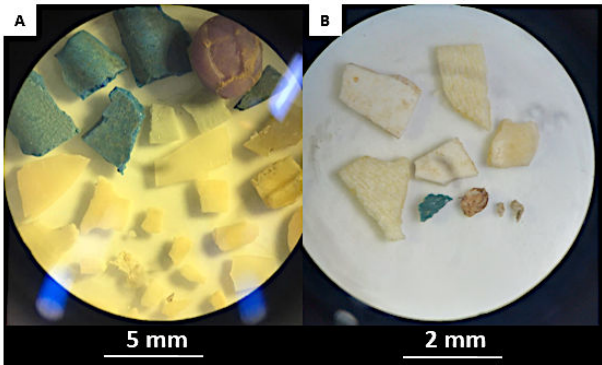


Figura 7.6. Possíveis microplásticos da areia da Praia de Carapitanga.

Estudos como o de Dodson et al. (2020), mostram concentrações de partículas microplásticas (1.410 ± 810 por kg de sedimento seco) mesmo em estuários protegidos e, aparentemente, não poluídos, como da praia da Virgínia e da Carolina do Norte, nos Estados Unidos. Enquanto no estudo de Urban-Malinga et al. (2020), no sul do Mar Báltico

e em 12 diferentes praias (em termos de intensidade de exploração turística, urbanização e características dos sedimentos), as concentrações médias variaram entre 76 e 295 itens por kg de sedimento seco. Na Tab. 7.4 pode-se observar concentrações de microplásticos em areia de praia no mundo.

Tabela 7.4. Concentrações de microplásticos em areia de praia no mundo.

Local	Concentração	Referência
Costa Francesa	67 ($\pm$ 76) itens.kg ⁻¹	Phuong et al. (2018)
Chile	1 - 805 itens.m ⁻²	Hidalgo-Ruz, Thiel (2013)
Índia	81,4 mg.kg ⁻¹	Reddy et al. (2006)
Coreia do Sul	913 itens.m ⁻²	Heo et al. (2013)
Coreia do Sul	27.606 itens.m ⁻²	Lee et al. (2013)
Brasil	60 itens.m ⁻²	Ivar do Sul; Spengler; Costa (2009)
Portugal	3 - 280 itens.m ⁻²	Prata et al. (2019)
Colômbia	3 - 1387 itens.m ⁻²	Gárces-Ordóñez et al. (2020)
Taiwan	80 - 480 itens.kg ⁻¹	Chena, Chena (2020)
Peru	489,7 $\pm$ 143,5 itens.m ⁻²	De-la-Torrea et al. 2020
Guatemala	279 itens.m ⁻²	Mazariegos-Ortiz et al. (2020)
Tailândia	420 - 200.000 itens.kg ⁻¹	Bissen, Chawchai (2020)
México	31,7– 545,8 itens.m ⁻²	Alvarez-Zeferino et al. (2020)

Cabe destacar que as praias arenosas têm sido o foco principal de estudos que avaliam a abundância de microplásticos, entretanto, as metodologias usadas em estudos no Brasil e no mundo e as unidades de medidas, pelas quais os autores apresentaram os resultados, são variados, o que dificulta a comparação de resultados entre lugares diferentes (CASTRO; SILVA; ARAÚJO, 2018). Além disso, enquanto alguns estudos abrangem transectos inteiros de praia (perpendiculares à linha de costa), outros estudaram zonas litorâneas específicas (VAN CAUWENBERGHE et al., 2015). Assim, escolher o local ou zona apropriada para a avaliação de microplásticos em praias pode não ser tão simples, mas apresenta um fator crítico na avaliação da poluição por microplásticos em regiões costeiras (KIM et al., 2015).

De acordo com Hidalgo-Ruz; Thiel (2013), essa falta de uniformidade entre os estudos explica por que a distribuição de microplásticos nas praias ainda é pouco compreendida, e há necessidade de examinar sistematicamente zonas de acumulação de microplásticos. A poluição microplástica da areia da praia requer um sistema de gestão adequado com leis e regulamentos apropriados e uma campanha de conscientização pública para reduzir efeitos dos microplásticos nos organismos e seus ecossistemas (BISEN; CHAWCHAI, 2020).

Macroplásticos na areia da praia

Com relação aos macroplásticos na Praia de Carapitanga, os itens foram coletados de modo visual na superfície da areia em uma área de 2.000 m², por três voluntários. Assim, um total de 551 g (fevereiro de 2019) e 219 g (agosto de 2019) de macroplásticos foram recolhidos e levados ao laboratório. A redução da quantidade de resíduos plásticos nesta praia pode estar relacionada ao avanço da maré e consequente soterramento dos resíduos, fatos estes, observados durante a visita de campo.

Em laboratório, os macroplásticos foram divididos em cinco classes: aparatos de pesca, garrafas, copos e rótulos, sacos, embalagens e similares, tampas e fragmentos, e outros. Na Fig. 7.7 observa-se a prevalência de cada classe dos resíduos coletados na Praia de Carapitanga em 2019.

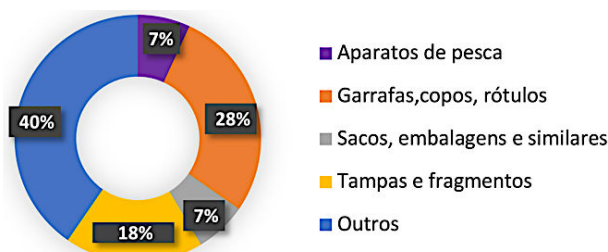


Figura 7.7. Prevalência das classes dos resíduos plásticos coletados entre fevereiro e agosto de 2019 na Praia de Carapitanga.

Destaca-se que a classe “outros” obteve 40% dos macroplásticos, já “garrafas, copos e rótulos” foram 28%. Aparatos de pesca foram apenas 7% dos resíduos coletados nesta praia. A origem desses resíduos pode ser marítima (intencional ou não), por meio das embarcações que passam pela região por conta do porto de Sergipe, ou terrestre, pelo descarte inadequado de resíduos. Brejo Grande, apesar de não possuir a urbanização as margens do rio, possui a pesca, carcinicultura, agricultura e turismo como atividades que também geram impactos negativos para o ambiente. Na Fig. 7.8 pode ser observado exemplos macroplásticos e a sua fragmentação, coletados na área de estudo.



Figura 7.8. Macroplásticos acumulados na Praia de Carapitanga (fragmentos, embalagens, tampas, descartáveis, entre outros).

De acordo com Monteiro; Ivar do Sul; Costa (2018), as atividades marítimas são as fontes mais importantes de resíduos macroplásticos nas ilhas do Oceano Atlântico, com destaque para aparatos de pesca (> 40%). A poluição de plástico foi avaliada por Gárces-Ordóñez et al. (2020) em 43 praias arenosas da Colômbia. As quantidades de macroplástico encontradas variaram de 35 ± 15 a 81 ± 23 itens por 100 metros. De acordo

com os autores, a poluição do plástico é um problema global que representa uma ameaça aos ecossistemas costeiros, marinhos, meios de subsistência de comunidades e requer soluções eficazes e adaptáveis às condições locais.

As áreas costeiras e marinhas estão em constante pressão das atividades antrópicas. Poluentes como pesticidas, poluentes orgânicos persistentes (POPs), hidrocarbonetos, metais traço, plásticos e microplásticos impactam o ecossistema marinho. A alta dinâmica das áreas costeiras compõe o sistema de propriedades físico-químicas de ambientes de água doce, estuários e lagoas com características oceanográficas dos mares adjacentes. Portanto, a avaliação de contaminação e remediação de ambientes costeiros e marinhos são uma das questões mais complexas em ecotoxicologia e gestão ambiental (AUTA; EMENIKE; FAUZIAH, 2017).

Conclusão

A determinação de micro e macroplásticos na área de estudo reflete a contaminação onipresente por plástico. Entretanto, cabe destacar que a Praia de Carapitanga, apesar de ser uma praia pouco frequentada relacionada ao turismo, apresenta atividade de aquicultura e pesca. Além disso, outras prováveis fontes destes resíduos podem ser as correntes marítimas, a influência do rio São Francisco, além do descarte inadequado dos frequentadores da praia. A quantificação e classificação dos micros e macroplásticos na região estuarina, principalmente no entorno de Unidade de Conservação, alerta para a vulnerabilidade desses ambientes que recebem a carga final de toda a trajetória do rio até chegar ao mar.

Sendo assim, recomenda-se a realização de estudos que levem em consideração fatores sazonais, temporais e espaciais. Destaca-se que as informações podem subsidiar a gestão de resíduos sólidos bem como o gerenciamento costeiro imprescindíveis para a sustentabilidade.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Agradecemos também a Fundação de Apoio à Pesquisa e a Inovação Tecnológica do Estado de Sergipe – FAPITEC.

Referências

- ALVAREZ-ZEFERINO, J. C. et al. Microplastics in Mexican beaches. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 155, p.104633, 2020.
- AUTA, H.S.; EMENIKE, C.U.; FAUZIAH, S.H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. **Environment International**, v. 102, p.165-176, 2017.
- BISSEN, R.; CHAWCHAI, S. Microplastics on beaches along the eastern Gulf of Thailand: a preliminary study. **Marine Pollution Bulletin**, v. 157, p. 111345, 2020.
- BOMFIM, W.J. **A “luta pela terra” no processo de regularização fundiária de território quilombola: o caso da comunidade Brejão dos Negros (SE)**. 2017. Tese (Doutorado em Sociologia) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2017.
- CARVALHO, D.G.; BAPTISTA NETO, J.A. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 128, p. 10-17, 2016.

CASTRO, R.O.; SILVA, M.L.; ARAÚJO, F.V. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. **Ocean and Coastal Management**, v. 165, p. 385-400, 2018.

CHENA, M.; CHENA, T. Spatial and seasonal distribution of microplastics on sandy beaches along the coast of the Hengchun Peninsula, Taiwan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151, p. 110861, 2020.

COURTENE-JONES, W. et al. Optimisation of enzymatic digestion and validation of specimen preservation methods for the analysis of ingested microplastics. **Analytical Methods**, v. 9, p. 1437-1445, 2017.

CRITCHELL, K. et al. Predicting the exposure of coastal species to plastic pollution in a complex island archipelago. **Environmental Pollution**, v. 252, p. 982-991, 2019.

D'AMBRIÈRES, W. Plastics recycling worldwide: current overview and desirable changes. **Field Actions Science Reports**, n. special 19, p. on-line, 2019.

DE-LA-TORREA, G.E. et al. Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of Lima, Peru. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151, p. 110877, 2020.

DODSON, G. et al. Microplastic fragment and fiber contamination of beach sediments from selected sites in Virginia and North Carolina, USA. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151, p. 110869, 2020.

DRIEDGER, A.G.J. et al. Plastic debris in the Laurentian Great Lakes: a review. **Journal of Great Lakes Research**, v. 41, n. 1, p. 9-19, 2015.

EUROPEAN COMMISSION. **Guidance on monitoring of marine litter in European Seas: a guidance document within the common implementation strategy for the marine strategy framework directive**. Luxembourg: European Commission, 2013. 124 p. (JRC Scientific and Policy Reports).

FIGUEIREDO, G.M.; VIANNA, T.M.P. Suspended microplastics in a highly polluted bay: abundance, size, and availability for mesozooplankton. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 256-265, 2018.

GÁRCES-ORDÓÑEZ, O. et al. Plastic litter pollution along sandy beaches in the Caribbean and Pacific Coast of Colombia. **Environmental Pollution**, v. 267, p. 115495, 2020.

GONÇALVES, G. et al. Mapping marine litter using uas on a beach-dune system: a multidisciplinary approach. **Science of the Total Environment**, v. 706, p. 135742, 2019.

HEO, N.W. et al. Distribution of small plastic debris in cross-section and high strandline on Heungnam Beach, South Korea. **Ocean Science Journal**, v. 48, p. 225-233, 2013.

HIDALGO-RUZ, V.; THIEL, M. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the 796 SE Pacific (Chile): A study supported by a citizen science project. **Marine Environmental Research**, v. 87, p. 12-18, 2013.

IVAR DO SUL, J.A.; SPENGLER, Â.; COSTA, M.F. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, p. 1236-1238, 2009.

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

JIANG, C. et al. Microplastics in Sediment and surface water of West Dongting Lake and South Dongting Lake: abundance, source and composition. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 15, p. 2164, 2018.

KERSHAW, P.J. (Ed.). **Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment**. London: International Maritime Organization/GESAMP, 2015. 96 p. (Rep. Stud. GESAMP, 90).

KIM, I. S. et al. Factors influencing the spatial variation of microplastics on high-tidal coastal beaches in Korea. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 69, n. 3, p. 299-309, 2015.

LEE, J. et al. Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 77, p. 349-354, 2013.

LIMA, R.N.S. et al. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 21, n. 1, p.139-150, 2016.

LÖDER, M.G.J.; GERDTS, G. Methodology used for the detection and identification of microplastics: a critical appraisal. In: BERGMANN, M. et al. (Eds.). **Marine anthropogenic litter**. Cham: Springer, 2015. p. 201-227.

MASURA, J. et al. **Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment**: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. Silver Spring: NOAA Marine Debris Division, 2015. 31 p. (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R, 48). 39 p.

MAYNARD, I.F.N. et al. Analysis of the occurrence of microplastics in beach sand on the Brazilian coast. **Science of the Total Environment**, v. 771, p. 144777, 2021.

MAZARIEGOS-ORTÍZ, C. et al. First evidence of microplastic pollution in the El Quetzalito sand beach of the Guatemalan Caribbean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 156, p. 111220, 2020.

MONTEIRO, R.C.P.; IVAR DO SUL, J.A.; COSTA, M.F. Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. **Environmental Pollution**, v. 238, p. 103-110, 2018.

OSPAR COMMISSION. **Guideline for monitoring marine litter on the beaches in the OSPAR Maritime Area**. London: OSPAR Commission, 2010. 84 p.

PHUONG, N.N. et al. Microplastic abundance and characteristics in French Atlantic coastal sediments using a new extraction method. **Environmental Pollution**, v. 243, p. 228-237, 2018.

PRATA, J.C. et al. Effects of spatial and seasonal factors on the characteristics and carbonyl index of (micro)plastics in a sandy beach in Aveiro, Portugal. **Science of The Total Environment**, v. 709, p. 135892, 2019.

REDDY, M.S. et al. Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 68, p. 656-660, 2006.

SANTOS, F.L.B. et al. Avaliação quali-quantitativa de microplásticos em sedimentos e na coluna d'água no Balneário Canto das Águas – Glória/BA e Balneário da Prainha – Paulo Afonso/BA. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 2, p. 8439-8453, 2020.

SERGIPE (Estado). Decreto nº 22.995, de 09 de novembro de 2004. Declara como área de proteção ambiental (APA), região situada nos municípios de Pirambu, Japoatã, Pacatuba, Ilha das Flores e Brejo Grande, e dá outras providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de Sergipe**, Aracaju, 10 de novembro de 2004.

TIEN, C.J.; WANG, Z.X.; CHEN, C.S. Microplastics in water, sediment and fish from the Fengshan River system: relationship to aquatic factors and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by fish. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114962, 2020.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAME (UNEP). **Marine plastic debris and microplastics**: global lessons and research to inspire action and guide policy change. Nairobi: UNEP, 2016. 252 p.

URBAN-MALINGA, B. et al. Microplastics on sandy beaches of the southern Baltic Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 155, p. 111170, 2020.

VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. **Marine Environmental Research**, v. 111, p. 5-17, 2015.

ZHAO, S. et al. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 86. p. 562-568, 2014.

CAPÍTULO 8

Microplásticos em sistema de água doce: eficiência das estações de tratamento e presença em águas de abastecimento público

Crislaine Bertoldi, Raimara S. Gomes, Larissa Z. Lara, Bárbara R. Machado, Andreia N. Fernandes

Instituto de Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Av. Bento Gonçalves, 9500, Porto Alegre-RS, Brasil, 91501-970.

Resumo

Os microplásticos são contaminantes de preocupação emergente, sobretudo devido a seus impactos negativos e a onipresença nos ecossistemas ambientais. Os primeiros estudos sobre a presença de microplásticos em ambientes aquáticos tiveram início em amostras marinhas. Entretanto, atualmente os estudos para compreender a contaminação de corpos de água doce têm aumentado substancialmente, embora os números no Brasil sejam escassos sobre o tema. Neste sentido, este capítulo tem por objetivo reunir informações sobre a contaminação dos sistemas de água doce ao redor do mundo e demonstrar quais são suas principais fontes, bem como elucidar quais os fatores que afetam o transporte e distribuição destas partículas no meio ambiente. Além disso, vinculado a preocupação da contaminação dos sistemas de água doce, que são majoritariamente destinados ao abastecimento público, este trabalho apresenta dados sobre a eficiência de estações de tratamento de água e ressalta que a eficácia das estações está diretamente relacionada com o tipo e qualidade do processo empregado durante o tratamento. Por fim, são apresentados estudos que, embora incipientes, demonstram a presença generalizada de microplásticos em água de abastecimento para a população.

Introdução

Os plásticos se tornaram onipresentes no cotidiano da sociedade, pois eles são empregados em uma ampla gama de setores da indústria, como no setor civil, agrícola, alimentício, lazer, vestuário, telecomunicações, eletroeletrônicos, automobilísticos, médico-hospitalar, naval, espacial, entre outros. De fato, o plástico revolucionou o modo de vida, entretanto, paralelo a isso, tornou-se um problema ambiental, ao passo que a produção e consumo deste material aumenta exponencialmente, mas soluções após seu uso são ainda insuficientes, quando comparadas ao montante gerado. Atualmente, a produção global de plásticos atingiu 368 milhões de toneladas (PLASTICS EUROPE, 2020). Os números também são elevados no Brasil, pois o país fabricou 8,3 milhões de toneladas de materiais plásticos em 2018, o que representa 57% do montante produzido na América do Sul (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO, 2019).

A principal problemática relacionada a produção exacerbada de plásticos é a geração de resíduos. No mundo, estima-se que cerca de 80% de todo o plástico produzido não teve destinação adequada. Portanto, por meio do descarte inapropriado, calcula-se que anualmente chegam aos ambientes aquáticos de 4,8 a 12,7 milhões de toneladas de resíduos plásticos. Neste cenário, os rios são apontados como os principais canais de transporte destes materiais para os mares, onde o rio Amazonas é mencionado como um dos rios com maior contribuição (LEBRETON et al., 2017; MEIJER et al., 2021). No meio ambiente, os resíduos plásticos podem ser degradados e fragmentados a detritos menores, sendo àqueles de tamanho entre 0,001 e 5 mm denominados microplásticos e entre 1 a 1000 nm chamados de nanoplásticos (BLETTLER et al., 2017; CASTRO et al., 2016; DOYLE et al., 2011; THOMPSON et al., 2004). Os microplásticos são classificados por duas fontes distintas: primárias, produzidas de forma intencional em tamanhos diminutos; secundárias, resultantes da fragmentação de plásticos maiores.

Recentemente, a presença dos microplásticos em matrizes ambientais tem sido amplamente explorada, uma vez que foi comprovado o potencial efeito danoso que essas partículas podem causar tanto para o meio ambiente quanto para a biota. Em vista destes aspectos, estudos em compartimentos de água doce passaram a merecer uma maior atenção, uma vez que estes corpos hídricos são comumente utilizados como fonte de água para a população.

A presença de microplásticos e também nanoplásticos na água potável está diretamente relacionada com a eficiência de remoção das estações de tratamento de água. Na literatura, são reportados diferentes valores de eficiência de remoção, posto que essa eficiência está relacionada com o tipo e a qualidade dos processos empregados nas estações de tratamento de água. Por exemplo, Radithyaningrum et al. (2021) relataram eficiência de remoção entre 54 e 76% em estação de tratamento de água de abastecimento na Indonésia, onde foram empregados tratamentos convencionais como pré-sedimentação, coagulação, floculação-sedimentação, filtração e desinfecção. Outro estudo realizado na República Tcheca por Pivokonsky et al. (2018), demonstrou que as estações de tratamento de água da região possuem eficiência de remoção de microplásticos entre 66% a 86% com a utilização dos processos de coagulação/floculação, sedimentação e filtração com areia e carvão ativado. Wang et al. (2020), estudaram a eficiência de estações de tratamento de água com processos avançados, com emprego de ozônio combinado com filtração com carvão ativado e mostrando que essas estações obtiveram de 82 a 88% de eficiência para a remoção de microplásticos.

Desta forma, mesmo com elevado índice de remoção de microplásticos nestas estações, uma fração não é retida pelos processos utilizados, e, portanto, estes microplásticos podem chegar à população por meio do abastecimento de água. Diante destes aspectos, frente a problemática dos microplásticos no meio ambiente e à sua

presença na água potável, este capítulo tem como objetivo discorrer sobre a presença de microplásticos no ciclo da água de abastecimento para a população.

Microplásticos em sistemas de água doce

Ocorrência e abundância

A determinação de microplásticos em ambientes aquáticos teve início a partir de estudos realizados com amostras marinhas, entretanto, as investigações em sistemas de água doce têm sido estudadas recentemente com mais frequência e aumentado diariamente. O aumento dos estudos nestes ambientes provém, sobretudo, pelo fato de que previamente a chegada dos microplásticos aos mares e oceanos, eles passam por estes ecossistemas continentais. Portanto, investigar a contaminação dos corpos de água doce é crucial na busca de compreender o impacto da poluição plástica e seu transporte, desde suas fontes a seus destinos. Estudar a contaminação dos corpos hídricos de água doce é de extrema importância, uma vez que estes locais são essenciais para a manutenção da biodiversidade dos ecossistemas, além de atuarem como fonte de água para o abastecimento da população.

A contaminação dos sistemas de água doce por microplásticos tem sido estudada e na Ásia, América do Norte e Europa são os locais com maior número de estudos, enquanto que na América do Sul, América Central, Oceania e na África os estudos ainda são insuficientes (LI; BUSQUETS; CAMPOS, 2020). Dentre estes continentes, a Ásia é destacada como uma das regiões de maior contaminação por microplástico (CHEN et al., 2020). Por exemplo, na Malásia, estudo realizado por Chen et al. (2021) investigaram a distribuição de microplástico no rio Langkat ao longo de 12 meses e observaram variações nas concentrações de microplásticos de 4,39 itens/L a 90,0 itens/L, em que o aumento da concentração de microplástico foi positivamente relacionada com o nível de urbanização. Na China, investigações da contaminação do Lago Taihu demonstraram que o corpo hídrico possui concentrações de microplásticos na faixa de 3,12 a 11,25 itens/L (ZHANG et al., 2021). No Japão, Kataoka et al. (2019) estudaram a contaminação por microplásticos em 29 rios com diferentes níveis de utilização do solo no entorno, ou seja, regiões urbanas e rurais. Por meio do estudo, encontraram diferentes níveis de concentrações de microplásticos, desde locais com ausência de microplásticos a locais com concentração de 12 itens/m³. Neste estudo também foi observado que os locais de maior contaminação por plásticos estavam submetidos a atividades urbanas e industriais intensas.

Na Europa, estudos realizados no Rio Elbe, localizado na Alemanha, foi encontrado uma média de 5,7 itens/m³, onde este rio é caracterizado como um dos corpos de água doce com menor índice de contaminação entre os estudos realizados nestes compartimentos no mundo (SCHERER et al., 2020). Na Polônia, estudos conduzidos sobre a contaminação do rio Vistula, determinou concentração de microplásticos na água na faixa de 2,55 a 11,6 itens/L (SEKUDEWICZ; DABROWSKA; SYCZEWSKI, 2021). A presença dos microplásticos também foi associada com a atividade industrial e densidade populacional.

Estudos realizados em corpos de água doce na América do Norte encontraram concentrações de microplásticos variadas. Por exemplo, McCormick et al. (2014) amostraram em diferentes locais do rio Chicago e determinaram uma concentração de microplásticos de 1,9 a 17,9 itens/m³. No estudo foi observado que maiores concentrações de microplásticos foram determinadas a jusante da estação de tratamento de esgoto, o que demonstra que as estações, embora removam microplásticos, são uma fonte pontual de contaminação e que contribuem para a liberação destas partículas aos corpos hídricos. Outro estudo realizado em 29 rios que contribuem para a vazão dos Grandes Lagos, situado entre os Estados Unidos e o Canadá, encontrou concentrações de microplásticos

na faixa de 1,9 a 32 itens/m³, onde os locais com níveis mais elevados de contaminação estavam localizados próximos aos centros urbanos (BALDWIN; CORSI; MASON, 2016).

A África, embora com números inferiores de publicação sobre microplásticos, quando comparados aos continentes previamente discutidos, possui trabalhos que demonstram que os corpos hídricos estão contaminados com microplásticos e com níveis de contaminação que variam de acordo com as regiões amostradas. Estudos realizados no rio Braamfontein Spruit na África do Sul, em Joanesburgo, a maior cidade do país, demonstrou que o manancial hídrico está com elevado nível de contaminação, com 160 a 208 itens/m³. Segundo os autores, a elevada contaminação do corpo hídrico, está diretamente relacionado com a elevada taxa de densidade populacional nas regiões onde o rio percorre (DAHMS; VAN RENSBURG; GREENFIELD, 2020). Para demonstrar como a contaminação dos corpos hídricos pode variar entre diferentes regiões, outro estudo também ocorrido na África do Sul, no rio Orange-Vaal, encontrou concentrações de microplásticos entre $0,2 \pm 0,2$ itens/L a $17,1 \pm 17,4$ itens/L (WEIDEMAN; PEROLD; RYAN, 2020). No rio Vitória, também no continente africano, que é compartilhado pela Tanzânia, Uganda e Quênia, foram determinadas concentrações de microplásticos na faixa de 0,02 a 2,19 itens/m³. No estudo, embora as concentrações de microplásticos sejam inferiores ao estudo citado anteriormente, na África do Sul, também é mencionado que as concentrações mais elevadas foram determinadas em regiões com elevada atividade antropogênica (EGESSA et al., 2020).

Na Oceania, os estudos são realizados majoritariamente na Austrália. As investigações sobre a poluição plástica no rio Goulburn, determinou concentrações média de microplásticos na faixa de $0,40 \pm 0,27$ itens/L, por exemplo (NAN et al., 2020). A concentração encontrada no estudo foi relativamente menor quando comparada a outros estudos a nível mundial, uma vez que a contaminação encontrada no rio Goulburn foi aproximadamente 30 vezes menor que a encontrada no Rio Elbe, na Polônia e no Lago Taihu, na China.

Na América do Sul, os estudos em corpos de água doce também são limitados quando comparados a outras matrizes aquáticas, entretanto, os estudos conduzidos demonstram contaminação onipresente dos microplásticos nestes compartimentos. Pesquisas realizadas nos rios da Patagônia, na Argentina, região com baixo nível de interferência por atividades antropogênicas, encontrou contaminação de microplásticos na faixa de 0,3 a 1,9 itens/m³ (ALFONSO et al., 2020). Por outro lado, no Brasil, um estudo realizado no Lago Guaíba, principal manancial de abastecimento de Porto Alegre/RS, determinou concentrações mais elevadas de microplásticos, na faixa de 11,9 a 61,2 itens/m³, relacionadas diretamente à densidade populacional da região (BERTOLDI et al., 2021).

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 na contaminação dos mananciais hídricos por microplásticos (CHEN et al., 2020).

Potenciais fontes

Ao que se refere às fontes dos microplásticos, estas também podem variar, embora, sempre relacionadas às atividades antropogênicas realizadas nas fronteiras circundantes ao corpo hídrico. Neste sentido, o descarte inadequado de resíduos plásticos é uma das principais fontes de microplásticos nos corpos hídricos. Uma vez no meio ambiente os plásticos podem ser degradados e/ou fragmentados, formando os microplásticos. Além

disso, estudos reportam que mesmo com a disposição dos plásticos em aterros sanitários, estes materiais passam pelo processo de degradação, formando os microplásticos. Portanto, caso o isolamento e a proteção do terreno não sejam adequados, os microplásticos podem ser lixiviados do aterro para o ambiente aquático (NURHASANAH; REZA CORDOVA; RIANI, 2021). Além do montante de resíduo plásticos gerados anualmente, que representa cerca de 300 milhões de toneladas, o aumento do uso de máscaras produzidas com polímero, devido a pandemia causada pelo vírus COVID-19, também tem gerado preocupação. 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 anos (PATRÍCIO SILVA et al., 2021).

A contaminação dos compartimentos aquáticos também ocorre por meio de descarte impróprio de esgoto, tanto doméstico quanto industrial. Em algumas regiões, onde não há coleta adequada, o esgoto doméstico é descartado em corpos hídricos próximos as residências, contaminando os mananciais hídricos. Isso ocorre principalmente em países com menor grau de desenvolvimento econômico. Por exemplo, no Brasil, apenas 55% da população possui algum tipo de serviço de coleta de esgoto doméstico (AGÊNCIA NACIOANL DE ÁGUAS, 2017). 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 não são rigorosas, algumas indústrias realizam o descarte direto em mananciais de água doce (ALAM et al., 2019).

As estações de tratamento de água e efluentes também são mencionadas por liberarem microplásticos para os corpos hídricos e para o meio ambiente. Isso pode ocorrer por meio de duas vias principais. A primeira é a liberação dos microplásticos não retidos ao final dos processos de tratamento, visto que os valores de eficiência de remoção de microplásticos das estações de tratamento de esgoto, por exemplo, podem variar de 10,2% a 99,9%. A disparidade entre os valores de eficiência decorre sobretudo devido à qualidade e pelo número de tratamentos empregados, ou seja, primário, secundário e terciário (BÜNING et al., 2021; ESFANDIARI; MOWLA, 2021; LESLIE et al., 2017; SADAT; HASHEMI; GESTEL, 2021; XU et al., 2021). A segunda via de entrada pode ocorrer por intermédio do lodo produzido ao final do processo de coagulação-floculação, uma vez que em alguns países, como na Europa, há regulamentação quanto ao uso do lodo como fertilizante (FYTILI; ZABANIOTOU, 2008).

Transporte e distribuição

Determinar as vias de transporte de microplásticos é uma tarefa complexa, visto que sua distribuição no meio ambiente depende de vários fatores. Os principais fatores podem ser mencionados como: *i)* ecossistema ambiental (água, ar e sedimento); *ii)* fatores ambientais (vento, radiação solar, precipitação e neve); e *iii)* características físicas e/ou químicas dos polímeros (degradação, densidade, hidrofobicidade, tamanho e forma) (CHEN et al., 2020; WALDSCHLÄGER et al., 2020).

A mobilidade dos microplásticos será variável de acordo com o ambiente ao qual estará exposto. O ambiente aquático, pode ser dividido em compartimento marinho e de água doce, assim, as características específicas de cada sistema, terá influência direta na via de transporte dos microplásticos. Entretanto, neste capítulo serão abordados apenas os fatores que podem agir no transporte e distribuição dos microplásticos em corpos de água doce. O transporte de microplásticos em rios poderá ser influenciado principalmente pelas condições hidrodinâmicas do corpo hídrico, como: vazão d'água, velocidade, turbulência e profundidade (ALFONSO et al., 2021; CHEN et al., 2021). Outro fator também fundamental na mobilidade dos microplásticos em água são as suas características, tanto físicas quanto

químicas. Estes fatores são responsáveis sobretudo por controlar a velocidade de locomoção dos microplásticos na água.

Neste sentido, considerando que os polímeros possuem densidades diferentes entre si, eles podem ser mais ou menos densos do que a água, e assim, esta característica favorece aos microplásticos tanto permanecerem na superfície quanto sedimentarem no leito do corpo hídrico (WALDSCHLÄGER et al., 2020). Portanto, em situações em que os polímeros possuem densidade inferior a água, estes microplásticos serão transportados pela superfície da água. Por outro lado, os polímeros mais densos que a água, poderão sofrer o processo de sedimentação e ser depositados no sedimento. Entretanto, em situações com vazão d'água elevada, os microplásticos podem ser transportados e depositados apenas em locais com águas mais calmas (NIZZETTO et al., 2016).

Ainda que a densidade seja um fator limitante na mobilidade dos microplásticos, a forma e o tamanho das partículas também têm forte influência neste processo. Waldschläger et al. (2020), demonstraram que pellets, fibras e fragmentos possuem velocidades de decantação e flutuação significativamente diferentes. Nesse estudo, observaram que fibras de poliamida (PA, densidade de 1,02 a 1,16 g/cm³), obtiveram velocidade de decantação de 0,39 cm/s, enquanto pellets de policloreto de vinila (PVC, densidade de 1,16 a 1,58 g/cm³) apresentou velocidade da ordem de aproximadamente 50 vezes maior do que as observadas para as fibras, de 18,4 cm/s. Este estudo demonstrou que mesmo com densidades similares, a forma influencia no processo de decantação das partículas de plástico. Esses autores observaram que as partículas de poliestireno expandido com diâmetros diferentes possuem comportamentos de sedimentação distintos, pois quanto maior o diâmetro, maior a velocidade na decantação. Partículas irregulares também são mais propensas a serem retidas no sedimento do que partículas esféricas. Além da densidade, a formação de biofilme na superfície do microplástico pode favorecer e acelerar o processo de decantação (CHEN et al., 2019).

É importante ressaltar que a decantação dos microplásticos irá depender das condições hidrodinâmicas do corpo hídrico, pois em locais com águas lólicas, ocorre o favorecimento da dispersão e transporte dos microplásticos ao longo da massa de água. Por outro lado, em locais lênticos, ou seja, com águas calmas, ocorre o favorecimento à decantação dos microplásticos (ZHANG et al., 2018). Em vista destes aspectos, na literatura está descrito que os microplásticos, uma vez decantados, podem ser ressuspensos também por forças hidrodinâmicas, da mesma forma como as partículas de silte, argila e areia. 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 profundos (BLOESCH, 2009).

Estudos realizados por Watkins; Sullivan; Walter (2019), demonstraram que as concentrações de microplásticos são diretamente influenciadas pelo fluxo do corpo hídrico. No estudo, observaram que a concentração de microplásticos foi maior em condições de vazão reduzida do corpo hídrico, quando comparadas com vazões elevadas. Este fato demonstra que o aumento da vazão acarreta maior dispersão e aumenta a mobilidade dos microplásticos na superfície do corpo hídrico. Outro fator importante que também pode controlar e influenciar a distribuição e o transporte de microplásticos, é a presença de baías no corpo hídrico. Neste sentido, a presença de baías poderá ocorrer o acúmulo de microplásticos na superfície da água (WATKINS et al., 2019).

Outros fatores que também são mencionados na literatura, por influenciar o transporte e a distribuição dos microplásticos na água, são as chuvas e a queda de neve (ORY et al., 2020; XIA et al., 2020). Estudos apontam que, de maneira geral, após eventos de precipitação, a concentração de microplásticos aumenta. Este fenômeno pode ser ocasionado tanto pela ressuspensão de microplásticos sedimentados no leito do corpo

hídrico, quanto pelo escoamento superficial. O escoamento de vias terrestres pode encaminhar os microplásticos para os canais pluviais e estes podem adentrar os corpos hídricos (ALFONSO et al., 2021; WANG; LIN; CHEN, 2021). Além disso, a chuva e a queda de neve podem depositar microplásticos suspensos no ar.

Remoção de microplásticos em estações de tratamento de água

As estações de tratamento de água são projetadas com o objetivo de garantir que os parâmetros físico, químico e biológico da água estejam adequados para o consumo humano (FERREIRA FILHO; MARCHETTO, 2006; SHEN et al., 2020). Neste sentido, devido a presença de microplásticos nos mananciais de abastecimento, as estações de tratamento de água desempenham um papel fundamental na potabilidade e remoção destas partículas da água. Entretanto, ainda é necessário compreender melhor o funcionamento e a eficácia dessas estações a respeito da remoção de microplásticos.

Em estações de tratamento de água convencionais, os principais processos empregados incluem coagulação e floculação, sedimentação, filtração e desinfecção (Fig. 8.1), embora o tratamento também possa incluir processos como cloração, fluoretação, entre outros. Na etapa de coagulação e floculação, adicionam-se produtos coagulantes que formam aglomerados das impurezas presentes na água. Este processo resulta na formação de flocos, que serão removidos por meio do processo de decantação nos tanques de sedimentação (JIANG, 2015). Essas impurezas que decantam no fundo dos tanques formam o lodo que é drenado e descartado. Consequentemente, a água é encaminhada às unidades de filtração, onde passa por filtros, geralmente de areia com uma ou mais camadas para a remoção das partículas que permaneceram em suspensão. Por fim, a água passa pelo processo de desinfecção antes de ser encaminhada para os sistemas de abastecimento. Esta etapa visa remover microrganismos patogênicos causadores de doenças.

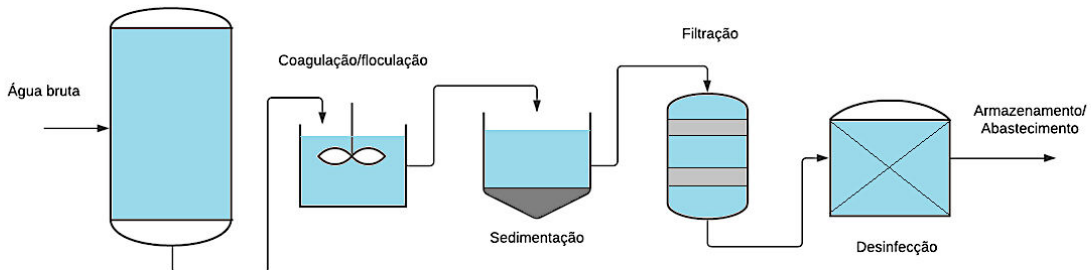


Figura 8.1. Etapas de uma estação de tratamento de água convencional. (Fonte: autores)

Dentre os estudos realizados em relação a eficiência de remoção de microplásticos nas estações de tratamento convencionais, a maioria reportou diminuição de mais de 50% dos microplásticos da água bruta para a água tratada (Tab. 8.1). Embora a eficiência de remoção dos microplásticos seja de extrema importância, a contaminação da água bruta também irá influenciar a quantidade de microplásticos na água destinada ao abastecimento da população. Na estação designada como DWTP I, localizada na Indonésia, a eficiência de remoção foi de 54%, eficácia inferior àquelas encontradas na República Tcheca e China, por exemplo (70-87%). No entanto, a concentração de microplásticos na água tratada na estação de tratamento DWTP I da Indonésia é 100 vezes menor que em outros países, uma vez que a concentração de microplásticos na água bruta da DWTP I é 6,6 itens/L e na República Tcheca e China excedem 1470 itens/L (PIVOKONSKY et al., 2018; RADITYANINGRUM et al., 2021; SHEN et al., 2021).

Entre os cinco estudos apresentados na Tab. 8.1, que avaliaram a eficiência da remoção de microplásticos em estações de tratamento de água potável, apenas um realizou a determinação dos microplásticos entre cada uma das etapas do processo de tratamento. Radityaningrum et al. (2021) verificaram o percentual de remoção dos microplásticos ao final de cada uma das 6 etapas do processo de tratamento de água na Indonésia. No geral, no processo de floculação/sedimentação a concentração de microplásticos aumentou significativamente em ambas as estações de tratamento estudadas, fato este que pode ter sido ocasionado pela degradação/quebra dos microplásticos durante o processo de agitação hidráulica. Na estação DWTP II, a concentração de microplásticos, principalmente de tamanhos menores, aumentou após o processo de filtração, o que também pode ser explicado pela possível fragmentação dessas partículas devido a fricção dos microplásticos com os grãos de sílica e antracito presentes nos filtros empregados.

Tabela 8.1. Remoção de microplásticos em estações de tratamento de água empregando processos convencionais.

Tipo de água	Estação de tratamento	Tratamentos aplicados	Água bruta (itens/L)	Água tratada (itens/L)	Remoção (%)	Tamanho (µm)	Referência
R	WTP 1, República Tcheca	Coagulação/floculação e filtração com areia	1473 ± 34	443 ± 10	70	1–5	1
R	WTP 2, República Tcheca	Coagulação/floculação, sedimentação e filtração com areia e carvão granular ativado	1812 ± 35	338 ± 76	81	1–5	1
Rio	WTP 3, República Tcheca	Coagulação/floculação, flotação e filtração com areia e carvão granular ativado	3605 ± 497	628 ± 28	83	1–5	1
AS	Nethen, Alemanha	Aeração e filtração	<1*	0	ni	50–150	2
AS	Holdorf, Alemanha	Aeração e filtração	<1*	<1*	ni	50–150	2
AS	Grossenkneten, Alemanha	Aeração e filtração	0	0	ni	ni	2
AS	Sandelermoens, Alemanha	Aeração e filtração	0	<1*	ni	50–150	2
AS	Thuelsfelde, Alemanha	Aeração e filtração	0	<1*	ni	50–150	2
Rio	DWTP I, Indonésia	Aeração, pré-sedimentação, coagulação, floculação/sedimentação, filtração e desinfecção	6,6	3,1	54	351–1000	3
Rio	DWTP II, Indonésia	Aeração, pré-sedimentação, coagulação, floculação/sedimentação, filtração e desinfecção	8,8	2,1	76	351–1000	3
AS	GWC, Reino Unido	Desinfecção	ni	<1*	99,99**	ni	4
AS	GWS, Reino Unido	Aeração, filtração e desinfecção	ni	<1*	99,99**	ni	4
Rio	LRSI, Reino Unido	Flotação com ar, filtração com areia e carbono ativado e desinfecção	0–113	<1*	99,99**	ni	4
Rio	DWTP, China	Aeração, coagulação, sedimentação, filtração com areia e carvão ativado, desinfecção	2753	352	87	1–10	5

ni: não informado; *concentração abaixo do limite de quantificação; **remoção média dos estudos realizados. R – reservatório; AS, Água subterrânea; 1 – Pivokonsky et al. (2018); 2 – Mintenig et al. (2019); 3 – Radityaningrum et al. (2021); 4 – Johnson et al. (2020); 5 – Shen et al. (2021).

Na Alemanha, um estudo mostrou que duas estações de tratamento de água em que não foram encontrados microplásticos na água bruta, tiveram resultados positivos nas amostras de água tratada. Dos polímeros analisados, cinco eram compatíveis com os presentes nos equipamentos de purificação e transporte da água tratada, indicando que a rede de abastecimento pode ser uma fonte potencial de microplásticos (MINTENIG et al., 2019). Isso também é avaliado no estudo realizado no Reino Unido, onde foram encontrados poliestireno (PS) e acrilonitrila butadieno estireno (ABS) na água tratada, enquanto nenhum dos dois polímeros tinha sido detectado na água bruta. Deste modo, os microplásticos podem ser formados na estação de tratamento de água, possivelmente oriundos dos equipamentos e tubulações empregados (JOHNSON et al., 2020).

Devido à exigência dos regulamentos de tratamento de água para prover melhor segurança e qualidade da água, os processos de tratamento avançados têm sido cada vez mais empregados nas estações de água para abastecimento (ENFRIN; DUMÉE; LEE, 2019). Tratamentos como filtração por membrana, desinfecção por radiação UV e ozonização, têm se tornado cada vez mais comuns, e corroboram juntamente com os processos de tratamentos convencionais para aumentar a eficiência das estações de tratamento (PORTAL TRATAMENTO DE ÁGUA, 2020; SNATURAL AMBIENTE, 2020a,

2020b). No processo de filtração por membrana a água passa por meios filtrantes estruturados, compostos por materiais inorgânicos ou poliméricos. Em comparação com os filtros convencionais, as membranas possuem um alto poder de retenção devido à presença de poros de dimensões variadas (SNATURAL AMBIENTE, 2020a). Estes poros servem tanto para separar partículas como para fracionar moléculas de diferentes massas molares, e são subdivididos em microfiltração (0,1–10 μm), ultrafiltração (0,001–0,1 μm), nanofiltração (0,001–0,01 μm) e osmose reversa (< 0,001 μm) (DE AQUINO, 2011).

Nos processos de desinfecção, o ozônio é empregado sobretudo devido a sua alta reatividade (SNATURAL AMBIENTE, 2020b). Seu poder oxidante é aproximadamente 1,5 vezes maior que o do cloro e, dependendo da substância a ser neutralizada, o tempo de reação pode ser até 1500 vezes mais rápido. Por este motivo, processos com ozônio têm sido cada vez mais empregados nas estações de tratamento de água (SNATURAL AMBIENTE, 2020b). Diferente do cloro, que atua por meio de difusão através da parede celular até atingir e desativar os elementos vitais dos microrganismos (enzimas, proteínas, DNA e RNA), o ozônio é capaz de romper a parede celular de fungos e bactérias, inativando esses microrganismos rapidamente e melhorando a eficiência no processo de desinfecção (SNATURAL AMBIENTE, 2020b).

A radiação UV também é empregada nos processos oxidativos, uma vez que por meio dos raios UV-C (280 nm), pode ocorrer a oxidação e degradação de substâncias químicas e microrganismos patógenos presentes na água. A desinfecção por radiação UV é um processo adicional em plantas de tratamento de água, e é geralmente aplicada antes da desinfecção final. Além da ação germicida, o sistema UV reduz o uso de cloro na água, e consequentemente diminui a formação de organoclorados e outros subprodutos do processo de desinfecção (PORTAL TRATAMENTO DE ÁGUA, 2020; SNATURAL AMBIENTE, 2020a).

Dentre os estudos realizados nas estações de tratamento que aplicaram os processos de filtração por membrana e desinfecção por radiação UV ou ozonização, todos reportaram eficiência de remoção dos microplásticos acima de 80% (Tab. 8.2). De maneira geral, essas estações apresentam uma eficiência de remoção de microplásticos maior quando comparado às estações que empregam apenas tratamento convencional (Tab. 8.1).

Nos estudos analisados (Tab. 8.2), apenas três investigaram a eficiência de remoção de microplásticos entre os diferentes processos de tratamento. Por exemplo, Wang et al. (2020) observaram que o processo de ozonização integrado com a filtração utilizando carvão granular ativado (CGA) aumentou a eficiência de remoção de microplásticos em aproximadamente 22,2%, removendo principalmente microplásticos de 1–5 μm . Esta tendência também foi observada por Pivokonský et al. (2020), onde a eficiência de remoção aumentou de 8% para 12% com o acoplamento dos processos de ozonização e CGA e permaneceu sem alteração significativa mesmo após ao processo de desinfecção por UV. Por outro lado, Dalmau-Soler et al. (2021) obtiveram um resultado de $18 \pm 46\%$ usando ozonização seguida por CGA, e após a etapa de osmose reversa a eficiência de remoção aumentou em $54 \pm 27\%$, enfatizando a eficiência de remoção por filtração e corroborando com ensaios realizados em laboratório. É importante ressaltar, que a maioria das estações de tratamento de água, não foram projetadas para remover microplásticos. Entretanto, os trabalhos mencionados não possuem informações suficientes para elucidar a eficiência de remoção dos microplásticos em diferentes processos de tratamento. Desta forma, alguns estudos buscam compreender a aplicação e o funcionamento destes métodos de tratamentos avançados em escala laboratorial, visando possíveis aplicações em escala real para melhorar a eficiências de remoção de microplásticos (ENFRIN et al., 2020; NA et al., 2021).

Esses estudos mostram que as estações de tratamento de água possuem uma alta eficiência na remoção de microplásticos, mas ainda existem diversos desafios quanto a presença dessas partículas durante o tratamento da água. No processo de coagulação/floculação são adicionados agentes coagulantes (sulfato de alumínio ou sulfato férrico) que agem para neutralizar as cargas das partículas suspensas e induzir sua floculação ou formar complexos de baixa solubilidade aprisionando as partículas suspensas (DE LIMA VAZ et al., 2010; ENFRIN; DUMÉE; LEE, 2019). Portanto, como os microplásticos presentes na água em geral possuem a superfície negativamente carregada, podendo interagir com os sais de alumínio/ferro adicionados, compete com os contaminantes presentes na água (Fig. 8.2a). Assim, com maior presença de microplásticos na água bruta, pode resultar na necessidade de aumentar a quantidade de agente coagulante para que ocorra a devida floculação dos contaminantes (ENFRIN; DUMÉE; LEE, 2019; SHEN et al., 2020). Quando os microplásticos chegam aos tanques de filtração de areia, por seu pequeno tamanho, podem passar facilmente pela camada de antracito chegando aos grãos de sílica. Ao entrar em contato com a sílica, os microplásticos que estiverem com sua superfície degradada podem apresentar grupos hidroxila que tendem a interagir com a superfície da sílica através de interações hidrofílicas (Fig. 8.2b), causando entupimento e consequente diminuição da eficiência do filtro (ENFRIN; DUMÉE; LEE, 2019). Os tanques de filtração são lavados periodicamente para remover as partículas presas que podem entupir os filtros, porém no caso da interação entre os microplásticos e a sílica, a formação de pontes de hidrogênio pode dificultar essa remoção (ENFRIN; DUMÉE; LEE, 2019). Em ambos os casos, com o potencial aumento no uso dos coagulantes e da redução da eficiência na filtração, poderão representar maior custo na operação das estações.

Tabela 8.2. Remoção de microplásticos em estações de tratamento de água empregando processos avançados.

Tipo de água	Estação de tratamento	Tratamentos aplicados	Água bruta (itens/L)	Água tratada (itens/L)	Remoção (%)	Tamanho (µm)	Referência
Rio	WTP Plzeň, República Tcheca	Coagulação/floculação, sedimentação, filtração com areia, ozonização, filtração GAC, absorção UV e desinfecção	1296 ± 35	151 ± 4	88	1–10	1
Rio	DWTP, China	Coagulação / sedimentação e tratamento de filtração por membrana	134,79	13,23	90	100–200	2
Rio	DWT, China	Coagulação/floculação, sedimentação, filtração de areia, ozonização e filtração GAC	6614 ± 1132	930 ± 72	82,1–88,6	1–5	3
Rio	DWT, Espanha	Coagulação/floculação, sedimentação, filtração de areia, filtração GAC, ozonização, ultrafiltração e osmose reversa	0,96 ± 0,46	0,06 ± 0,04	93	<150	4
R	DWT, Noruega	Filtração com esferas de mármore, UV e cloração	0	0,002	ni	>1	5
Rio	LR 1, Reino Unido	Filtração GAC e membrana, UV/H ₂ O ₂ , filtração GAC e desinfecção	4,4**	<1*	99,9**	>25	6
Rio	LRS 2, Reino Unido	Filtração com areia, filtração por gravidade rápida, ozônio, filtração com areia e desinfecção	0,2**	<1*	99,9**	>1	6
Rio	UR, Reuni Unido	Filtração com esferas de mármore, desinfecção UV e cloração	ni	<1*	99,9**	>1	6

ni: não informado; *concentração abaixo do limite de quantificação; **remoção média dos estudos realizados. R – reservatório; 1 – Pivokonsky et al. (2020); 2 – Chu et al. (2022); 3 – Wang, Lin, Chen (2020) 4 – Dalmau-soler et al. (2021); 5 – Gomiero et al. (2021); 6 – Johnson et al. (2020).

No processo de filtração por membrana, pode ocorrer o entupimento dos poros e a formação de incrustações na superfície da membrana (Fig. 8.2a). O entupimento dos poros das membranas pode ocorrer devido ao tamanho médio dos poros ser menor que o tamanho dos microplásticos que acabam interagindo física e quimicamente com a membrana durante o processamento (ENFRIN; DUMÉE; LEE, 2019; SHEN et al., 2020). Assim como as partículas de sílica e látex, os microplásticos também podem bloquear os poros da membrana, diminuindo sua capacidade de filtração, o que pode resultar em um

aumento do tempo de processamento, maior necessidade de manutenção e aumento dos custos de operação da estação (SHEN et al., 2020). Além disso, o estresse mecânico e a degradação por meio de agentes químicos podem ocasionar a ruptura da membrana filtrante, comprometendo a eficiência da membrana (Fig. 8.2d). Deste modo, o rompimento da membrana pode ocasionar na liberação de nano ou microplásticos para as redes de abastecimento de água potável (DING et al., 2021).

Posteriormente a filtração, a água passa pelo processo de desinfecção, onde ocorre a eliminação dos microrganismos patogênicos. A presença de partículas suspensas nos processos de desinfecção pode blindar o efeito da desinfecção, seja impedindo a ação do cloro e da radiação UV, ou reagindo com o ozônio, diminuindo a quantidade de moléculas que irão reagir com os microrganismos (Fig. 8.2d) (SHEN et al., 2020). Consequentemente, a presença de partículas suspensas na etapa de desinfecção pode dificultar a remoção de microrganismos patogênicos presentes na água durante o tratamento. Além disso, estudos tem evidenciado que o processo de desinfecção por radiação UV, podem contribuir para a contaminação microplástica nas estações de tratamento de água, uma vez que a exposição aos raios UV pode ocasionar a quebra e fragmentações dos microplásticos em partículas ainda menores (UHEIDA et al., 2021).

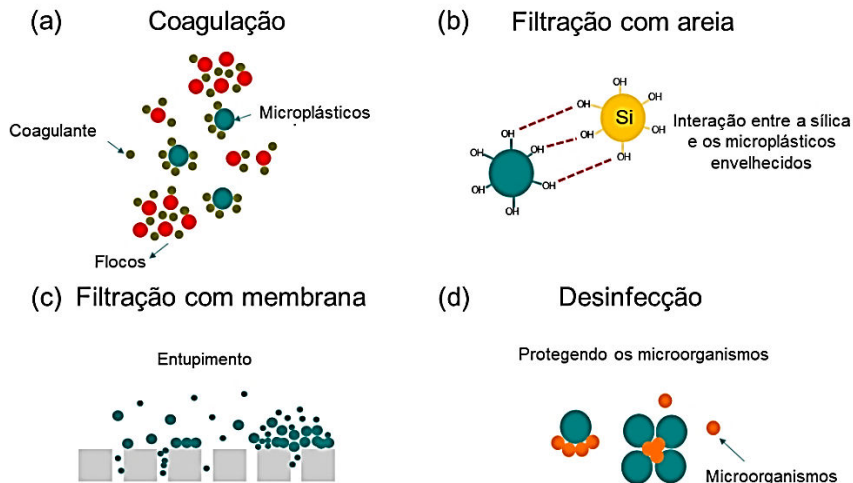


Figura 8.2. Fenômenos que podem ocorrer nos processos de tratamento de água devido a presença de microplásticos. Etapas de coagulação (a), filtração com areia (b), filtração com membrana (c) e desinfecção (d). (Fonte: adaptada de ENFRIN; DUMÉE; LEE, 2019 e SHEN et al., 2020)

Microplásticos em águas de abastecimento público

Frente ao número de publicações no que versa a presença dos microplásticos em corpos de água doce, as pesquisas em águas de abastecimento são incipientes. O primeiro trabalho que reportou a presença de microplásticos em água potável foi publicado em 2018, estudo este que indicou a presença de partículas de plástico em 81% das amostras de água de torneira analisadas mundialmente (KOSUTH; MASON; WATTENBERG, 2018).

A crescente preocupação sobre a presença de microplásticos em água de abastecimento está diretamente relacionada com o potencial risco que os microplásticos, quando ingeridos, podem apresentar aos seres humanos. Neste sentido, os estudos apontam que o ser humano pode ingerir de 94.283 a 113.743 partículas de microplásticos por ano (COX et al., 2020), cuja ingestão será influenciada por fatores como hábito alimentício e região de habitação. A ingestão dos microplásticos pode ocasionar danos

como distúrbios metabólicos, neurotoxicidade e aumento do risco de câncer (RAHMAN et al., 2021). Estes efeitos estão relacionados à toxicidade dos aditivos que são incorporados aos plásticos durante sua fabricação e aos contaminantes sorvidos aos microplásticos no meio ambiente. Portanto, diante da presente problemática dos microplásticos e seus potenciais danos à saúde humana, ressalta-se a importância em conduzir pesquisas sobre a presença destas partículas na água de abastecimento.

Dentre os estudos realizados em água de abastecimento, no geral, a concentração de microplásticos é variável entre as regiões estudadas, o que demonstra que os processos empregados nas estações de tratamento são fundamentais na eficiência de remoção dos microplásticos (Tab. 8.3). Por exemplo, Mintenig et al. (2019) determinaram concentrações de microplásticos em água de abastecimento da Alemanha que variaram de 0 a 0,007 itens/L, em que os fragmentos encontrados possuíam tamanhos entre 50 a 150 μm . Na Inglaterra, Johnson et al. (2020) também encontraram baixas concentrações de microplásticos em amostras de água potável coletadas em 39 pontos do país. No trabalho, as concentrações de microplásticos variaram entre 0,001 a 0,024 itens/L (microplásticos $>25 \mu\text{m}$), no qual a baixa concentração de microplásticos foi relacionada com a elevada eficiência das estações de tratamento de água na remoção de partículas de plásticos, estimada em 99,99%. Na Alemanha, Weber et al. (2021) analisaram a presença de microplásticos em amostras de água de distribuição, oriundas de águas subterrâneas, e observaram a ausência de contaminação por microplásticos $\geq 10 \mu\text{m}$ (Tab. 8.3). O estudo conclui que as águas subterrâneas da região não estavam contaminadas com microplásticos e/ou as estações de tratamento de água potável foram eficientes na remoção de microplásticos. Kirstein et al. (2021) determinaram a ocorrência de microplásticos em amostras de água de distribuição na Suíça, e identificaram concentrações de microplásticos na faixa de 0 a 1,22 itens/L, com predominância de partículas menores que 150 μm . Por fim, pesquisa realizada na Dinamarca, em 17 regiões de amostragem diferentes, encontrou concentração média de microplásticos de $0,31 \pm 0,14$ itens/L (FELD et al., 2021) (Tab. 8.3). No continente asiático, as concentrações de microplásticos em água de abastecimento foram maiores àquelas determinadas no continente europeu. A título de exemplo, na China, amostras de água coletadas em 38 regiões diferentes tiveram contaminação média por microplásticos de 440 ± 275 itens/L (TONG et al., 2020), onde fragmentos com tamanhos de 50 μm foram as formas predominantes (Tab. 8.3).

Tabela 8.3. Microplásticos encontrados em água de abastecimento.

Local de amostragem	Volume amostrado	Concentração (itens/L)	Forma predominante	Tamanho (μm)	Referência
Chiba, Japão	500 mL	68 ± 94	Fragmento	50-100	1
Chiba, Japão		13 ± 18	Fragmento	19-50	
Tóquio, Japão		18 ± 3	Fragmento	19-50	
Tóquio, Japão		23 ± 12	Fragmento	19-50	
Tóquio, Japão		39 ± 39	Fragmento	19-50	
Tóquio, Japão		39 ± 38	Fragmento	19-50	
Kanagawa, Japão		12 ± 2	Fragmento	19-50	
Yamagata, Japão		7 ± 4	Fibra	> 100	
Califórnia e Nevada, EUA		46 ± 32	Fragmento	19-50	
Helsinque, Finlândia		47 ± 19	Fragmento	50-100	
Paris, França	50 L	97 ± 45	Fragmento	50-100	2
Munique, Alemanha		53 ± 29	Fragmento	50-100	
17 regiões da Dinamarca		$0,31 \pm 0,14$	Microfibra	20-100 e 100-150	
Rüsselsheim, Alemanha		ni	ni	ni	
38 regiões da China		440 ± 275	Fragmento	50	
Cidade do México, México		18 ± 7	Fibra	100 – 1000	
Khlong Luang, Tailândia	1 L	$6,0 \pm 3,0$	Fibra	6,5-53	6
		$56,0 \pm 14,0$			

ni: não informado; 1 – Mukotaka, Kataoka, Nihei (2021); 2 – Feld et al. (2021); 3 – Weber et al. (2021); 4 – Tong et al. (2020); 5 – Shruti, Pérez-Guevara, Kutralam-Musiasamy (2020); 6 – Kankanige, Babel (2020).

Entre os estudos em água de abastecimento, é evidenciado que o tamanho reduzido dos microplásticos encontrado nas amostras está relacionado a maior eficiência dos

processos nas estações de tratamento de água em remover os microplásticos maiores (KOELMANS et al., 2019). Neste sentido, ressalta-se que a determinação do tamanho dos microplásticos em estudos de água de abastecimento é primordial, pois como a água é destinada ao consumo humano, é importante ter o conhecimento de qual o tamanho de microplástico poderá ser ingerido pelo homem. Pesquisas realizadas pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO) em 2017, concluíram que, para roedores e cães, microplásticos >150 µm de diâmetro não são absorvidos (WRIGHT; KELLY, 2017). Portanto, estima-se que mais de 90% dos microplásticos ingeridos pelo homem não serão absorvidos (WRIGHT; KELLY, 2017). No entanto, há uma lacuna de conhecimento sobre os potenciais efeitos que os microplásticos >150 µm podem ocasionar quando não são excretados. Além disso, é reportado que partículas <20 µm de diâmetro podem entrar no sistema circulatório e prejudicar o corpo humano (ROSENKRANZ et al., 2009). Portanto, é fundamental a realização de pesquisas que englobem não apenas microplásticos nas águas de abastecimento, mas também nanoplásticos, visto que possuem maior potencial de adentrar no corpo humano. Neste contexto, a poluição microplástica é considerada um importante problema ambiental pelo Programa Ambiental das Nações Unidas, e é identificada, ao lado das mudanças climáticas, como uma questão emergente que pode afetar a diversidade biológica e a saúde humana. Deste modo, ressalta-se a necessidade de investigar a presença dos microplásticos também em águas de abastecimento ao público.

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Atlas esgotos:** despoluição de bacias hidrográficas. Brasília: ANA, 2017. Disponível em: http://arquivos.ana.gov.br/impressao/publicacoes/ATLASESGOTOSDespoluicaoDeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo_livro.pdf. Acesso em: abril 2022.

ALAM, F.C. et al. Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya district, Indonesia). **Chemosphere**, v. 224, p. 637-645, 2019.

ALFONSO, M.B. et al. Continental microplastics: presence, features, and environmental transport pathways. **Science of the Total Environment**, v. 799, p. 149447, 2021.

ALFONSO, M.B. et al. First evidence of microplastics in nine lakes across Patagonia (South America). **Science of the Total Environment**, v. 733, p. 139385, 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO (ABIPLAST). **Profile 2019**. São Paulo, Abiplast, 2019. p. 45.

BALDWIN, A K.; CORSI, S.R.; MASON, S.A. Plastic debris in 29 great lakes tributaries: relations to watershed attributes and hydrology. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 19, p. 10377-10385, 2016.

BERTOLDI, C. et al. First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 759, p. 143503, 2021.

BLETTLER, M.C.M. et al. Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 11, 2017.

BLOESCH, J. Sediments of aquatic ecosystems. **Encyclopedia of Inland Waters**, p. 479-490, 2009.

BÜNING, B. et al. Removal of emerging micropollutants from wastewater by nanofiltration and biofilm reactor (MicroStop). **Environmental Progress and Sustainable Energy**, v. 40, n. 3, p. e13587, May/Jun. 2021.

CASTRO, R.O. et al. Evaluation of microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an area of mussels farming. **Marine Pollution Bulletin**, v. 110, n. 1, p. 555-558, Sept. 2016.

CHEN, H. et al. A regional difference analysis of microplastic pollution in global freshwater bodies based on a regression model. **Water**, v. 12, n. 7, p. 1889, Jul. 2020.

CHEN, H.L. et al. Spatio-temporal variation of microplastic along a rural to urban transition in a tropical river. **Environmental Pollution**, v. 289, p. 117895, 2021.

CHEN, X. et al. Sinking of floating plastic debris caused by biofilm development in a freshwater lake. **Chemosphere**, v. 222, p. 856-864, May 2019.

COX, K.D. et al. Correction to human consumption of microplastics. **Environ. Sci. Technol.**, v. 201953, n. 12, p. 10974, 2020.

DAHMS, H.T.J.; VAN RENSBURG, G.J.; GREENFIELD, R. The microplastic profile of an urban African stream. **Science of the Total Environment**, v. 731, p. 138893, 2020.

DALMAU-SOLER, J. et al. Microplastics from headwaters to tap water: occurrence and removal in a drinking water treatment plant in Barcelona Metropolitan area (Catalonia, NE Spain). **Environ. Sci. Pollut. Res. Int.**, v. 28, p. 59462-59472, 2021.

DE AQUINO, A. As diferenças entre nanofiltração, ultrafiltração, microfiltração e osmose reversa. **Revista Portal: Meio Filtrante**, n. 53, 2011. Disponível em: <https://www.meiofiltrante.com.br/Artigo/649/as-diferencas-entre-nanofiltracao-ultrafiltracao-microfiltracao-e-osmose-reversa>. Acesso em: março de 2022.

DE LIMA VAZ, L.G. et al. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Ecletica Química**, v. 35, n. 4, p. 45-54, 2010.

DING, H. et al. Do membrane filtration systems in drinking water treatment plants release nano/microplastics? **Science of the Total Environment**, v. 755, p. 142658, 2021.

DOYLE, M.J. et al. Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific ocean. **Marine Environmental Research**, v. 71, p. 41-52, 2011.

EGESSA, R. et al. Microplastic pollution in surface water of Lake Victoria. **Science of the Total Environment**, v. 741, p. 140201, 2020.

ENFRIN, M. et al. Kinetic and mechanistic aspects of ultrafiltration membrane fouling by nano- and microplastics. **Journal of Membrane Science**, v. 601, p. 117890, 2020.

ENFRIN, M.; DUMÉE, L.F.; LEE, J. Nano/microplastics in water and wastewater treatment processes: origin, impact and potential solutions. **Water Research**, v. 161, p. 621-628, 2019.

ESFANDIARI, A.; MOWLA, D. Investigation of microplastic removal from greywater by coagulation and dissolved air flotation. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 151, p. 341-354, 2021.

FELD, L. et al. A study of microplastic particles in danish tap water. **Water**, v. 13, n. 15, p. 2097, 2021.

FERREIRA FILHO, S.S.; MARCHETTO, M. Otimização multi-objetivo de estações de tratamento de águas de abastecimento: remoção de turbidez, carbono orgânico total e gosto e odor. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 7-15, 2006.

FYTILI, D.; ZABANIOTOU, A. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods- A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 12, p. 116-140, 2008.

JIANG, J.Q. The role of coagulation in water treatment. **Current Opinion in Chemical Engineering**, v. 8, p. 36-44, 2015.

JOHNSON, A.C. et al. Identification and quantification of microplastics in potable water and their sources within water treatment works in England and Wales. **Environ. Sci. Technol.**, v. 54, p. 12326-12334, 2020.

KATAOKA, T. et al. Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river

environments of Japan. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 958-965, 2019.

KIRSTEIN, I.V. et al. Drinking plastics?: quantification and qualification of microplastics in drinking water distribution systems by μ FTIR and Py-GCMS. **Water Research**, v. 188, p. 116519, 2021.

KOELMANS, A.A. et al. Microplastics in freshwaters and drinking water: critical review and assessment of data quality. **Water Research**, v. 155, p. 410-422, 2019.

KOSUTH, M.; MASON, S.A.; WATTENBERG, E. V. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. **Plos One**, v. 13, n. 4, p. e0194970, 2018.

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

LESLIE, H.A. et al. Microplastics en route: field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. **Environment International**, v. 101, p. 133-142, 2017.

LI, C.; BUSQUETS, R.; CAMPOS, L. C. Assessment of microplastics in freshwater systems: a review. **Science of the Total Environment**, v. 707, p. 135578, 2020.

McCORMICK, A. et al. Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 20, p. 11863–11871, 2014.

MEIJER, L.J.J. et al. More than 1000 rivers account for 80 % of global riverine plastic emissions into the ocean. **Sciences Advance**, v. 7, n. 8, p. 1-13, 2021.

MINTENIG, S.M. et al. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. **Science of the Total Environment**, v. 648, p. 631-635, 2019.

NA, S.H. et al. Microplastic removal in conventional drinking water treatment processes: performance, mechanism, and potential risk. **Water Research**, v. 202, p. 117417, 2021.

NAN, B. et al. Identification of microplastics in surface water and Australian freshwater shrimp *Paratya australiensis* in Victoria, Australia. **Environmental Pollution**, v. 259, p. 113865, 2020.

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

NURHASANAH, D.I.; 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. **Marine Pollution Bulletin**, v. 163, p. 111986, 2021.

ORY, N.C. et al. 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. **Science of the Total Environment**, v. 736, p. 139493, 2020.

PATRÍCIO SILVA, A.L. et al. 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. **Chemical Engineering Journal**, v. 426, p. 131201, 2021.

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

PIVOKONSKY, M. et al. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. **Science of the Total Environment**, v. 643, p. 1644-1651, 2018.

PLASTICS EUROPE. **Plastics: the facts**. Brussels: Plastics Europe, 2020. Disponível em: <https://plasticseurope.org>. Acesso em: abril de 2022.

PORTAL TRATAMENTO DE ÁGUA. **Desinfecção por UV minimiza o potencial poluidor dos**

contaminantes emergentes. São Paulo: Portal Tratamento de Água, 2020. Disponível em: <https://tratamentodeagua.com.br/desinfeccao-uv-contaminantes-emergentes>. Acesso em: maio de 2022.

RADITYANINGRUM, A.D. et al. Microplastic contamination in water supply and the removal efficiencies of the treatment plants: a case of Surabaya City, Indonesia. **Journal of Water Process Engineering**, v. 43, p. 2214-7144, 2021.

RAHMAN, A. et al. Potential human health risks due to environmental exposure to nano- and microplastics and knowledge gaps: a scoping review. **Science of The Total Environment**, v. 757, p. 143872, 2021.

ROSENKRANZ, P. et al. A comparison of nanoparticle and fine particle uptake by *Daphnia magna*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 28, n. 10, p. 2142-2149, 2009.

SADAT, S.; HASHEMI, S. H.; GESTEL, C. A. M. Transport and accumulation of microplastics through wastewater treatment sludge processes. **Chemosphere**, v. 278, p. 130471, 2021.

SCHERER, C. et al. Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river. **Science of the Total Environment**, v. 738, p. 139866, 2020.

SEKUDEWICZ, I.; DĄBROWSKA, A. M.; SYCZEWSKI, M. D. Microplastic pollution in surface water and sediments in the urban section of the Vistula River (Poland). **Science of The Total Environment**, v. 762, p. 143111, 2021.

SHEN, M. et al. Removal of microplastics via drinking water treatment: Current knowledge and future directions. **Chemosphere**, v. 251, p. 126612, 2020.

SHEN, M. et al. Presence of microplastics in drinking water from freshwater sources: the investigation in Changsha, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 31, p. 42313-42324, 2021.

SNATURAL AMBIENTE. **Membranas para filtração de água.** São Paulo: SNatural Ambiente, 2020a. Disponível em: <https://www.snatural.com.br/membranas-ultrafiltracao-filtracao-agua>. Acesso em: junho de 2022.

SNATURAL AMBIENTE. **Ozônio na água para tratamento, desinfecção de efluentes, esgoto e odor com ozônio - O3.** São Paulo: SNatural Ambiente, 2020b. Disponível em: <https://www.snatural.com.br/ozonio-tratamento-agua-desinfeccao>. Acesso em: março de 2022.

THOMPSON, R.C. et al. Lost at sea: where does all the plastic go? **Science**, v. 304, p. 838, 2004.

TONG, H. et al. Occurrence and identification of microplastics in tap water from China. **Chemosphere**, v. 252, p. 126493, 2020.

UHEIDA, A. et al. Visible light photocatalytic degradation of polypropylene microplastics in a continuous water flow system. **Journal of Hazardous Materials**, v. 406, p. 124299, 2021.

WALDSCHLÄGER, K. et al. The way of microplastic through the environment: application of the source-pathway-receptor model (review). **Science of the Total Environment**, v. 713, p. 136584, 2020.

WANG, Z. et al. Research progresses of microplastic pollution in freshwater systems. **Science of the Total Environment**, v. 795, p. 148888, 2021.

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

WATKINS, L. et al. The effect of dams on river transport of microplastic pollution. **Science of The Total Environment**, v. 664, p. 834-840, 2019.

WATKINS, L.; SULLIVAN, P J.; WALTER, M.T. A case study investigating temporal factors that

influence microplastic concentration in streams under different treatment regimes. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 21, p. 21797-21807, 2019.

WEBER, F. et al. Investigation of microplastics contamination in drinking water of a German city. **Science of The Total Environment**, v. 755, p. 143421, 2021.

WEIDEMAN, E.A.; PEROLD, V.; RYAN, P.G. Limited long-distance transport of plastic pollution by the Orange-Vaal River system, South Africa. **Science of the Total Environment**, v. 727, p. 138653, 2020.

WRIGHT, S.L.; KELLY, F.J. Plastic and Human Health: a micro issue? **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 6634-6647, 2017.

XIA, W. et al. Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters. **Science of the Total Environment**, v. 732, p. 139065, 2020.

XU, X. et al. Influence of wastewater treatment process on pollution characteristics and fate of microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 169, p. 112448, 2021.

ZHANG, K. et al. Microplastic pollution in China's inland water systems: a review of findings, methods, characteristics, effects, and management. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 1641-1653, 2018.

ZHANG, Q. et al. Distribution and sedimentation of microplastics in Taihu Lake. **Science of the Total Environment**, v. 795, p. 148745, 2021.

CAPÍTULO 9

Microplásticos como transportadores de poluentes em água doce e no solo

Bárbara Rani-Borges¹, Marcelo Pompêo²

1- Universidade Estadual Paulista - UNESP, Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, SP, Brasil

2- Universidade de São Paulo - USP, Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, São Paulo, SP, Brasil

Resumo

Microplásticos são poluentes que podem provocar efeitos adversos, em diferentes níveis, quando presentes no ambiente. Contudo, a sua toxicidade depende de uma série de fatores, como o polímero constituinte, tamanho e formato da partícula e presença de aditivos na matriz polimérica. Os perigos que microplásticos representam para o ambiente podem ser potencializados após o enriquecimento dessas partículas com algum dos poluentes presentes no ambiente. Essa área de pesquisa, apesar de recente, tem se expandido à medida que evidências científicas crescentes demonstram perturbações na biota e na qualidade ambiental provocadas por microplásticos quando estes agem como vetores químicos. No presente capítulo, serão abordados aspectos relacionados ao transporte e liberação de compostos tóxicos por partículas microplásticas em ecossistemas de água doce, em sedimentos e em solos e como esses processos se dão, bem como os fatores que podem facilitar a ocorrência desse fenômeno e os impactos desencadeados pelo mesmo. Dentre os compostos analisados aqui, será dado ênfase aos metais, fármacos, aditivos, poluentes orgânicos persistentes (POPs) e compostos organoclorados.

Introdução

Microplásticos são partículas de plástico de tamanho de até 5 mm que podem ser de origem primária, quando liberadas diretamente pela indústria, ou secundária, quando ocorrem como resultado da quebra de produtos maiores no ambiente (COLE et al., 2011, WAGNER; LAMBERT, 2017). Por muito tempo a presença desse poluente passou despercebida, e apesar de os impactos ainda não estarem completamente estabelecidos, principalmente em ambientes terrestres e de água doce, atualmente já é de conhecimento geral que é possível encontrar microplásticos em todos os ecossistemas ao redor do mundo, mesmo em regiões remotas.

Bem como uma série de outros poluentes sólidos quando em contato direto com compostos tóxicos presentes no ambiente, estes podem ser absorvidos ou adsorvidos junto a estrutura dos microplásticos (ROCHMAN et al., 2019). O processo de absorção é caracterizado pela entrada do poluente por entre as cadeias poliméricas, enquanto que a adsorção ocorre quando o poluente se fixa a superfície da partícula (WAGNER; LAMBERT, 2017). Ambas situações resultam no mesmo fim, onde as partículas plásticas se comportam como vetores químicos, transportando e, eventualmente, liberando os compostos ao ambiente novamente (BAKIR et al., 2016).

A sorção de poluentes pode ocorrer por duas vias distintas: física, um processo reversível, ou química, que se dá através da formação de ligações covalentes, sendo, portanto, ligações mais resistentes e difíceis de se quebrar. Tanto o processo de sorção quanto o de liberação desses compostos vão depender fundamentalmente de dois fatores principais, as condições ambientais e as características físicas e químicas das partículas (WAGNER; LAMBERT, 2017). É importante ressaltar que os plásticos dispostos no ambiente estão sob constante influência de condições adversas e variadas que levam a quebra das cadeias poliméricas e provocam a fragmentação e degradação desses materiais. Alguns estudos mostram que partículas envelhecidas são mais propensas a essa interação com os poluentes (BRENNECKE et al., 2016, MÜLLER et al., 2018; WANG et al., 2021b), o que, provavelmente, se dá por conta da maior porosidade das partículas. A presença de biofilmes na superfície dos microplásticos também pode favorecer a interação com os poluentes (TU et al., 2020).

Entre os compostos tóxicos relatados na literatura que podem ser carreados por microplásticos, podemos citar metais, poluentes orgânicos persistentes (POPs) (ROCHMAN et al., 2019), compostos organoclorados (pesticidas e PCBs), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PHAs) (HIRAI et al., 2011, ROCHMAN et al., 2013, ROCHMAN et al., 2014, TANAKA et al., 2015, TURNER; HOLMES, 2015), fármacos (SANTOS et al., 2021a) e drogas ilícitas (QU et al., 2020). Além desses compostos que se aderem às partículas, os aditivos usados no momento da fabricação dos plásticos também podem ser considerados poluentes secundários, já que estes são liberados gradativamente, principalmente com o avanço do estado de degradação do plástico (HERMABESSIERE et al., 2017).

As partículas enriquecidas não podem ser consideradas como um sumidouro de poluentes, pelo contrário, estas constituem uma grande ameaça para a qualidade das águas, dos sedimentos, dos solos e da biota, já que a qualquer instante podem liberar esses poluentes no ambiente em que se encontram. Em casos onde ocorre a internalização ou ingestão de microplásticos pela biota, algumas dessas substâncias podem, inclusive, ser bioacumuladas e transferidas pela cadeia trófica (HIRAI et al., 2011). Dessa forma, investigar a presença, quais os fatores que podem influenciar na sorção de quaisquer compostos e promover a formação de complexos tóxicos e seus possíveis impactos ambientais, torna-se mais um aspecto essencial para compreender a problemática dos microplásticos. Neste capítulo, o foco será dado ao solo e aos ecossistemas de água doce.

Fatores que influenciam o processo de sorção de poluentes

Os fatores que influenciam o processo de sorção e a liberação de poluentes por partículas plásticas dependem basicamente de duas condições principais: ambientais e das características físico-químicas das partículas. As condições ambientais são importantes por diversas razões, uma delas é que antes de tudo, as características do meio interferem diretamente na fragmentação dos plásticos e esta pode ser considerada como a primeira via para a liberação de monômeros, aditivos e de compostos orgânicos voláteis, todos gerados através das reações de processos degradativos dos polímeros (HERMABESSIERE et al., 2017, ZHANG et al., 2019, LOMONACO et al., 2020). Dentre as condições ambientais que podem induzir a degradação plástica e facilitar a cinética de sorção de poluentes, podemos citar temperatura, intemperismo, intensidade da radiação ultravioleta (UV), ventos, atritos físicos, salinidades e pH (ANTUNES et al., 2013, LIU; FOKKINK; KOELMANS, 2016, WAGNER; LAMBERT, 2017, TORRES et al., 2020). Além disso, a fragmentação ocorre com maior facilidade em meios aquosos do que no solo, já que a presença da água possibilita a quebra de polímeros por hidrólise (GEWERT; PLASSMANN; MACLEOD, 2015).

Ainda no que diz respeito às condições naturais, é importante discutir o papel da biota que está interagindo com a partícula, isso por que a liberação de poluentes pode ocorrer como resultado de diferentes tipos de interação. A colonização de microrganismos na superfície polimérica, pode provocar a quebra de cadeias por biodegradação (KLEIN et al., 2017), o que resulta na liberação dos mesmo compostos tóxicos gerados na degradação térmica ou por fotólise. Além disso, estudos mostram que uma série de organismos são capazes de ingerir ou bioacumular microplásticos (HIRAI et al., 2011, LAHIVE et al., 2021), sendo que alguns desses organismos podem quebrar as partículas durante ou após a ingestão (MATEOS-CÁRDENAS et al., 2020). Assim, compostos tóxicos são liberados diretamente para os organismos, podendo ainda ser transferidos ao longo da cadeia trófica.

Para além das características biológicas e climáticas, devemos dar especial atenção à presença de compostos tóxicos nesses ambientes, geralmente provenientes de agroquímicos aplicados na agricultura e pelo despejo de esgotos domésticos e industriais sem tratamento adequado. Ambientes com teores mais altos de poluentes químicos propiciam maior sorção dos mesmos por microplásticos e essas partículas enriquecidas podem percorrer longas distâncias carregando esses compostos (LIU et al., 2021). Conforme pode ser observado nos desenhos esquemáticos das Fig. 9.1 e 9.2, esse sistema é complexo, tanto em se tratando de ecossistemas de água doce quanto no solo, e pode envolver diversos elementos até que alcance o nível mais alto da cadeia: o homem.

Contudo, estes não são os únicos fatores que influenciam diretamente para a ocorrência desses processos, sendo as características físicas e químicas das partículas extremamente relevantes. Estudos mostram que se considerarmos dois cenários diferentes, com a mesma concentração de microplásticos, porém com partículas de tamanhos diferentes, teremos os níveis de sorção alterados. Isso acontece porque partículas menores apresentam maior superfície de contato e, portanto, maior área de sorção (JOO et al., 2021, RANI-BORGES; MOSCHINI-CARLOS; POMPÊO, 2021). Também influem nesse mecanismo o tipo de polímero, o formato do microplástico, a composição química dos aditivos, como por exemplo a presença de aditivos que induzem oxi(bio)degração, as propriedades da superfície polimérica (energeticamente carregada ou neutra) e o grau de envelhecimento da partícula, pois quanto mais envelhecida maior sua porosidade e menor o peso molecular do polímero (PÉREZ et al., 2010, ALIMI et al., 2018, WANG et al., 2018). Do ponto de vista químico, a sorção de compostos potencialmente tóxicos ocorre devido à natureza hidrofóbica e lipofílica dos microplásticos e por interações

eletrostáticas, ocorrendo mais facilmente em meio aquoso do que no solo (GAGLIANO et al., 2020, JOO et al., 2021).

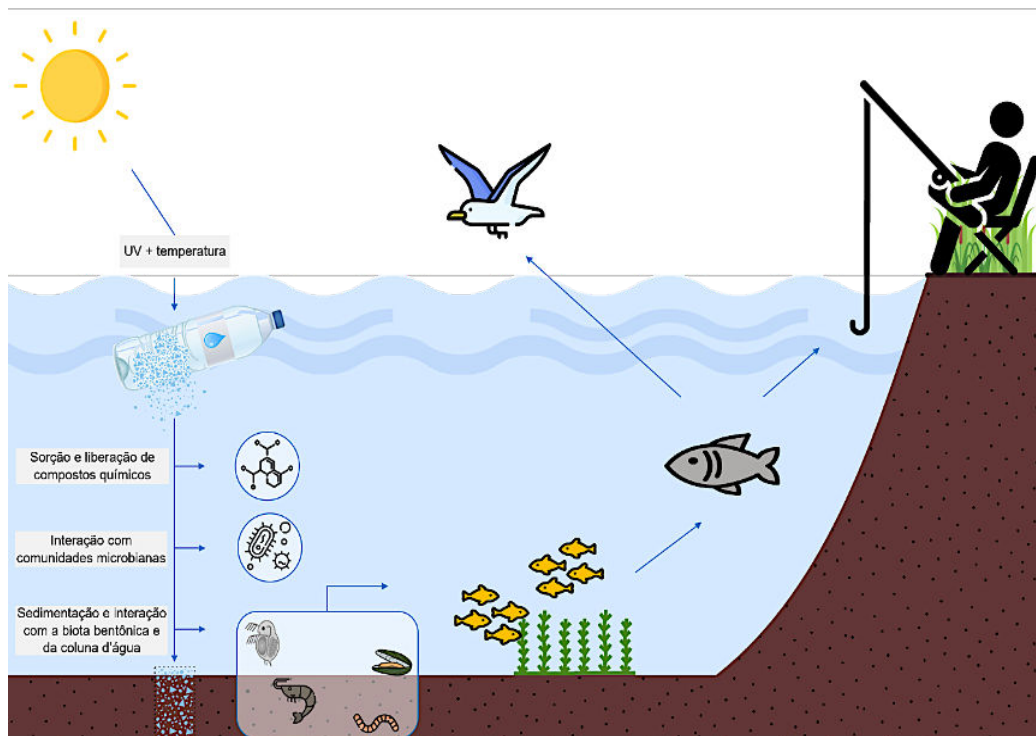


Figura 9.1. Desenho esquemático do caminho percorrido por microplásticos em ecossistemas de água doce com sorção e liberação de poluentes. Fonte: próprio autor

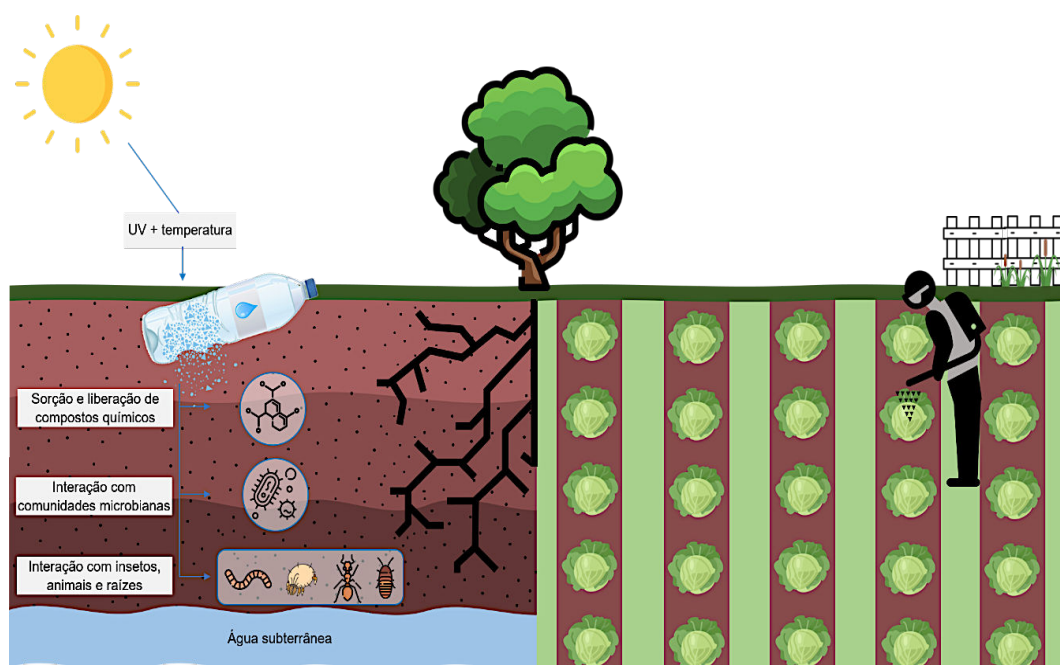


Figura 9.2. Desenho esquemático do caminho percorrido por microplásticos em solo com sorção e liberação de poluentes. Fonte: próprio autor.

O teor de matéria orgânica no ambiente também parece exercer um papel importante, já que diversos compostos químicos, como metais e compostos orgânicos, como substâncias per- e polifluoradas (PFAS), são capazes de formar complexos com a matéria orgânica dissolvida, o que altera a biodisponibilidade desses poluentes no ambiente (POMPÊO et al., 2013, GAGLIANO et al., 2020). Além disso, mesmo quando a complexação não é observada, a presença de matéria orgânica pode resultar em menor sorção desses poluentes por microplásticos, já que esses irão competir por regiões de ligação (WANG et al., 2015, YANG et al., 2013). De toda forma, em condições ambientais todos os fatores envolvidos são extremamente dinâmicos e as características dos microplásticos são muito variáveis entre si, tornando quase impossível determinar de forma exata sobre como e quando essas reações ocorrerão.

Microplásticos como vetores químicos de metais

No ambiente, onde diversos poluentes interagem de forma desordenada, uma das preocupações refere-se à interação entre microplásticos e metais tóxicos, os quais podem ser de origem natural ou antrópica, sendo esse último devido a sua intensa aplicação em atividades industriais e em agroquímicos (BING et al., 2013). Metais tóxicos são aqueles que em determinadas doses podem causar sérios riscos à biota (DUAN et al., 2020, MAHFOOZ et al., 2020), reduzir a qualidade ambiental e, conseqüentemente, têm o potencial de trazer prejuízos para saúde humana. Entre eles podemos citar cádmio, cobre, chumbo, cromo e o mercúrio. Os impactos causados por metais se dão por suas propriedades cancerígenas, teratogênicas, mutagênicas, alergênicas e, em alguns casos, pela capacidade de bioacumulação, podendo, inclusive, ocasionar a morte de animais (MWINYIHIJA, 2011, SCHAUMLOFFEL, 2012, CONSALTER et al., 2019, SCHILLER et al., 2019). Além de metais encontrados no ambiente, estes também podem fazer parte da composição de aditivos, e, portanto, podem estar presentes na estrutura do plástico através da sua adição durante o processo de fabricação (ERNST; POPP, VAN ELDIK, 2000, MURPHY, 2001), sendo liberados no ambiente conforme ocorre a quebra dos mesmos (LI; LIU; CHEN, 2018a).

Estudos mostram que metais podem se ligar à estrutura polimérica aumentando significativamente a toxicidade das partículas e serem posteriormente liberados ao ambiente (TORRES et al., 2020). Os mecanismos de sorção e liberação dependem primariamente das características físico-químicas do ambiente (TURNER; HOLMES, 2015, LI et al., 2020), ocorrendo aumento da sorção principalmente após o processo de degradação foto-oxidativa (CASTRO-CASTELLON et al., 2021). Os níveis de toxicidade vão depender da concentração de metais e da estrutura química dos microplásticos, já que alguns polímeros são mais susceptíveis a essa interação que outros, o polietileno de alta densidade (HDPE), por exemplo, apresenta capacidade de adsorção de metais inferior quando comparado a outros tipos de plástico (NAQASH et al., 2020).

Turner; Holmes (2015) simularam condições ambientais (água de rio) em laboratório e comprovaram que fragmentos de microplásticos são capazes de sorver metais, como a prata, cádmio, cobalto, cromo, cobre, mercúrio, níquel, chumbo e zinco, com grande influência da concentração de matéria orgânica e pH do meio. No solo, um estudo similar, com múltiplos metais, mostrou que os mecanismos envolvidos também podem variar de acordo com o metal, sendo o processo de liberação dependente da concentração no ambiente, já que o metal irá se movimentar do meio mais concentrado (microplástico) para o menos concentrado (ambiente) (LI et al., 2020).

A variação dos níveis de toxicidade provocada pela presença dos metais ligados à estrutura de microplásticos foi evidenciada em estudos com organismos de diferentes classes. Em um estudo onde embriões de *Danio rerio* (zebrafish) foram expostos a microplásticos com a presença e ausência de cádmio, os autores apontam que o formato

da partícula é um importante fator para determinar a toxicidade do metal, já que fragmentos adsorvem mais metais que fibras, e além disso, as fibras ajudam a reduzir a toxicidade do metal (CHENG et al., 2021). Em contrapartida, outro estudo com microplásticos e cobre sugeriu que em todos os tratamentos (poluentes isolados ou combinados) os embriões são afetados, sendo que os resultados foram ainda mais significativos no tratamento combinado ou na presença apenas de partículas plásticas (SANTOS et al., 2021a), o que seria possivelmente um indicativo de potencialização da toxicidade.

Microalgas das espécies *Chlorella vulgaris* e *Chlorella pyrenoidosa* apresentaram padrão semelhante quando expostas a tratamentos com microplásticos isolados e combinados com o cobre, com alterações fisiológicas, redução do crescimento e redução da eficiência fotossintética. Esses resultados, porém, foram observados com maior intensidade durante o tratamento de cobre isolado, reforçando a teoria de que as partículas plásticas ajudam a diminuir a toxicidade do cobre (FU et al., 2019, LIN et al., 2020). Ainda em estudos com cobre, efeitos genotóxicos, neurotóxicos e fisiológicos foram observados em *Prochilodus lineatus* após exposição a microplásticos em tratamento isolados e combinado com cobre, com acúmulo do metal nas brânquias e no intestino (RODA et al., 2020). Nesse estudo, a interação entre o metal e os microplásticos não resultou em diminuição de toxicidade, mas a toxicidade também não foi potencializada. Plantas aquáticas da espécie *Vallisneria spiralis* mostraram-se vulneráveis à exposição a microplásticos enriquecidos com cádmio, tendo seu crescimento inibido (WANG et al., 2021a). Neste estudo, mais uma vez os microplásticos não reduziram ou aumentaram a toxicidade do metal.

Apesar dos estudos serem mais limitados em organismos terrestres que em organismos aquáticos, resultados mostram que estes também estão vulneráveis à exposição de microplásticos e que partículas enriquecidas com metais acarretam em impactos maiores. Minhocas da espécie *Lumbricus terrestris* estão propensas a bioacumular micropartículas plásticas e metais como paládio e índio; os autores apontam que o tamanho dos organismos é um dos principais fatores a serem considerados na resposta biológica (LAHIVE et al., 2021).

A influência de microplásticos no comportamento de metais também foi observado como causador de impactos em plantas terrestres, como no caso da canola (*Brassica Napus* L.). Experimentos realizados em estufas mostraram que partículas plásticas aumentaram a absorção de metais tóxicos nas plantas, um indicativo de que os microplásticos agem como facilitadores desse processo e agravam os efeitos nocivos de ambos os poluentes (JIA et al., 2022).

Alguns plásticos, como PVC, possuem metais presentes na sua composição e o envelhecimento de microplásticos no ambiente leva a liberação desses metais no meio. Meng et al. (2021) observaram que esse processo pode ocorrer tanto em ambientes aquáticos quanto em ambientes terrestres. Esses resultados mostram que esta é mais uma preocupação que deve ser considerada relativamente aos estudos desses poluentes.

Microplásticos como vetores químicos de fármacos e drogas ilícitas

Outra classe de contaminantes emergentes de grande preocupação com relação à possíveis interações com os microplásticos é a de fármacos e drogas ilícitas. Dentre os fármacos que podem ser encontrados na superfície de partículas plásticas estão: antibióticos, anti-inflamatórios não esteróides, drogas psiquiátricas e drogas cardiovasculares (SANTOS; RODRÍGUES-MOZAZ; BARCELÓ, 2021b). Esses poluentes atingem o meio ambiente através de corpos d'água, principalmente, por não serem totalmente metabolizados pelo corpo humano (GREENHAM; MILLER; TONG, 2019, RANI-BORGES; LÓPEZ-DOVAL; POMPEO, 2022). Outras vias de contaminação também podem

ocorrer, como após uso veterinário, aplicações na agricultura e descarte irregular (CANIÇA et al., 2015, GARCIA-ALVAREZ et al., 2012). De maneira similar, esses compostos acabam por não serem devidamente removidos dos efluentes, sendo conduzidos para os cursos d'água próximos (CAMPESTRINI; JARDIM, 2017, LÓPEZ-DOVAL et al., 2017).

A disponibilidade de fármacos e drogas ilícitas no ambiente propiciam a sua interação direta com a biota e com outros poluentes, como é o caso de partículas plásticas e, neste último caso, podendo resultar em dois possíveis cenários: a potencialização dos impactos ecológicos ou no seu abrandamento, além de propiciar o seu transporte por longas distâncias (LI; ZHANG; ZHANG, 2018b). Os mecanismos de toxicidade variam de acordo com diversos fatores envolvidos, como características físicas e químicas do plástico, natureza do composto químico interagente, presença/ausência de biofilme e condições ambientais (ATUGODA et al., 2021).

Wagstaff; Lawton; Petrie (2022) calcularam que em um período de 24 horas o limite de dessorção de compostos farmacêuticos é $\leq 17\%$, contudo, essa taxa é significativamente aumentada (24 a 58%) em fluidos gástricos de organismos aquáticos. Apesar de haver relativamente poucos estudos nesta área específica e considerando as particularidades de ambientes de água doce e solo, é importante ressaltar que já foi comprovado que a sorção de antibióticos em microplásticos é maior em ambientes de água doce do que em águas marinhas (LI; ZHANG; ZHANG, 2018b; GUO; CHEN; WANG, 2019), o que pode também levar a uma maior toxicidade, e assim justificando a importância de um olhar mais cuidadoso a essa questão.

Estudos com antibióticos mostram que microplásticos compostos por politereftalato de etileno (PET), poliestireno (PS) e poliláctico (PLA) podem sorver azitromicina e claritromicina, tornando-se tóxicos para o crescimento de cianobactérias após o processo de dessorção desses compostos (GONZALEZ-PLEITER et al., 2021). Ainda na mesma linha, Guo et al. (2021) investigou impactos de microplásticos de PS enriquecidos pelo antibiótico ciprofloxacina em *Corbicula fluminea*, um bivalve de água doce, e concluiu que ambos os poluentes induzem danos severos aos organismos, sendo observada toxicidade variável quando ocorreu interação isolada ou combinada.

No solo, os estudos são mais escassos, mas a literatura disponível indica que os microplásticos naturalmente envelhecidos (que se encontram a mais tempo no ambiente) são mais propensos à adsorção de fármacos, como o antibiótico tetraciclina, que os microplásticos primários, aumentando a biodisponibilidade desses compostos em até 138% (WANG et al., 2021c). Como consequência, foi observado um aumento considerável na expressão de genes de resistência a antibióticos. Além disso, microplásticos foram capazes de aumentar a bioacumulação de dufulina, uma antiviral de uso veterinário, em minhocas da espécie *Eisenia fetida*, potencializando os efeitos da droga (SUN et al., 2021).

Apesar dos dados serem bastante limitados, drogas ilícitas, como metanfetamina, tem mostrado comportamento semelhante ao dos fármacos, apresentando toxicidade significativamente aumentada na presença de microplásticos (QU et al., 2020). Esta dinâmica demonstra que os perigos para a biota são maiores na presença dos dois poluentes concomitantemente, do que quando expostos aos mesmos poluentes de forma isolada.

Microplásticos como vetores químicos de aditivos e produtos de degradação

Uma importante classe de compostos químicos causadores de desequilíbrios ambientais, talvez uma das mais relevantes, é a de aditivos. Aditivos são químicos capazes de modificar as características originais dos plásticos (RIOS-MENDOZA; TANIGUCHI; KARAPANAGIOTI, 2017). A sua relevância vem do fato de que esses compostos são

adicionados diretamente na matriz polimérica no momento da sua produção e, portanto, passam a ser um risco a partir do momento em que materiais plásticos são descartados. Além disso, estudos sugerem que os impactos dos aditivos são mais acentuados em organismos quando estão associados à microplásticos, em comparação com períodos de exposição isolados (PLANELLÓ; MARTÍNEZ-GUITARTE; MORCILLO, 2008, WARDROP et al., 2016).

Dentre os aditivos mais utilizados estão os retardantes de chama, plastificantes, estabilizadores de calor, modificadores de impacto, enchimentos, corantes, antioxidantes, lubrificantes e estabilizadores de luz (GEYER; JAMBECK. LAW, 2017, HAHLADAKIS et al., 2018). Alguns dos principais aditivos são os ftalatos, bisfenol-A (BPA) e éteres difenílicos polibromados (PBDEs) (LITHNER; LARSSON; DAVE, 2011). Segundo Geyer; Jambeck; Law (2017) plásticos comerciais são compostos em média por 93% de resina polimérica e 7% de aditivos. Como microplásticos podem movimentar-se de acordo com o ambiente em que se encontram, estes podem alcançar longas distâncias carregando seus aditivos e/ou outros poluentes que interagem com as partículas durante o seu percurso.

PBDEs e ésteres organofosfatos (OPEs, da sigla em inglês *organophosphate esters*), usualmente empregados como retardantes de chama e plastificantes, ambos ameaçam a integridade ambiental por apresentarem potencial carcinogênico, e possível toxicidade de desenvolvimento e de reprodução, além de se manterem persistentes no ambiente e serem biocumulados e biomagnificados (ONOJA et al., 2022; SINGLA et al., 2020). PBDEs liberados de microplásticos composto por poliuretano podem ser acumulados nos intestinos de minhocas (*Eisenia fetida*) e transferidos pela cadeia trófica (GAYLOR; HARVEY; HALE, 2013). Segundo recentemente levantamento (ONOJA et al., 2022), apesar dos estudos que comprovam os impactos causados por OPEs associados aos microplásticos em animais marinhos, até o presente momento não foram realizados estudos em ambientes de água doce, o que configura uma enorme falha para a segurança ecossistêmica.

Relativamente aos ésteres de ftalatos (PAE, da sigla em inglês *phthalate esters*), estudo realizado em um sistema de água doce na Índia, mostrou que a presença desses compostos era consideravelmente maior nos pontos onde havia maior incidência de microplásticos (AJAY et al., 2021). Os autores concluíram que a presença de ftalatos era advinda das partículas plásticas, comprovando o seu potencial de vetor químico. No solo, ftalatos liberados por plásticos reduzem a qualidade ambiental através da inibição da atividade enzimática e da respiração do solo (CHEN et al., 2013, LI; ZHANG; ZHANG, 2018b).

Para além dos compostos citados, os perfluoroalquil e polifluoroalquil (PFAS) são compostos organohalogenados com inúmeras aplicações domésticas e industriais (LLORCA et al., 2012). A presença deste composto tem sido associada a hepatotoxicidade, imunotoxicidade, carcinogenicidade e alterações hormonais em animais aquáticos e terrestres (LAU et al., 2007). Nos últimos anos, estes compostos tem sido cada vez mais encontrados em ambientes de água doce, onde tem a capacidade de sofrer bioacumulação e biomagnificação em tecidos de diversos organismos (MIRANDA et al., 2022). Dentre as suas aplicações, os PFAS também podem ser utilizados Como aditivos de polímeros, estando, portanto, muitas vezes presentes na matriz polimérica, de onde podem ser liberados com o avanço do processo degradativo do material. Assim, microplásticos podem, mais uma vez, agir como transportadores desse poluente e seus precursores. No caso desta categoria específica, é importante ressaltar que o processo de sorção é facilitado em ambientes de pH baixos e com maiores concentrações salinas (WANG; SHIH; LI, 2015a) e por partículas envelhecidas (LLORCA et al., 2018). Não foram encontrados na literatura ensaios toxicológicos expondo organismos aquáticos ou terrestres à microplásticos associados a PFAS.

Um fator extremamente importante que deve ser considerado no estudo dos perigos associados aos microplásticos refere-se ao fato de que estes estão em constante processo de degradação no ambiente. Como resultado da degradação, os aditivos que antes estavam ligados a estrutura química do polímero passam a ser liberados no ambiente ou diretamente para biota com mais facilidade. Além disso, durante o processo de degradação também são liberados compostos orgânicos voláteis (VOCs, da sigla em inglês *volatile organic compounds*), os quais podem reduzir a qualidade ambiental (LA NASA et al., 2021) e impactar negativamente na saúde humana (LOMONACO et al., 2020). Estudos para investigar a emissão de VOCs por microplásticos em condições ambientais ainda são limitados, contudo, indicam desde já que microplásticos de poliestireno, polietileno, polipropileno e politereftalato de etileno liberam esses compostos com o processo de fotodegradação (LOMONACO et al., 2020).

Microplásticos como vetores químicos de outros compostos

A seguir serão apresentados alguns estudos sobre a interação entre microplásticos e poluentes variados, como agroquímicos, componentes de produtos de cuidados pessoais, hidrocarbonetos e outros, que ainda não foram suficientemente estudadas, mas que já apontam a necessidade de investigações mais aprofundadas.

A aplicação intensa de agroquímicos ao redor do mundo tem sido motivo de grande preocupação devido aos efeitos colaterais que a presença desses compostos pode acarretar para todo o ambiente ao redor, principalmente para biota. Microplásticos de PE podem adsorver diversos tipos de pesticidas e garantir a persistência deles na água (WANG et al., 2020). Além disso, a interação no solo entre microplásticos e agroquímicos, como no caso do pesticida atrazina, resulta em uma dinâmica singular onde a presença das partículas plásticas aumenta a mobilidade desse contaminante orgânico, reduzindo a capacidade de sorção pelo solo (HÜFFER et al., 2019). Os mecanismos envolvidos ainda necessitam maiores explicações.

Verdú et al. (2021) investigou a interação de diversos tipos de microplásticos e triclosan, uma substância de ação antisséptica bastante empregada na indústria de cosméticos como conservante. O triclosan é um desregulador endócrino persistente e bioacumulativo em diferentes organismos aquáticos e não aquáticos, por esta razão a sua presença no ambiente tem recebido bastante atenção da comunidade científica. Ao final do estudo os autores constataram que as características físico-químicas dos microplásticos eram fundamentais para o estabelecimento da interação com o triclosan e que os microplásticos enriquecidos com este poluente agiu como vetor químico, provocando redução na taxa de crescimento e da produção de pigmentos fotossintetizantes da microalga de água doce *Anabaena* sp.

Outra classe de contaminantes pouco estudada é a de hidrocarbonetos de petróleo (PHs, da sigla em inglês *petroleum hydrocarbons*), os quais são apontados como um dos poluentes orgânicos mais prevalentes e nocivos em sistemas aquáticos. Em laboratório foi possível atestar que tanto microplásticos biodegradáveis e não degradáveis podem sorver/dessorver PHs e servir como vetores de transporte (SONG et al., 2021).

Técnicas de análise de co-poluentes

As técnicas mais usualmente utilizadas para identificar e quantificar os componentes químicos sorvidos por microplásticos são cromatografia gasosa (GCMS) e cromatografia líquida (HPLC), podendo haver diversas variações nas técnicas aplicadas de acordo com os poluentes a serem determinados e a matriz estudada. Apresenta-se na Tab. 9.1 um compilado de estudos com microplásticos e co-poluentes provenientes de amostras de água não salinizadas e solo, e as respectivas técnicas aplicadas. Ver mais sobre os

princípios, métodos e os equipamentos empregados para esta finalidade no Capítulo 1 deste livro.

Conclusões

Microplásticos são partículas que se encontram amplamente difundidas no ambiente, e esse fato por si só já traz uma série de impactos indesejados aos diversos ecossistemas afetados. Este capítulo discutiu a problemática dos microplásticos sob uma perspectiva ainda mais complexa, apontando a interação entre este contaminante emergente e outros poluentes que coexistem em ambientes de água doce e terrestre.

Tabela 9.1. Técnicas empregadas para determinar poluentes sorvidos em microplásticos de acordo com o tipo de amostra.

Técnica analítica	Amostra	Poluente*	Referência**
GC-ECD: cromatografia gasosa com detector por captura de elétrons	Água ultrapura	PBDEs	(1) (2)
HPLC-DAD: cromatografia líquida de alto desempenho com detector de matriz de diodos	Água destilada; água deionizada	Fármacos; tilosina	(3) (4)
GC-MS: cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas	Água ultrapura; Água de efluente urbano	Fármacos; pesticidas; PCPs; metais tóxicos	(5) (6) (7)
HPLC-FD: cromatografia líquida de alto desempenho com detecção de fluorescência	Água ultrapura	PAHs; derivados de fenilalanina	(8)
HPLC-UV: cromatografia líquida de alto desempenho com espectroscopia ultravioleta	Água doce; água deionizada	Antibióticos; PCDEs	(9) (10) (11)
LC-MS/MS: cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas	Água doce; esgoto	Fármacos; PFASs	(12) (13)
HPLC-VWD: cromatografia líquida de alto desempenho com detector de comprimento de onda variável	Solo	Pesticidas	(14)
GC-FID: cromatografia gasosa com detector de ionização de chama	Água de torneira	BTEX; éteres de combustível	(15)
UHPLC-MS/MS: Cromatografia líquida de ultra alto desempenho acoplada à espectrometria de massas	Água ultrapura	Fármacos; 17 β -estradiol	(16) (17)
HPLC-MS: cromatografia líquida de alto desempenho acoplada à espectrometria de massas	Água deionizada	Bisfenol	(18)

*PBDEs: Éteres difenílicos polibromados; PCPs: Fenciclidina; PAHs: Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos; PCDEs: Éteres difenílicos policlorados; PFASs: substâncias per- e polifluoralquilas; BTEX: aromáticos à base de combustível benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno.

**Referência: (1) Xu et al., 2019; (2) Torres et al., 2020; (3) Puckowski et al., 2021; (4) Guo et al., 2018; (5) Seidensticker et al., 2018; (6) Bayo et al., 2018; (7) Bayo et al., 2017; (8) Zhang et al., 2020; (9) Li; Zhang; Zhang, 2018b; (10) Verdú et al., 2021; (11) Guo; Wang, 2019; (12) Magadini et al., 2020; (13) Llorca et al., 2018; (14) Hüffer et al., 2019; (15) Müller et al., 2018; (16) Razanajatovo et al., 2018; (17) Liu et al., 2019; (18) Wu et al., 2019.

Dentre os compostos químicos que podem interagir com os microplásticos, destacamos os metais, fármacos, aditivos, poluentes orgânicos persistentes e compostos organoclorados. Todos esses são comprovadamente capazes de induzir alterações químicas e biológicas no ambiente, podendo, inclusive, levar à morte dos organismos. Os perigos dessas associações justificam a necessidade de compreender os mecanismos envolvidos nesses processos e suas possíveis consequências ecológicas.

Em geral, pode-se dizer que as interações entre os microplásticos e as drogas farmacêuticas, os efeitos são potencializados, enquanto que ainda é difícil observar um

padrão a partir de interações com metais. Com relação às drogas ilícitas e outros compostos os resultados são muito limitados, tendo sido encontrado poucos estudos abordando estas classes químicas, portanto ainda não é seguro concluir se existem padrões para estas reações.

Os resultados apresentados e discutidos ao longo deste capítulo demonstram a complexidade do estudo de um poluente que apresenta características de tamanha variedade, a qual é refletida em diferentes desfechos após estudos laboratoriais, porém, com tendência ao aumento de toxicidade em decorrência da presença dos microplásticos. São muitos os fatores que influenciam no processo de sorção e dessorção de compostos químicos junto à matriz polimérica, como tamanho e formato da partícula, tipo de polímero, condições ambientais e a disponibilidade de poluentes no meio, por exemplo. As consequências dessas interações para saúde a humana ainda não foram devidamente esclarecidas e mais estudos precisam ser conduzidos em busca de um olhar mais integrado para que seja possível estabelecer medidas de mitigação para o problema, inclusive, com a geração de legislação própria para monitorar e manejar os microplásticos no ambiente.

Referências

- AJAY, K. et al. Distribution and characteristics of microplastics and phthalate esters from a freshwater lake system in Lesser Himalayas. **Chemosphere**, v. 283, p. 131132, 2021.
- ALIMI, O.S. et al. Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport. **Environmental Science & Technology**, v. 53, p. 1704-1724, 2018.
- ANTUNES, J. et al. Resin pellets from beaches of the Portuguese coast and adsorbed persistent organic pollutants. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 130, p. 62-69, 2013.
- ATUGODA, T. et al. Interactions between microplastics, pharmaceuticals and personal care products: Implications for vector transport. **Environment International**, v. 149, p. 106367, 2021.
- BAKIR, A. et al. Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemicals to marine life. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 56-65, 2016.
- BAYO, J. et al. Microbeads in commercial facial cleansers: threatening the environment. **CLEAN – Soil, Air, Water**, v. 45, p. 1600683, 2017.
- BAYO, J. et al. Microplastics as vector for persistent organic pollutants in urban effluents: the role of polychlorinated biphenyls. **International Journal of Sustainable Development and Planning**, v. 13, p. 671-682, 2018.
- BING, H. et al. Accumulation of heavy metals in the lacustrine sediment of Longgan Lake, middle reaches of Yangtze River. **Science China Earth Sciences**, v. 69, p. 2679-2689, 2013.
- BRENNECKE, D. et al. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 178, p. 189-195, 2016.
- CAMPESTRINI, I.; JARDIM, W. F. Occurrence of cocaine and benzoylecgonine in drinking and source water in the São Paulo State region, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 576, p. 374-380, 2017.
- CANIÇA, M. et al. Current perspectives on the dynamics of antibiotic resistance in different reservoirs. **Research in Microbiology**, v. 166, p. 594-600, 2015.
- CASTRO-CASTELLON, A.T. et al. Ecotoxicity of microplastics to freshwater biota: considering exposure and hazard across trophic levels. **Science of the Total Environment**. v. 816, p. 151638, 2021.

- CHEN, H. et al. A comparative study on the impact of phthalate esters on soil microbial activity. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 91, n. 2, p. 217-223, 2013.
- CHENG, H. et al. Toxicities of microplastic fibers and granules on the development of zebrafish embryos and their combined effects with cadmium. **Chemosphere**, v. 269, p. 128677, 2021.
- COLE, M. et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 2588-2597, 2011.
- CONSALTER, B.G. et al. Avaliação da contaminação por cobre e chumbo do lago Aratimbó - Umuarama – PR. **Arquivos de Ciências da Saúde**, v. 23, n. 1, p. 29-34, 2019.
- DUAN, H. et al. Gut microbiota: a target for heavy metal toxicity and a probiotic protective strategy. **Science of the Total Environment**, v. 742, p. 140429, 2020.
- ERNST, T.; POPP, R.; VAN ELDIK, R. Quantification of heavy metals for the recycling of waste plastics from electrotechnical applications. **Talanta**, v. 53, n. 2, p. 347-357, 2000.
- FU, D. et al. Aged microplastics polyvinyl chloride interact with copper and cause oxidative stress towards microalgae *Chlorella vulgaris*. **Aquatic Toxicology**, v. 216, p. 105319, 2019.
- GAGLIANO, E. et al. Removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) from water by adsorption: role of PFAS chain length, effect of organic matter and challenges in adsorbent regeneration. **Water Research**, v. 171, p. 115381, 2020.
- GARCIA-ALVAREZ, L. et al. Working across the veterinary and human health sectors. **Journal of Antimicrobial Chemotherapy**, v. 67, p. 37-49, 2012.
- GAYLOR, M.O.; HARVEY, E.; HALE, R.C. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) accumulation by earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to biosolids-, polyurethane foam microparticle-, and Penta-BDE-amended soils. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 23, p. 13831-13839, 2013.
- GEWERT, B.; PLASSMANN, M.M.; MACLEOD, M. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 17, n. 9, p. 1513-1521, 2015.
- GEYER, R.; JAMBECK, J.R.; LAW, K.R. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, p. e170078, 2017.
- GONZÁLEZ-PLEITER, M. et al. Microplastics as vectors of the antibiotics azithromycin and clarithromycin: effects towards freshwater microalgae. **Chemosphere**, v. 268, p. 128824, 2021.
- GREENHAM, R.T.; MILLER, K. Y.; TONG, A. Removal efficiencies of top-used pharmaceuticals at sewage treatment plants with various technologies. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, p. 103294, 2019.
- GUO, X. et al. Combined toxicity of micro/nano scale polystyrene plastics and ciprofloxacin to *Corbicula fluminea* in freshwater sediments. **Science of the Total Environment**, v. 789, p. 147887, 2021.
- GUO, X. et al. Sorption properties of tylosin on four different microplastics. **Chemosphere**, v. 209, p. 240-245, 2018.
- GUO, X.; CHEN, C.; WANG, J. Sorption of sulfamethoxazole onto six types of microplastics. **Chemosphere**, v. 228, p. 300-308, 2019.
- GUO, X.; WANG, J. Sorption of antibiotics onto aged microplastics in freshwater and seawater. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, p. 110511, 2019.
- HAHLADAKIS, J.N. et al. An overview of chemical additives presents in plastics: migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. **Journal of Hazardous Materials**, v. 344, p. 179-199, 2018.

- HERMABESSIERE, L. et al. Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: a review. **Chemosphere**, v. 182, p. 781-793, 2017.
- HIRAI, H. et al. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 1683-1692, 2011.
- HÜFFER, T. et al. Polyethylene microplastics influence the transport of organic contaminants in soil. **Science of the Total Environment**, v. 657, p. 242-247, 2019.
- JIA, H. et al. Impact of microplastics on bioaccumulation of heavy metals in rape (*Brassica napus* L.). **Chemosphere**, v. 288, p. 132576, 2022.
- JOO, S.H. et al. Microplastics with adsorbed contaminants: mechanisms and treatment. *Environmental Challenges*, v. 3, p. 100042, 2021.
- KLEIN, S. et al. Analysis, occurrence, and degradation of microplastics in the aqueous environment. In: WAGNER, M.; LAMBERT, S. **Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?** Cham: Springer, 2017. p. 51-68.
- LA NASA, J. et al. Plastic breeze: volatile organic compounds (VOCs) emitted by degrading macro- and microplastics analyzed by selected ion flow-tube mass spectrometry. **Chemosphere**, v. 270, p. 128612, 2021.
- LAHIVE, E. et al. Earthworms ingest microplastic fibres and nanoplastics with effects on egestion rate and long-term retention. **Science of the Total Environment**, v. 807, n. part 3, p. 151022, 2021.
- LAU, C. et al. Perfluoroalkyl acids: a review of monitoring and toxicological findings. **Toxicological Sciences**, v. 99, n. 2, p. 366-394, 2007.
- LI, J.; LIU, H.; CHEN, J.P. Microplastics in freshwater systems: a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, v. 137, p. 362-374, 2018a.
- LI, J.; ZHANG, K.; ZHANG, H. Adsorption of antibiotics on microplastics. **Environmental Pollution**, v. 237, p. 460-467, 2018b.
- LI, K. et al. Distribution of phthalate esters in agricultural soil with plastic film mulching in Shandong Peninsula, East China. **Chemosphere**, v. 164, p. 314-321, 2016.
- LI, R. et al. Effect of prothioconazole on the degradation of microplastics derived from mulching plastic film: apparent change and interaction with heavy metals in soil. **Environmental Pollution**, v. 260, p. 113988, 2020.
- LIN, W. et al. Effect of microplastics PAN polymer and/or Cu²⁺ pollution on the growth of *Chlorella pyrenoidosa*. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114985, 2020.
- LITHNER, D.; LARSSON, Å.; DAVE, G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 3309-3324, 2011.
- LIU, L.; FOKKINK, R.; KOELMANS, A.A. Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons to polystyrene nanoplastic. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 35, n. 7, p. 1650-1655, 2016.
- LIU, S. et al. Interactions between microplastics and heavy metals in aquatic environments: a review. **Frontiers in Microbiology**, v. 12, p. 730, 2021.
- LIU, X. et al. Hydrophobic sorption behaviors of 17 β -Estradiol on environmental microplastics. **Chemosphere**, v. 226, p. 726-735, 2019.
- LLORCA, M. et al. Adsorption of perfluoroalkyl substances on microplastics under environmental conditions. **Environmental Pollution**, v. 235, p. 680-691, 2018.

LLORCA, M. et al. Analysis of perfluoroalkyl substances in waters from Germany and Spain. **Science of the Total Environment**, v. 431, p. 139-150, 2012.

LOMONACO, T. et al. Release of harmful volatile organic compounds (VOCs) from photo-degraded plastic debris: a neglected source of environmental pollution. **Journal of Hazardous Materials**, v. 394, p. 122596, 2020.

LÓPEZ-DOVAL, J.C. et al. Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: spatial distributions and risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 1307-1324, 2017.

MAGADINI, D.L. et al. Assessing the sorption of pharmaceuticals to microplastics through in-situ experiments in New York City waterways. **Science of the Total Environment**, v. 729, p. 138766, 2020.

MAHFOOZ, Y. et al. Critical risk analysis of metals toxicity in wastewater irrigated soil and crops: a study of a semi-arid developing region. **Scientific Reports**, v. 10, p. 12845, 2020.

MATEOS-CÁRDENAS, A. et al. Rapid fragmentation of microplastics by the freshwater amphipod *Gammarus duebeni* (Lillj.). **Scientific Reports**, v. 10, p. 12799, 2020.

MENG, J. et al. Effects of chemical and natural ageing on the release of potentially toxic metal additives in commercial PVC microplastics. **Chemosphere**, v. 283, p. 131274, 2021.

MIRANDA, D.A. et al. A worldwide evaluation of trophic magnification of per-and polyfluoroalkyl substances in aquatic ecosystems. **Integrated Environmental Assessment and Management**, 14 jan. 2022, p. on-line, 2022.

MÜLLER, A. et al. The effect of polymer aging on the uptake of fuel aromatics and ethers by microplastics. **Environmental Pollution**, v. 240, p. 639-646, 2018.

MURPHY, F. et al. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. **Environmental Science & Technology**, v. 50, n. 11, p. 5800-5808, 2016.

MWINYIHIJA, M. Essentials of ecotoxicology in the tanning industry. **Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology**, v. 3, n. 13, p. 323-331, 2011.

NAQASH, N. et al. Interaction of freshwater microplastics with biota and heavy metals: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 18, n. 6, p. 1813-1824, 2020.

PÉREZ, J.M. et al. Effect of reprocessing and accelerated ageing thermal and mechanical polycarbonate properties. **Journal of Materials Processing Technology**, v. 210, p. 727-733, 2010.

PLANELLÓ, R.; MARTÍNEZ-GUITARTE, J.L.; MORCILLO, G. The endocrine disruptor bisphenol A increases the expression of HSP70 and ecdysone receptor genes in the aquatic larvae of *Chironomus riparius*. **Chemosphere**, v. 71, p. 1870-1876, 2008.

POMPÊO, M. et al. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (Reservatório Guarapiranga – São Paulo (SP), Brasil): há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial? **Geochimica Brasiliensis**, v. 27, n. 2, p. 104-119, 2013.

PUCKOWSKI, A. et al. Sorption of pharmaceuticals on the surface of microplastics. **Chemosphere**, v. 263, p. 127976, 2021.

QU, H. et al. How microplastics affect chiral illicit drug methamphetamine in aquatic food chain? From green alga (*Chlorella pyrenoidosa*) to freshwater snail (*Cipangopaludina cathayensis*). **Environment International**, v. 136, p. 105480, 2020.

RANI-BORGES, B.; LÓPEZ-DOVAL, J.C.; POMPÊO, M. Contaminantes emergentes em reservatórios: fármacos, desreguladores endócrinos e drogas ilícitas. In: POMPÊO, M. et al. (Orgs). **Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos**. São Paulo: IB/USP, 2022. p. 58-70.

RANI-BORGES, B.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M. Microplastics and freshwater microalgae: what do we know so far? **Aquatic Ecology**, v. 55, n. 1, p. 1-15, 2021.

RAZANAJATOVO, R. M. et al. Sorption and desorption of selected pharmaceuticals by polyethylene microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 136, p. 516-523, 2018.

RIOS-MENDOZA, L.M.; TANIGUCHI, S.; KARAPANAGIOTI, H.K. Advanced analytical techniques for assessing the chemical compounds related to microplastics. In: ROCHA-SANTOS, A.P.T.; DUARTE, A.C. (Eds). **Characterization and analysis of microplastics**. Amsterdam: Elsevier, 2017. p. 209-240. (Comprehensive Analytical Chemistry, 75).

ROCHMAN, C.M. et al. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. **Scientific Reports**, v. 3, p. 3263, 2013.

ROCHMAN, C.M. et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish tissue may be an indicator of plastic contamination in marine habitats. **Science of the Total Environment**, v. 476, p. 622-633, 2014.

ROCHMAN, C.M. et al. Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 38, n. 4, p. 703-711, 2019.

RODA, J.F. B. et al. Microplastics and copper effects on the neotropical teleost *Prochilodus lineatus*: is there any interaction? **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology**, v. 242, p. 110659, 2020.

SANTOS, D. et al. Microplastics alone or co-exposed with copper induce neurotoxicity and behavioral alterations on zebrafish larvae after a subchronic exposure. **Aquatic Toxicology**, v. 235, p. 105814, 2021a.

SANTOS, L.H.M.L.M.; RODRÍGUEZ-MOZAZ, S.; BARCELÓ, D. Microplastics as vectors of pharmaceuticals in aquatic organisms – An overview of their environmental implications. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 3, p. 100079, 2021b.

SCHAUMLOEFFEL, D. Nickel species: analysis and toxic effects. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 26, n. 1, p. 1-6, 2012.

SCHILLER, A.P. et al. Influence of hydrological flows from tropical watersheds on the dynamics of Cu and Zn in sediments. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.191, p. art. 86, 2019.

SEIDENSTICKER, S. et al. Combined experimental and modeling study to evaluate pH-dependent sorption of polar and non- polar compounds to polyethylene and polystyrene microplastics. **Environmental Sciences Europe**, v. 30, p. 30, 2018.

SINGLA, M. et al. Sorption and release process of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) from different composition microplastics in aqueous medium: solubility parameter approach. **Environmental Pollution**, v. 262, p. 114377, 2020.

SONG, X. et al. Sorption and desorption of petroleum hydrocarbons on biodegradable and nondegradable microplastics. **Chemosphere**, v. 273, p. 128553, 2021.

SUN, W. et al. Joint effects of microplastic and dufulin on bioaccumulation, oxidative stress and metabolic profile of the earthworm (*Eisenia fetida*). **Chemosphere**, v. 263, p. 128171, 2021.

TANAKA, K. et al. Facilitated leaching of additive-derived PBDEs from plastic by seabirds' stomach oil and accumulation in tissues. **Environmental Science & Technology**, v. 49, p. 11799-11807, 2015.

TORRES, F.G. et al. Sorption of chemical contaminants on degradable and non-degradable microplastics: recent progress and research trends. **Science of the Total Environment**, v. 757, 143875, 2020.

TU, C. et al. Biofilm formation and its influences on the properties of microplastics as affected by exposure time and depth in the seawater. **Science of the Total Environment**, v. 734, p. 139237, 2020.

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

VERDÚ, I. et al. 2021. Microplastics can act as vector of the biocide triclosan exerting damage to freshwater microalgae. **Chemosphere**, v. 266, p. 129193, 2021.

WAGNER, M.; LAMBERT, S. (Eds.). **Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?** Cham: Springer, 2017. 303 p. (The Handbook of Environmental Chemistry, 58).

WAGSTAFF, A.; LAWTON, L.A.; PETRIE, B. Polyamide microplastics in wastewater as vectors of cationic pharmaceutical drugs. **Chemosphere**, v. 288, n. 2, p. 132578, 2022.

WANG, F.; SHIH, K. M.; LI, X.Y. The partition behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanesulfonamide (FOSA) on microplastics. **Chemosphere**, v. 119, p. 841-847, 2015a.

WANG, F. et al. The influence of polyethylene microplastics on pesticide residue and degradation in the aquatic environment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 394, p. 122517, 2020.

WANG, F. et al. Interaction of toxic chemicals with microplastics: a critical review. **Water Research**, v. 139, p. 208-219, 2018.

WANG, L. et al. Microplastics with cadmium inhibit the growth of *Vallisneria natans* (Lour.) Hara rather than reduce cadmium toxicity. **Chemosphere**, v. 266, p. 128979, 2021a.

WANG, Y. et al. Performance and mechanisms for removal of perfluorooctanoate (PFOA) from aqueous solution by activated carbon fiber. **RSC Advances**, v. 5, p. 86927-86933, 2015b.

WANG, Z. et al. Aged microplastics decrease the bioavailability of coexisting heavy metals to microalga *Chlorella vulgaris*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 217, p. 112199, 2021b.

WANG, Z. et al. Effects of coexistence of tetracycline, copper and microplastics on the fate of antibiotic resistance genes in manured soil. **Science of the Total Environment**, v. 790, p. 148087, 2021c.

WARDROP, P. et al. Chemical pollutants sorbed to ingested microbeads from personal care products accumulate in fish. **Environmental Science & Technology**, v. 50, p. 4037-4044, 2016.

WU, P. et al. Adsorption mechanisms of five bisphenol analogues on PVC microplastics. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 671-678, 2019.

XU, P. et al. Sorption of polybrominated diphenyl ethers by microplastics. **Marine of Pollution Bulletin**, v. 145, p. 260-269, 2019.

YANG, K.H. et al. Sorption of perfluorooctanoic acid (PFOA) onto sediment in the presence of dissolved natural organics. **Separation Science and Technology**, v. 48, p. 1473-1478, 2013.

ZHANG, C. et al. Microplastics in offshore sediment in the Yellow Sea and East China Sea, China. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 827-833, 2019.

ZHANG, P. et al. The structure of agricultural microplastics (PT, PU and UF) and their sorption capacities for PAHs and PHE derivatives under various salinity and oxidation treatments. **Environmental Pollution**, v. 257, p. 113525, 2020.

CAPÍTULO 10

Microplásticos como vetor de metais em ecossistemas aquáticos de água doce

Lucas Gonçalves Queiroz¹, Sheila Cardoso-Silva², Daniel Clemente Vieira Rêgo da Silva³, Karen de Souza Ferreira⁴, Bárbara Rani-Borges⁴, Marcelo Pompêo¹

1- Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, São Paulo, SP, Brasil;

2- Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, São Paulo, SP, Brasil;

3- Universidade do Sul e Sudeste do Pará, Instituto de Estudos do Xingu, São Félix do Xingu, PA, Brasil;

4- Universidade Estadual Paulista, Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, SP, Brasil.

Resumo

Diferentes abordagens têm sido dadas aos estudos que buscam compreender os reais impactos da presença de microplásticos em ecossistemas aquáticos de água doce. Dentre elas, há estudos que avaliam os efeitos combinados entre microplásticos e outros poluentes presentes no ambiente aquático. Isto se dá devido a capacidade de partículas plásticas adsorverem sobre a sua superfície substâncias presentes no ambiente aquático. Neste contexto, os metais constituem um importante grupo de poluentes aquáticos, uma vez que a poluição de ambientes de água doce por metais tem sido bastante reportada na literatura mundial. Além disso, metais têm mostrado a habilidade de se adsorver sobre a superfície de microplásticos. Os impactos da poluição por metais sobre a biota aquática têm sido destacados na literatura, demonstrando o potencial poluidor destes poluentes. Por outro lado, mais recentemente, a poluição por microplásticos têm ganhado destaque e impulsionado o número de trabalhos que buscam compreendê-la melhor. No ambiente natural, a associação entre microplásticos e metais pode resultar em danos potencializados sobre organismos expostos a essa mistura quando comparados aos seus efeitos isolados. O presente capítulo faz uma breve contextualização sobre a problemática da associação entre microplásticos e metais. Além disso, busca prospectar a importância da Bacia Amazônica, constantemente impactada por metais devido às suas atividades econômicas e desenvolvimento populacional e, mais recentemente por microplásticos.

Introdução

A poluição por plásticos é considerada um dos maiores problemas ambientais causados pelas atividades humanas. Desde que a sociedade adotou um modelo de vida baseado no consumo não sustentável destes materiais, observa-se o descarte de uma grande parcela do plástico produzido em ambientes naturais. No Brasil, estima-se que em 2020 apenas 23,1% do plástico produzido foi reciclado (PICPLAST, 2022), o restante teve como destino aterros sanitários, lixões a céu aberto, vias públicas, solo e corpos hídricos.

Como se não bastasse a preocupação com a poluição por plásticos, nos últimos anos uma nova perspectiva a partir desta temática tem sido discutida de forma mais aprofundada pela comunidade científica: a presença de partículas diminutas de plástico no ambiente natural, os chamados microplásticos.

A presença de microplásticos em corpos hídricos tem sido considerada um dos maiores desafios relacionados à contaminação dos ecossistemas aquáticos. Boa parte desta preocupação se deve ao fato de que pouco se sabe sobre os reais impactos que estas partículas plásticas podem causar no ambiente natural. Entretanto, à medida que as pesquisas avançam, as evidências apontam para impactos negativos significativos sobre a biota aquática, o que poderia refletir sobre os demais níveis tróficos.

Os microplásticos podem ocorrer no ambiente aquático de diferentes formas e dimensões variando entre 1 μm e 5 mm. Além disso, devido às características da superfície das partículas de microplásticos, dentre elas tamanho diminuto, porosidade, grande área de superfície específica e elevada hidrofobicidade, estas partículas podem facilmente adsorver vários contaminantes químicos presentes no ambiente aquático (LIU et al., 2022).

Existe uma preocupação latente sobre essa capacidade de adsorver determinados contaminantes em sua superfície, uma vez que os microplásticos podem atuar como vetor destes compostos. Como apontado por diversos trabalhos (LÓPEZ-MARTINEZ et al., 2021; WANG et al., 2019; NEVES et al., 2015), a principal via de exposição de organismos aquáticos aos microplásticos é através da ingestão ou ainda pelo contato com estruturas respiratórias. Assim, a associação entre microplásticos e contaminantes poderia facilitar sua entrada na cadeia trófica ou ainda agir sinergicamente, o que intensificaria os impactos negativos de ambos sobre o ecossistema aquático.

Essa perspectiva ainda mais preocupante sobre a poluição por microplásticos demanda um novo olhar sobre como estas partículas atuam sobre o ecossistema aquático. Neste contexto, uma série de contaminantes aquáticos surge como candidatos a estudos que busquem avaliar a capacidade de estes serem transportados mediante a presença de microplásticos no ambiente aquático. Particularmente, os metais, grupo de poluentes aquáticos de grande relevância do ponto de vista toxicológico, têm se mostrado suscetíveis (GODOY et al., 2019) à adsorção pela superfície de microplásticos como demonstrado pela literatura recente. Entretanto, informações sobre os impactos desta associação sobre a biota aquática ainda são escassas, sobretudo em território brasileiro.

O Brasil ainda carece de pesquisas que busquem avaliar a ocorrência de microplásticos em seus corpos hídricos superficiais de água doce (RANI-BORGES; MARTINS; POMPÊO, 2021), tanto lênticos como lóticos. Por outro lado, existe um grande número de trabalhos que determinaram níveis de contaminação por metais em todo o território nacional. Neste contexto, o presente capítulo aborda os principais aspectos da poluição por microplásticos em corpos hídricos no território brasileiro, bem como traz uma reflexão sobre como os níveis de contaminação por metais reportados na literatura podem intensificar os impactos de ambos os contaminantes, com potencial de comprometer o equilíbrio desses ambientes.

Contaminação por microplásticos em corpos hídricos de água doce

Alguns estudos ao redor do mundo têm reportado a presença de microplásticos em ambientes de água doce (NEELAVANNAN et al., 2022; TALBOT et al., 2022). No Brasil, poucos trabalhos tiveram como objetivo detectar a presença de microplásticos em corpos hídricos superficiais (RANI-BORGES; MARTINS; POMPEO, 2021), o que dificulta a percepção da real magnitude da poluição por estas partículas em corpos hídricos brasileiros. Efetuando uma busca no site *Scopus* (10/05/2022) com as palavras-chave “*microplastic*” obtivemos um retorno de 8363 trabalhos. Deste total, 211 publicações foram desenvolvidas no Brasil ou tiveram a participação de alguma Instituição brasileira. O primeiro trabalho no Brasil foi publicado em 2013 e entre os anos de 2019 e 2021 o número de publicações na área triplicou, de 19 a 62, respectivamente. Entretanto, os estudos desenvolvidos ainda são incipientes, principalmente em ambientes de água doce. A grande maioria das publicações foi focada em ambientes estuarinos e marinhos. A seguir, citamos os trabalhos que buscaram avaliar a contaminação por microplásticos em ambientes de água doce do território brasileiro.

Estudos no Brasil

A ocorrência de microplásticos no sedimento dos rios Solimões, Negro e Amazonas, na região metropolitana de Manaus-AM foi avaliada por Gerolin et al. (2020). As concentrações de microplásticos de tamanho entre 0,063 e 5 mm variaram de 417 a 8178 partículas Kg^{-1} de sedimento, enquanto aqueles entre 0,063 e 1 mm variaram de 0 a 5725 partículas Kg^{-1} de sedimento. Os autores reportaram que as maiores concentrações foram observadas em zonas rasas com baixa velocidade das águas no Rio Negro, enquanto as menores concentrações foram determinadas em zonas mais profundas do Rio Amazonas no ponto mais a jusante do trecho avaliado. Outro ponto destacado no trabalho é a possibilidade destas partículas atuarem como uma via alternativa para a entrada de metais nestes corpos hídricos e para a transferência ao longo da cadeia trófica.

Ferraz et al. (2020) determinaram as concentrações de microplásticos na água do rio Sinos, localizado na região sul do Brasil, e em amostras de água tratada que apresentaram em média 330,2 e 105,8 partículas L^{-1} , respectivamente. O formato do tipo fibra foi o mais abundante em ambas amostras coletadas, o que levou os autores a sugerirem que a principal origem destas partículas é o esgoto doméstico oriundo de máquinas de lavar.

Outro estudo investigou a abundância de microplásticos no Lago Guaíba em Porto Alegre (RS) (BERTOLDI et al., 2021). Os autores encontraram microplásticos em todas as amostras coletadas e as concentrações variaram de $11,9 \pm 0,6$ a $61,2 \pm 6,1$ itens m^{-3} . Além disso, a morfologia mais predominante foi do tipo fragmento com tamanhos entre 100 e 250 μm e as colorações mais predominantes foram branco/transparente e vermelho. Polipropileno e polietileno representaram 98% dos microplásticos encontrados.

Faria et al. (2021) avaliaram a presença de microplásticos na água superficial do Rio Cuiabá em uma região urbanizada e em uma região do Pantanal brasileiro. Os autores observaram elevadas concentrações em pontos localizados próximos as áreas urbanizadas. O tamanho não variou entre estas áreas, onde a média observada nas áreas urbanizadas foi de $206 \pm 158 \mu\text{m}$, enquanto que no Pantanal a média foi de $181 \pm 131 \mu\text{m}$. As fibras representaram a morfologia mais frequente observada nas amostras coletadas (50%), seguido pelos pellets (22%), fragmentos (19%) e espumas (9%). As concentrações, por sua vez, atingiram $19,9 \pm 5,8 \times 100 \text{ L}^{-1}$ nas amostras referentes a áreas urbanizadas, enquanto aquelas coletadas no Pantanal apresentaram $4,5 \pm 2,5 \times 100 \text{ L}^{-1}$.

Ao avaliarem a composição física do sedimento da bacia Água Branca, Itirapina-SP, Toyama et al. (2021) observaram que a maior parte do material artificial observado nas

amostras de sedimento era composta por macro e microplásticos. Fragmentos e fibras foram os formatos mais frequentemente encontrados nas amostras de sedimento. O maior acúmulo de materiais plásticos foi observado no sedimento coletado próximo à barragem do rio, o que foi atribuído às características lânticas do ponto que permitiram a deposição destes materiais no sedimento.

Outra abordagem adotada pelos estudos que buscam compreender a poluição de corpos hídricos por microplásticos, consiste na avaliação da presença de microplásticos na biota aquática, seja decorrente da ingestão ou ainda pela adesão destas partículas em estruturas que tenham contato com o ambiente externo, como é o caso das brânquias. Assim como o observado em ambientes naturais, estudos que avaliem a presença de microplásticos na biota de ambientes de água doce ainda são escassos no Brasil. A seguir, apontamos alguns trabalhos que buscaram avaliar a ocorrência de partículas de microplásticos na biota de ambientes de água doce do território brasileiro.

A abundância e diversidade de microplásticos no trato digestivo do peixe *Hoplosternum littorale* (tamoatá) coletados no rio Pajeú, no município de Serra Talhada (PE) foi avaliada por Silva-Cavalcanti et al. (2017). Os autores observaram que 83% dos indivíduos apresentavam partículas de plástico no trato digestivo e 88,6% possuíam tamanho inferior a < 5mm. Fibras representaram a morfologia mais abundante (46,6%).

Santos et al. (2020) avaliaram o conteúdo estomacal de *Astyanax lacustres* (tambuí) e de *Iheringichthys labrosus* (mandi-bicudo) coletados no trecho médio do Rio Uruguai (RS), buscando avaliar a ingestão de microplásticos. Partículas do tipo fragmentos e fibras foram detectadas pelos autores, os quais ainda destacaram que partículas de cor azul tiveram maior ocorrência durante o estudo em questão. A composição do material não foi avaliada nesse estudo.

Os microplásticos presentes no trato digestivo e aderidos às brânquias de quatorze espécies de peixe coletadas em doze rios da Bacia Amazônica foram avaliados por Ribeiro-Brasil et al. (2020). Os autores detectaram partículas plásticas no trato digestivo e brânquias da maioria dos indivíduos avaliados. *Hemigrammus unilineatus* (lambari-pipira), *Crenicichla regani* (jacundá) e *Pimelodella gerii*, por sua vez, apresentaram maiores quantidades de microplásticos aderidos às brânquias em comparação às demais espécies estudadas, 3,4, 3,8 e 6,3 partículas, respectivamente. Os autores destacam a ausência de outros estudos que busquem avaliar a contaminação por microplásticos em peixes da Bacia Amazônica.

Um estudo que avaliou o conteúdo estomacal de peixes capturados na bacia do rio Ivaí, em Maringá (PR), demonstrou que aqueles organismos que habitam áreas mais urbanizadas apresentaram um maior consumo de partículas plásticas, quando comparado aos de áreas menos urbanizadas (GARCIA et al., 2020). Este padrão sugere que a proximidade a áreas urbanizadas torna o corpo hídrico e sua biota mais susceptível à contaminação por estas partículas.

Em outro estudo, Lima et al. (2021) detectaram partículas de microplásticos no trato digestivo de cinco das dezenove espécies de peixes coletadas no trecho médio do Rio Paraíba do Sul (SP). A composição das partículas consistia em polietileno e polipropileno. Oliveira et al. (2020) identificaram a presença de microplásticos em conteúdo estomacal de peixes, em rio urbano da bacia do Rio Paraná.

Além da presença de microplásticos em peixes, outros níveis da teia trófica precisam ser também investigados. Isto porque essas partículas podem ser assimiladas por uma ampla gama de organismos aquáticos. Silva et al. (2018) avaliaram o efeito de partículas microplásticas de diferentes tamanhos na cadeia trófica planctônica, amostrando

comunidades naturais de plâncton de um lago localizado na planície de inundação do Alto Rio Paraná, Brasil. Os autores observaram que partículas menores são mais facilmente assimiladas e que, portanto, os maiores efeitos de consumo de microplástico vêm dos níveis tróficos mais baixos da cadeia trófica. Além disso, os autores alertam que os níveis mais altos da teia trófica podem não consumir partículas microplásticas diretamente, porém podem absorver esses compostos em rotas alternativas.

Neste contexto, fica evidente que a presença de microplásticos em corpos hídricos de água doce representa um risco potencial para os ecossistemas. Ademais, estas partículas plásticas têm demonstrado um grande potencial para transportar diferentes metais em sua superfície, atuando como um “cavalo de Troia” (HILDEBRANDT et al., 2021).

Uma vez no ambiente aquático, as partículas plásticas são rapidamente colonizadas por uma complexa comunidade microbiana denominada “plastisfera” (BARROS; SEENA, 2021). Além destes micro-organismos, uma série de substâncias nocivas podem também compor a plastisfera aderindo à sua superfície, como pesticidas (LI et al., 2021), fármacos (SYRANIDOU; KALOGERAKIS, 2022) e metais (KHALID et al., 2021, KUTRALAM-MUNIASAMY et al., 2021, LIU et al., 2022). A existência da plastisfera reforça a ideia de que microplásticos possam atuar facilitando o transporte de outros contaminantes em ambientes aquáticos e torná-los disponíveis na cadeia alimentar.

Contaminação por metais em corpos hídricos de água doce

A contaminação por metais tem sido amplamente estudada em ambientes aquáticos de água doce de todo mundo (JIANG et al., 2022, RIZK et al., 2022). Esta contaminação pode ocorrer de forma natural ou ainda por origem antrópica.

A forma natural é caracterizada pela entrada destes elementos a partir da deposição atmosférica seca e úmida e pela liberação de metais oriundos de compartimentos geológicos, posteriormente transportados até a massa de água por escoamento superficial. Comumente, em ambientes aquáticos não impactados, a concentração de metais é muito baixa e é derivada da transformação de rochas e solo pelo intemperismo.

As fontes de origem antrópica são caracterizadas pelo lançamento de efluentes domésticos, industriais e agrícolas. Em áreas que apresentam intensos processos de urbanização e industrialização, a presença de metais em rios e lagos tem sido amplamente reportada. Este tipo de poluição é considerado um dos principais problemas ambientais associados à poluição de ambientes de água doce em áreas que apresentam elevado crescimento populacional. Os metais em meio aquático tendem a sedimentar e ser complexados com a fração inferior a 63 µm, matéria orgânica, sulfetos ou oxihidróxidos de Fe e Mn, dependendo das condições ambientais (LUOMA; RAINBOW, 2008). Portanto, as concentrações destes elementos tendem a ser mais elevadas neste compartimento.

Uma vez no ecossistema aquático, os metais podem persistir no ambiente e, conseqüentemente, afetar a comunidade biótica através da exposição prolongada, causando efeitos tóxicos sobre os organismos. Além disso, a bioacumulação destes metais e a biomagnificação de alguns destes elementos, como o Hg, pode ocorrer nos organismos expostos, o que faz com que estes elementos possam ser transferidos ao longo dos diferentes níveis tróficos (SANAIE et al., 2021, SILVA et al., 2018, TESSER; ROCHA; CASTRO, 2021).

Os efeitos da poluição por metais sobre a comunidade biótica de ambientes de água doce podem variar e uma série de estudos ecotoxicológicos tem buscado compreender como estes poluentes afetam estes ecossistemas. A mortalidade é um dos principais

parâmetros ecotoxicológicos associados à presença de metais em ambientes aquáticos (KUSI; MAIER, 2022), que pode resultar na redução de populações e, consequentemente, afetar a biodiversidade destes ambientes de água doce. Entretanto, alterações no desenvolvimento (TIMPANO et al., 2022), comportamentais (LEBRUN; GISMONDI, 2020), reprodutivas (SUN et al., 2022) e fisiológicos (DHARA et al., 2022) também têm sido reportados devido à exposição de organismos dulcícolas à metais.

Efeitos combinados entre microplásticos e metais

Com o avanço das pesquisas acerca da poluição de ambientes aquáticos por microplásticos, os estudos passaram a direcionar seus esforços a compreender como associações entre microplásticos e outros poluentes podem afetar estes ecossistemas. Uma parte destas pesquisas tem se dedicado à interação de microplásticos com metais.

Alguns estudos têm demonstrado a capacidade de microplásticos em adsorver metais presentes na água (LIU et al., 2022) (Fig. 10.1). As partículas de microplásticos podem apresentar sobre a sua superfície concentrações mais elevadas do que aquelas observadas na coluna d'água (PURWIYANTO et al., 2020). Apesar dos microplásticos em sedimentos terem a capacidade de adsorver metais (KUMAR et al., 2021, KABIR et al., 2022), estas partículas têm demonstrado a capacidade de reduzir a habilidade dos demais compostos sedimentares em adsorver metais. Elevadas concentrações de microplásticos no sedimento parecem ser capazes de reduzir os agregados de sedimentos estáveis à água, devido à sua superfície hidrofóbica, e reduzir o acúmulo de matéria orgânica (LI et al., 2021).

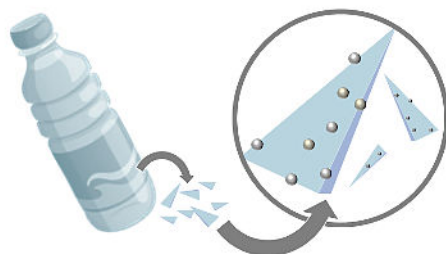


Figura 10.1. Esquema demonstrando fragmentos plásticos contendo metais tóxicos adsorvidos sobre sua superfície.

Como mencionado, vários estudos têm reportado os efeitos tóxicos de microplásticos e de metais sobre organismos aquáticos separadamente. Por outro lado, estudos investigando seus efeitos combinados já têm demonstrado que esta associação pode induzir diferentes respostas sobre a biota de ambientes dulcícolas.

Quando tratados isoladamente, chumbo (Pb) e esferas de poliestireno (PE) são capazes de reduzir o conteúdo intracelular de clorofila comprometendo a atividade fotossintética de *Microcystis aeruginosa*. Por outro lado, quando combinados, estes contaminantes apresentam um efeito sinérgico ao promover um crescimento de agregados celulares da alga (WANG et al., 2021). Elevadas concentrações de partículas (50 a 1000 mg L⁻¹) de poliestireno podem causar uma redução significativa no crescimento algal e no conteúdo de clorofila *a* em *Chlorella vulgaris*. Entretanto, quando expostos simultaneamente aos microplásticos e metais como cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn), a alga apresentou uma maior inibição nestas variáveis quando comparado ao efeito do microplástico testado isoladamente (TUNALI et al., 2020).

Elevadas concentrações de cádmio (Cd) são capazes de inibir o crescimento de indivíduos da planta aquática *Vallisneria natans*, mas quando indivíduos desta espécie são

expostos ao cádmio (Cd) e a partículas de PVC simultaneamente, esta inibição do crescimento é mais significativa. Além disso, alterações enzimáticas também foram observadas após a exposição a esta mistura (WANG et al., 2021).

Isoladamente, níquel (Ni) e esferas de poliestireno (PE) causaram imobilização sobre o crustáceo *Daphnia magna*. Quando combinados, a mistura reduziu a concentração efetiva de microplásticos capaz de causar imobilidade nos organismos, ou seja, aumentou a sua toxicidade (KIM; CHAE; AN, 2017).

Metais como cobre (Cu) e chumbo (Pb) são capazes de se aderir à superfície de partículas de ácido polilático (PLA) e poliamida 12 (PA12). Estes microplásticos são capazes de transportar eficientemente elevadas quantidades de metais da coluna d'água para peixes *Clarias gariepinus*. Além do acúmulo de metais em tecidos, a ingestão contínua de microplásticos contendo metais aderidos sobre sua superfície pode alterar a biota intestinal destes organismos (JANG et al., 2022).

A Bacia Amazônica como área de estudo

Na busca por respostas mais realistas acerca dos efeitos causados pela associação de microplásticos e metais, pesquisas realizadas em ambientes naturais atingidos pela poluição por estes contaminantes podem atuar como importantes áreas de estudo para a compreensão desta combinação de estressores.

Neste contexto, a Bacia Amazônica pode ser considerada um ambiente-chave do ponto de vista econômico, social e ecossistêmico para pesquisas que busquem compreender a forma como a sociedade se relaciona com o ambiente e os impactos ambientais associados às atividades antrópicas sobre ecossistemas aquáticos.

A Bacia Amazônica é uma das mais importantes do mundo, tanto em relação ao volume de água, quanto em função de sua elevada biodiversidade. São diversos os rios que cortam a região Norte do Brasil, sendo os Rios Amazonas, Xingu, Negro, Solimões e Madeira uns dos mais conhecidos (Fig. 10.2). Somente o Rio Amazonas, ocupa uma área de 6.925.674 Km² (BRASIL, 2006) considerando desde a nascente até a sua foz, percorrendo mais de 6.000 km de extensão, e posteriormente desaguando no Oceano Atlântico.



Figura 10.2. Bacia Amazônica, com destaque para seus principais rios, sendo: Rio Amazonas, Madeira, Xingu e Tocantins (Fonte: Ambiente Brasil, 2022).

Embora, para os padrões geográficos brasileiros, a Bacia Amazônica seja considerada uma região com baixa densidade populacional, regiões onde as comunidades estão mais adensadas tendem a sofrer uma maior pressão (TRITSCH; LE TOURNEAU, 2016). Isso ocorre, principalmente, porque as comunidades que ali habitam possuem uma relação muito intrínseca com os rios da região. Além de se localizarem próximo às margens dos rios, em alguns casos, sobre os rios, boa parte da economia local é oriunda do ambiente aquático. Devido à proximidade destas comunidades, os rios amazônicos são muito susceptíveis aos impactos ambientais causados pela presença humana e estão sujeitos a uma série de estressores ambientais. Somente no município de São Félix do Xingu (PA), por onde passa o rio Xingu, 40% da vegetação amazônica original já foi suprimida. O município possui mais de 2.000.000 de cabeças de gado, sendo um dos maiores produtores de carne do mundo, com vastas áreas de floresta convertidas em pasto (CRISPIM; FRABETTI, 2020).

O lançamento de esgotos domésticos é um aspecto ambiental muito comum em vários pontos da Bacia Amazônica. De acordo com o IBGE (2020), até o ano de 2017 aproximadamente 84% dos municípios da região Norte não eram contemplados com serviço de esgotamento sanitário por rede coletora, o que resulta no descarte do esgoto sem tratamento no ambiente natural. Esta prática contribui para a contaminação destes ambientes com organismos patogênicos e aumento da matéria orgânica na coluna d'água, o que altera as propriedades físicas e químicas do corpo hídrico e afeta a biota local (BEGA et al., 2021). A agricultura é outro fator responsável pela degradação dos ambientes aquáticos da Bacia Amazônica. O avanço da fronteira agrícola e o desmatamento, inerente a esta atividade, contribuem significativamente para a degradação de ambientes aquáticos, através da poluição por agrotóxicos e fertilizantes, uso de água, alteração das propriedades do solo de áreas próximas e decorrente da redução da vegetação ripária, que oferece proteção contra processos erosivos (MARACAHIPES-SANTOS et al., 2020; MONTELES et al., 2021). Ademais, as queimadas e os desmatamentos, provenientes destas atividades agropastoris, são responsáveis pelo maior aporte de Hg nos corpos hídricos, seja por processos erosivos ou pela deposição atmosférica (CRESPO-LÓPEZ et al., 2021, CARDOSO-SILVA et al., 2022)

Atividades de mineração são muito recorrentes na Bacia Amazônica e, por este motivo, contribuem significativamente para a degradação destes habitats. Esta atividade afeta as características físicas e químicas da água, bem como expõe os corpos hídricos à contaminação por metais (COVRE et al., 2022). Além da mineração, o uso de fertilizantes e de alguns agrotóxicos, o intemperismo de rochas e a disposição inadequada de lixo também contribuem para a contaminação e poluição destes ambientes por metais.

Outro aspecto importante sobre a Bacia Amazônica diz respeito ao gerenciamento de resíduos sólidos. De modo geral, a falta de gerenciamento de resíduos sólidos nas cidades das calhas dos rios amazônicos representa uma grande problemática ambiental para a região. A coleta destes resíduos costuma ser prejudicada pela dificuldade de acesso de caminhões de recolhimento em determinadas áreas ocupadas. Isso ocorre devido à ausência de estradas pavimentadas, presença de áreas alagadas e, em alguns casos, a ausência de locais apropriados para destinar estes resíduos (SILVA; PINHEIRO, 2010).

Na literatura é possível encontrar diversos trabalhos que reportam a presença de metais, na água e no sedimento de rios amazônicos, em muitos casos, em concentrações acima do estabelecido pela legislação brasileira.

Ao avaliar a contaminação por metais no rio Negro em locais próximos a área urbanizada de Manaus, Ferreira et al. (2020) reportaram concentrações de Ba, Cr, Cu, Mn, Ni e Zi acima do permitido pela Resolução CONAMA 357/05 em alguns pontos de coleta.

No Rio Araguari, Viana et al. (2020) reportaram a presença de Cd, Pd, Fe, Hg, Cu e Zn em concentrações muito elevadas. A bioacumulação de metais também foi observada em espécies de peixes nativos da região amazônica, como *Anodus orinocensis*, *Curimata vittata* e *Hemiodus unimaculatus*. Em outro trabalho, Viana et al. (2021) detectaram a presença de elevadas concentrações de Hg e Cu em amostras de água deste rio. Os autores observaram ainda uma correlação positiva entre as concentrações destes metais e áreas de pastagem utilizadas para a criação de gado bubalino. As amostras de água analisadas também foram submetidas a testes ecotoxicológicos e apresentaram toxicidade aguda para o crustáceo *Daphnia similis* e genotoxicidade para o peixe *Danio rerio*.

Carvalho et al. (2018) investigaram como a transferência de metais do Rio Madeira influencia a dinâmica espacial destes metais no sedimento do Lago Puruzinho. Os autores observaram uma maior concentração de Co, Cu, Cr, Mn e Fe na região do lago sobre influência direta do rio. Durante o período chuvoso, as águas do Rio Madeira invadem áreas próximas alterando as propriedades de afluentes e lagos marginais.

Ao investigar a contaminação de corpos hídricos pelo chorume produzido em aterros sanitários ou lixões localizados na região do rio Tarumã-Açu, Santana; Barroncas (2007) detectaram a presença de Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn em concentrações muito elevadas, considerando o estabelecido pela resolução CONAMA 357/05, nas amostras de água e sedimento deste manancial.

Ao investigar os níveis de poluição por metais em diferentes compartimentos do Rio Xingu, Rio Fresco e áreas de mineração, Ribeiro et al. (2017) detectaram elevadas concentrações de As em amostras de água. Para o sedimento e o solo esses autores observaram que o Ni e Cr e o Pb, Cr e Ni, respectivamente, apresentaram concentrações de metais acima do recomendado pela legislação. Comparativamente, regiões próximas às áreas de mineração apresentaram concentrações mais elevadas. Os autores sugerem ainda que a chuva possui grande influência no arraste de metais para o corpo hídrico.

Cardoso-Silva et al. (2022) efetuaram trabalho de revisão sobre pesquisas desenvolvidas na Amazônia Legal Brasileira (2006-2021), que focaram a análise de Hg em ecossistemas aquáticos. Os autores comentam que a região apresenta, de maneira geral, elevados teores de Hg, nos mais diversos compartimentos. Há relatos de bioacumulação e biomagnificação do Hg (BRITO et al., 2017, AZEVEDO et al., 2019) e de efeitos adversos às populações humanas (SILVA-JÚNIOR et al., 2018). Os autores fazem uma série de recomendações como o desenvolvimento de maior número de pesquisas na região do “arco do desmatamento amazônico” e investigações baseadas na contaminação de Hg advinda do uso de agrotóxicos e pela contribuição atmosférica.

Considerações finais

Nos últimos anos, a poluição por microplásticos têm ganhado grande notoriedade, tornando-se alvo da comunidade científica na busca de compreender como estas partículas afetam o funcionamento de ecossistemas aquáticos. Já a poluição por metais é um problema ambiental antigo que afeta os corpos hídricos de todo o mundo e resulta em efeitos tóxicos sobre os organismos aquáticos.

Estudos investigando os efeitos combinados entre microplásticos e metais têm demonstrado que a associação destes estressores merece uma maior atenção tanto da comunidade científica como de órgãos fiscalizadores e governamentais.

Na literatura é possível encontrar trabalhos determinando a presença de metais em corpos hídricos amazônicos. Além disso, alguns estudos indicam que a poluição por microplásticos já pode ser considerada um problema nestas regiões, devido às elevadas

concentrações de microplásticos encontradas em diferentes compartimentos do ambiente aquático. Entretanto, pouco se sabe sobre como a combinação destes estressores pode afetar os ecossistemas da região.

Neste contexto, a Bacia Amazônica pode ser considerada uma área de estudo com grande potencial para gerar informações capazes de elucidar como os efeitos combinados entre metais e microplásticos afetam o ecossistema aquático.

Referências

AZEVEDO, L.S. et al. Influence of the flood pulse on mercury accumulation in detritivorous, herbivorous and omnivorous fish in Brazilian Amazonia. **Ecotoxicology**, v. 28, p. 478-485, 2019.

BARROS, G. et al. Biased research generates large gaps on invertebrate biota knowledge in Brazilian freshwater ecosystems. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, p. 190-196, 2020.

BARROS, J.; SEENA, S. Plasticsphere in freshwaters: an emerging concern. **Environmental Pollution**, v. 290, p. 118123, 2021.

BEGA, J. M. M. et al. Use of caffeine as an indication of pollution by domestic sewage in urban water bodies. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 2, p. 381-388, 2021.

BERTOLDI, C. et al. First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 759, p. 143503, 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Caderno da região hidrográfica amazônica**. Brasília: MMA, 2006.

BRITO, B.C. et al. The influence of inundation and lake morphometry on the dynamics of mercury in the water and plankton in an Amazon floodplain lake. **Hydrobiologia**, v. 790, n. 1, p. 35-48, 2017.

CARDOSO-SILVA, S. et al. O mercúrio na Amazônia brasileira: conjuntura e perspectivas de estudos. In: POMPEO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; LÓPEZ-DOVAL, J. C. (Ogs.). **Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos**. São Paulo: IB/USP, 2022. p. 208-225.

CARVALHO, D.P. et al. Dynamics of metals in lacustrine sediments: case study of the Madeira River, Amazon region. **RBRH. Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 23, p. e21, 2018.

COVRE, W.P. et al. Impact of copper mining wastes in the Amazon: properties and risks to environment and human health. **Journal of Hazardous Materials**, v. 421, p. 126688, 2022.

CRISPIM, S.N.S.; FRABRETTI, G.L. Exploração da terra e do trabalho da fronteira agropecuária da Amazônia Oriental: o caso de São Félix do Xingu (PA). **Cadernos CEPEC**, v.9, n.2, p. 116-139, 2020.

DHARA, K. et al. Biochemical, physiological (haematological, oxygen-consumption rate) and behavioural effects of mercury exposures on the freshwater snail, *Bellamya bengalensis*. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 251, p. 109195, 2022.

FARIA, E. et al. Microplastics pollution in the South American Pantanal. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 3, p. 100088, 2021.

FERRAZ, M. et al. Microplastic concentrations in raw and drinking water in the Sinos River, Southern Brazil. **Water**, v. 12, n. 11, p. 3115, 2020.

FERREIRA, M.S. et al. Risk assessment of trace elements pollution of Manaus urban rivers. **Science of the Total Environment**, v. 709, p. 134471, 2020.

GARCIA, T.D. et al. Ingestion of microplastic by fish of different feeding habits in urbanized and non-urbanized streams in Southern Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, p. art. 434, 2020.

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

GODOY, V. et al. The potential of microplastics as carriers of metals. **Environmental Pollution**, v. 255, n. part. 3, p. 113363, 2019.

HILDEBRANDT, L. et al. Microplastics as a Trojan horse for trace metals. **Journal of Hazardous Materials Letters**, v. 2, p. 100035, 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2017**: abastecimento de água e esgotamento sanitário. Rio de Janeiro: IBGE, 2020. 119 p.

JANG, F.H. et al. Increased transfer of trace metals and *Vibrio* sp. from biodegradable microplastics to catfish *Clarias gariepinus*. **Environmental Pollution**, v. 298, p. 118850, 2022.

JÉZÉQUEL, C. et al. Geomorphological diversity of rivers in the Amazon Basin. **Geomorphology**, v. 400, p. 108078, 2022.

JIANG, T. et al. Trace metal concentrations in surface water along the Yangtze River in Chongqing, China: urban discharge impacts. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, jan. 2022, p. on-line, 2022.

KABIR, A.H.M.E. et al.; Microplastics in the sediments of small-scale Japanese rivers: abundance and distribution, characterization, sources-to-sink, and ecological risks. **Science of the Total Environment**, v. 812, p. 152590, 2022.

KHALID, N. et al. Interactions and effects of microplastics with heavy metals in aquatic and terrestrial environments. **Environmental Pollution**, v. 290, p. 118104, 2021.

KIM, D.; CHAE, Y.; AN, Y.J. Mixture toxicity of nickel and microplastics with different functional groups and *Daphnia magna*. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 21, p. 12852-1258, 2017.

KUMAR, K. et al. Abundance, interaction, ingestion, ecological concerns, and mitigation policies of microplastic pollution in riverine ecosystem: a review. **Science of the Total Environment**, v. 782, p. 146695, 2021.

KUSI, J.; MAIER, K.J. Evaluation of silver nanoparticle acute and chronic effects on freshwater amphipod (*Hyalella azteca*). **Aquatic Toxicology**, v. 242, p. 106016, 2022.

KUTRALAM-MUNIASAMY, G. et al. Overview of microplastics pollution with heavy metals: analytical methods, occurrence, transfer risks and call for standardization. **Journal of Hazardous Materials**, v. 415, p. 125755, 2021.

LEBRUN, J.D.; GISMONDI, E. Behavioural and biochemical alterations in gammarids as induced by chronic metallic exposures (Cd, Cu and Pb): implications for freshwater biomonitoring. **Chemosphere**, v. 257, p. 127253, 2020.

LI, H. et al. Adsorption of three pesticides on polyethylene microplastics in aqueous solutions: Kinetics, isotherms, thermodynamics, and molecular dynamics simulation. **Chemosphere**, v. 264, n. part 2, p. 128556, 2021.

LI, Y. et al. Effects of virgin microplastics on the transport of Cd (II) in Xiangjiang River sediment. **Chemosphere**, v. 283, p. 131197, 2021.

LIMA, F.P. et al. Plastic ingestion by commercial and non-commercial fishes from a neotropical river basin. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 232, p. art. 29, 2021.

LIU, S. et al. Microplastics as a vehicle of heavy metals in aquatic environments: a review of adsorption factors, mechanisms, and biological effects. **Journal of Environmental Management**, v. 302, n. part. A, p. 113995, 2022.

- LIU, Y. et al. Heavy metals in the “plastisphere” of marine microplastics: adsorption mechanisms and composite risk. **Gondwana Research**, v. 108, p. 171-180, 2022.
- LÓPEZ-MARTÍNEZ, S. et al. Overview of global status of plastic presence in marine vertebrates. **Global Change Biology**, v. 27, n. 4, p. 728-737, 2021.
- LUOMA, S.N.; RAINBOW, P. S. **Metal contamination in aquatic environments**: science and lateral management. Cambridge: Cambridge University, 2008. 573 p.
- MARACAHIPES-SANTOS, L. et al. Agricultural land-use change alters the structure and diversity of Amazon riparian forests. **Biological Conservation**, v. 252, p. 108862, 2020.
- MONTELES, J.S. et al. Agriculture impacts benthic insects on multiple scales in the Easterns Amazon. **Biological Conservation**, v. 255, p. 108998, 2021.
- NEELAVANNAN, K. et al. Microplastics in the high-altitude Himalayas: Assessment of microplastic contamination in freshwater lake sediments, Northwest Himalaya (India). **Chemosphere**, v. 290, p. 133354, 2022.
- NEVES, D. et al. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 1, p. 119-126, 2015.
- PURWIYANTO, A.I.S. et al. Concentration and adsorption of Pb and Cu in microplastics: case study in aquatic environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 158, p. 111380, 2020.
- RANI-BORGES, B.; MARTINS, T.F.G.; POMPÊO, M. Status of Brazilian research on microplastics present in aquatic ecosystems: freshwater. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 16, n. 1, p. 106-117, 2021.
- RIBEIRO, D.R.G. et al. Metal and metalloid distribution in different environmental compartments of the middle Xingu River in the Amazon, Brazil. **Science of the Total Environment**, v.605-606, p. 66-74, 2017.
- RIBEIRO-BRASIL, D.R.G. et al. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, v. 266, n. part. 1, p. 115241, 2020.
- RIZK, R. et al. Comprehensive environmental assessment of heavy metal contamination of surface water, sediments and Nile Tilapia in Lake Nasser, Egypt. **Journal of King Saud University - Science**, v. 34, n.1, p. 101748, 2022.
- SANAE, R. et al. The impact of physicochemical parameters and heavy metals on the biodiversity of benthic macrofauna in the Inaouene Wadi (Taza, North East Morocco). **Journal of Ecological Engineering**, v. 22, n. 7, p. 231-241, 2021.
- SANTANA, G.P.; BARRONCAS, P.S.R. Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu, Manaus (AM). **Acta Amazonica**, v. 37, n. 1, p. 111-118, 2007.
- SANTOS, T. et al. First record of microplastics in two freshwater fish species (*Iheringthys labrosus* and *Astyanax lacustris*) from the middle section of the Uruguay River, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 32, p. e26, 2020.
- SILVA, A.D.; PINHEIRO, E.S. A problemática dos resíduos sólidos urbanos em Tefé, Amazonas. **Sociedade & Natureza**, v. 22, n. 2, p. 297-312, 2010.
- SILVA, B.M.S. et al. Bioaccumulation of trace elements in the crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) from the macrotidal mangrove coast region of the Brazilian Amazon. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, p. art.214, 2018.
- SILVA-CAVALCANTI, J.S. et al. Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. **Environmental Pollution**, v. 221, p. 218-226, 2017.

SILVA-JUNIOR, F.M.R. et al. Vulnerability associated with “symptoms similar to those of mercury poisoning” in communities from Xingu River, Amazon basin, **Environmental Geochemistry and Health**, v. 40, p. 1145-1154, 2018.

SUN, M. et al. Cloning and expression analysis of Shvsa and the molecular regulatory pathways implicated in Cd-induced reproductive toxicity in the freshwater crab *Sinopotamon henanense*. **Chemosphere**, v. 288, n. part 1, p. 132437, 2022.

SYRANIDOU, E.; KALOGERAKIS, N. Interactions of microplastics, antibiotics and antibiotic resistant genes within WWTPs. **Science of the Total Environment**, v. 804, p. 150141, 2022.

TALBOT, R. et al. Spatial and temporal variations of microplastic concentrations in Portland's freshwater ecosystems. **Science of the Total Environment**, v. 833, p. 155143, 2022.

TESSER, T.T.; ROCHA, C.M.; CASTRO, D. Metal contamination in omnivores, carnivores and detritivores fish along the Tramadaí River Basin, RS. Brazil. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v.16, p. 100496, 2021.

TIMPANO, A.J. et al. Combined effects of copper, nickel, and zinc on growth of a freshwater mussel (*Villosa iris*) in an environmentally relevant context. **Aquatic Toxicology**, v. 242, p. 106038, 2022.

TOYAMA, D. et al. The artificialization in the sediment profiles of the streams in the Água Branca basin – Itirapina, São Paulo, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 290, p. 112610, 2021.

TUNALI, M. et al. Effect of microplastics and microplastic-metal combinations on growth and chlorophyll a concentration of *Chlorella vulgaris*. **Science of the Total Environment**, v. 743, p. 140479, 2020.

VIANA, L.F. et al. Bioaccumulation of metal in liver tissue of fish in response to water toxicity of the Araguari-Amazon River, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, p. 781, 2020.

VIANA, L.F. et al. High concentrations of metals in the waters from Araguari River lower section (Amazon biome): Relationship with land use and cover, ecotoxicological effects and risks to aquatic biota. **Chemosphere**, v. 285, p. 131451, 2021.

WANG, L. et al. Microplastics with cadmium inhibit the growth of *Vallisneria spiralis* (Lour.) Hara rather than reduce cadmium toxicity. **Chemosphere**, v. 266, p. 128979, 2021.

WANG, S. et al. Single and combined effects of microplastics and lead on the freshwater algae *Microcystis aeruginosa*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, p. 111664, 2021.

WANG, Y. et al. Effects of ingested polystyrene microplastics on brine shrimp, *Artemia parthenogenetica*. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 715-722, 2019.

CAPÍTULO 11

O cenário atual e o avanço das pesquisas sobre microplásticos em interações com plantas vasculares aquáticas

Thaís Fabiane Gomes Martins¹, Marcelo Pompêo²

1 - Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista - UNESP, Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, SP, Brasil

2 - Universidade de São Paulo - USP, Departamento de Ecologia, São Paulo, SP, Brasil

Resumo

O estresse ecológico da contaminação por microplásticos (MPs) em ecossistemas aquáticos tem levantado preocupações em todo o mundo. MPs (0,1 µm a 5 mm) são pequenas partículas de plásticos que podem ser facilmente ingeridos por uma ampla gama de organismos, podendo ser transferidos na cadeia trófica e alcançar níveis mais elevados. Contudo, os impactos dos MPs em plantas vasculares aquáticas ainda não foram totalmente elucidados. Neste capítulo, resumimos o parco conhecimento das interações entre MPs e macrófitas, elencando os potenciais efeitos tóxicos e suas implicações ecológicas. Apesar de iniciante, nossa revisão revela que os estudos com MPs e plantas aquáticas têm crescido nos últimos anos. Variados tipos de macrófitas e de MPs têm sido utilizados em testes laboratoriais, sendo que espécies da família *Lemnaceae* são hoje predominantes nos estudos, enquanto que MPs de poliestireno são os mais comumente estudados em experimentos laboratoriais. Uma série de respostas de estresse oxidativo, crescimento e biomassa vegetal em experimentos com exposição à MPs isolados ou em interação com outros compostos potencialmente tóxicos, a curto e longo prazo, foram observadas. Uma avaliação crítica do estado de conhecimento da combinação de MPs com outros poluentes indica a necessidade de maior foco nas pesquisas nessas interações, uma vez que apresentamos o potencial impacto que a exposição combinada pode acarretar no ecossistema. Nós também verificamos um déficit em estudos de campo em ambientes de água doce. Essa descoberta é preocupante, uma vez que a contaminação da água desses ambientes pode ser prejudicial para o consumo humano. Aqui apresentamos em síntese a importância das plantas vasculares aquáticas no ambiente e como o destino de MPs nestas espécies afetam os ecossistemas aquáticos, sendo, portanto, de relevância ambiental e global a sua inclusão em mais pesquisas futuras. Com base em evidências limitadas neste momento e no entendimento de que a falta de evidências de impacto ecológico de MPs, propomos algumas considerações para lidar com as lacunas no conhecimento para que possamos compreender melhor o papel que os MPs desempenham no ambiente.

Introdução

Considerados contaminantes emergentes, os microplásticos (MPs; 0,1 µm a 5 mm) (CARR; LIU; TESORO, 2016, JAHNKE et al., 2017) têm sido tema de grande preocupação dos ambientalistas na última década. Por apresentarem estrutura muito resistente, o que garante a sua persistência no ambiente, os MPs têm se tornado um problema mundial, já que a sua distribuição entre os diversos habitats pode impactar a biota e a qualidade dos ecossistemas. Os oceanos recebem cerca de 80% dos resíduos plásticos produzidos, sendo os rios a principal fonte de entrada de plásticos no ambiente marinho (LEBRETON et al., 2017, MALANKOWSKA; ECHAIDE-GORRIZ; CORONAS, 2021). Considerando o crescimento atual da população mundial e a geração de resíduos plásticos *per capita*, estima-se que até 2030, 90 Mt de resíduos plásticos entrem nos ecossistemas aquáticos a cada ano (BORRELLE et al., 2020).

Esse cenário levou a crescente preocupação para compreender os efeitos tóxicos dos MPs no ambiente aquático. Uma vez no ambiente, essas partículas passam por processos, como o intemperismo químico e biológico, alterações químicas devido a radiação solar UV e podem sorver outros poluentes, aumentando ainda mais o seu potencial de toxicidade (KALČÍKOVÁ, 2020b, SIPE et al., 2022). Esses processos vão resultar na fragilização da estrutura polimérica dos MPs, dando origem a partículas ainda menores (os nanoplásticos) através da fragmentação (KALČÍKOVÁ, 2020b).

Apesar da atenção que os MPs têm recebido por parte da comunidade científica, em razão dos indícios de aumento exponencial da poluição por MPs, as pesquisas envolvendo esse contaminante tem como foco principalmente o ecossistema marinho (PABORTSAVA; LAMPITT, 2020, PEQUENO et al., 2021, PICCARDO et al., 2020). No entanto, já existem pesquisas demonstrando que os MPs estão presentes em todos os ambientes, tais como o solo (JACQUES; PROSSER, 2021, KANOLD; RILLING; ANTUNES, 2021), água (LEBRETON; EGGER; SLAT, 2019, LEI et al., 2018), ar (GASPERI et al., 2018) e recentemente, em alimentos (CONTI et al., 2020), além da sua presença também em órgãos humanos (RAGUSA et al., 2021).

Mesmo com diversos estudos demonstrando os impactos dos MPs em animais de vários ambientes, a sua interação com plantas vasculares aquáticas é pouco conhecida. As plantas vasculares, são importantes produtores primários, servindo de fonte de alimento para os organismos aquáticos, além de indicar a qualidade do ecossistema. Ainda há poucos trabalhos que analisam os potenciais efeitos dos MPs em plantas vasculares aquáticas, destacando-se Kalčíková et al. (2017), Yin et al. (2021a), Yu et al. (2020, 2021a).

Impacto dos MPs nos produtos primários

As plantas aquáticas são produtores primários que desempenham importante papel dentro dos ecossistemas aquáticos. Em primeiro lugar, as macrófitas servem de alimento e são habitat de muitas espécies aquáticas, fornecendo proteção e abrigo de predadores (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003, POMPÊO, 2017, KALČÍKOVÁ, 2020b). No ecossistema aquático, as plantas vasculares podem reter em suas superfícies poluentes que estão presentes no meio, como metais, poluentes orgânicos persistentes (POPs), bifenilas policloradas (PCBs) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs). Assim, supõe-se que as macrófitas também possam atuar como potenciais sumidouros de MPs.

Quando dispostos no ambiente aquático, os MPs podem interagir com contaminantes hidrofóbicos, os quais podem ser eventualmente sorvidos na matriz polimérica, e posteriormente entrar na cadeia trófica, ao serem ingeridos por outros organismos aquáticos (ENDO; YUYAMA; TAKADA, 2013, YIN et al., 2021a). Esse processo depende de uma série de fatores e das características dos MPs e dos compostos químicos com os quais estão interagindo, como a área de superfície e a hidrofobicidade.

Assim como a interação com o ambiente e com animais, o estudo com plantas possui extrema importância para a compreensão acerca dos potenciais impactos dos MPs nos ecossistemas. Esta revisão tem como objetivo discutir a interação dos MPs com plantas aquáticas vasculares, tanto de ambiente marinho como de água doce, além de investigar a interação entre MPs e outros poluentes coexistentes. Com base nos estudos analisados, são propostas considerações para preencher as lacunas no conhecimento do impacto ecológico de MPs em plantas aquáticas.

Levantamento de dados na literatura e indicadores analisados

Para este estudo, foi realizada uma revisão bibliográfica, utilizando mecanismos de busca pelos bancos de dados online *Web of Science*, *ScienceDirect* (Elsevier) e *Pubmed*. Para recuperar o maior registro de dados disponíveis, palavras-chaves como “*microplastics and macrophytes*” e “*microplastics and aquatic vascular plants*” foram utilizadas na pesquisa. Optou-se por revisar manuscritos apenas no idioma inglês.

A pesquisa consultou trabalhos disponíveis até abril de 2021 e a busca inicial rendeu 237 artigos. Destes, foram selecionados 24 artigos, de acordo com os seguintes critérios: (1) publicações técnicas, monografias, dissertações, teses, capítulos de livros, notas científicas, artigos de revisões e de opinião, foram excluídos para análise de dados, (2) estudos realizados utilizando somente nanoplásticos e interação entre plantas e macrófitas aquáticas foram descartados; (3) o trabalho deveria obrigatoriamente incluir um tratamento controle “sem microplásticos”. Todas as publicações foram revisadas individualmente a fim de selecionar a literatura mais relevante para o estudo.

Nos artigos selecionados, foram coletadas informações sobre o *status* taxonômico das plantas aquáticas, as características dos MPs utilizados nos experimentos (tipo de polímero, tamanho e concentração de microplásticos utilizados), o tipo de ambiente (marinho, água doce ou estuarina) e o tipo de estudo (laboratorial ou de campo). Os estudos realizados utilizando apenas MPs e somente uma espécie de macrófita foram analisados separadamente (Tab.11.1).

Tabela 11.1. Estudos em laboratório sobre os efeitos dos MPs utilizando apenas uma espécie de planta aquática de água doce.

Espécies	Partícula de MP		Referência
	Tipo de polímero e tamanho	Concentração	
<i>Utricularia aurea</i>	PVC – 10 a 100 µm PE – + 55% > 100 µm	50 mg L ⁻¹	Zhou et al. (2020)
<i>Utricularia vulgaris</i>	PS fluorescente – (1, 2 e 5 µm)	15, 70 e 140 mg/L	Yu et al. (2020)
<i>Nelumbo nucifera</i>	PP, PUR, PS, PVC, PET, PEAD – 4 mm	1 g de MPs combinados	Esterhuizen; KIM (2021)
<i>Lemna minor</i>	PE; PET e Partículas plásticas não identificadas – 125 µm e 800 µm	100 mg/L (igual a 9,6·10 ³ , 5,8·10 ⁴ , 1,1·10 ² , 1,5·10 ⁸ , 3,5·10 ² , 4,5·10 ⁴ e 3,2·10 ⁷ partículas/L) para MPs A, B, C, D, E, F e partículas naturais, respectivamente	Rozman et al. (2021)
<i>Utricularia vulgaris</i>	PS – 5 µm	10 e 80 mg/L	Yu et al. (2022a)
<i>Lemna minor</i>	PE – ~ 149 ± 75 µm	100 mg/L = 9600 MPs/L	Rozman et al. (2022)
<i>Vallisneria natans</i>	PE – 1000-2000 µm	0%, 0,1%, 0,5% e 1% p/p de peso úmido de sedimento	Yu et al. (2022b)
<i>Egeria densa</i>	PS – 3 µm	0,05, 0,25, 1,25 e 6 mg L ⁻¹	Senavirathna et al. (2022a)
<i>Myriophyllum roraima</i>	PS – 3 µm	0, 0,05, 0,25, 1,25 e 6 mg L ⁻¹	Senavirathna et al. (2022b)
<i>Vallisneria natans</i>	PS – 2 µm	0, 10, 20, 50 mg L ⁻¹	Zhang et al. (2022)

Nota: PVC: Policloreto de vinila; PE: Polietileno; PS: Poliestireno; PP: Polipropileno; PUR: Poliuretano; PSE: Poliestireno expandido; PET: Polietileno tereftalato; PEAD: Polietileno de alta densidade.

Algumas das publicações selecionadas fizeram uso de múltiplas espécies, incluindo macrófitas e/ou interações com mais de um tipo de partícula plástica e/ou outro tipo de contaminante, nesses casos, os estudos foram mostrados separadamente (Tab. 11.2).

Quando existiam outras variáveis além dos MPs, todas as informações de contaminantes coexistentes foram extraídas.

É importante ressaltar que o número de publicações aqui revisados, embora restrito, em comparação com outras áreas, abrange o atual conhecimento de estudos de plantas aquáticas e suas interações com MPs e outros contaminantes. Deve-se mencionar também que as pesquisas utilizando múltiplas espécies de plantas e outros organismos aquáticos em condições de laboratório (condições controladas) têm recebido uma maior atenção do que os estudos realizados em campo e utilizando apenas uma única espécie vegetal.

Uma visão geral da literatura atual

Os efeitos dos MPs em macrófitas não recebia muita atenção até recentemente, mas o estudo dos potenciais efeitos dos MPs nas plantas aquáticas tem crescido rapidamente. Isso é constatado pelo número de estudos publicados sobre “plantas vasculares aquáticas/macrófitas e microplásticos”, que triplicou em 2022, em relação a 2019. A maioria dos artigos focaram no estudo de partículas plásticas de poliestireno (PS) e polietileno (PE). Os outros plásticos mais utilizados nos estudos de MPs foram o politereftalato de etileno (PET) e policloreto de vinila (PVC). Devido a sua alta durabilidade, comercialização e processamento, o PS é um dos principais polímeros utilizados no mundo (GIL et al., 2022), motivo pelo qual o PS se destaca entre os MPs mais estudados.

No ambiente, os tipos de partículas plásticas mais encontradas são de microfibras (JUNAID et al., 2022). Estudos de campo em que os MPs foram identificados, mostram que foram encontrados pelo menos um tipo de microfibra sintética de poliéster, poliamida, acrílico ou viscosa. Isso se deve, principalmente a elevada produção de roupas fabricadas com tecidos sintéticos, que podem gerar até 1900 fibras em apenas uma lavagem, o que produz alta carga de MPs descarregadas em águas residuais (JUNAID et al., 2022). Portanto, estudos futuros realizados em campo, devem se concentrar mais na identificação e nos impactos provocados por este tipo de MPs.

Em geral, os estudos têm se concentrado nos efeitos de MPs com outros contaminantes presentes no meio, utilizando múltiplas espécies de plantas aquáticas e outros organismos (n = 14), enquanto apenas 10 dos estudos se concentraram em uma única espécie. Em um total de 24 dos artigos revisados, 19 deles relataram estudos em laboratório, sendo todos com espécies de água doce e apenas 5 foram estudos em condições de campo, sendo 4 com espécies marinhas e 1 com uma espécie de água doce. Embora o número de estudos em campo seja menor, uma gama mais ampla de espécies de macrófitas foi investigada, no entanto, todos os estudos realizados em campo foram feitos em ambiente marinho, demonstrando o déficit desse tipo de pesquisa em água doce. Contrariamente a isso, os estudos de laboratório de macrófitas aquáticas de água doce têm tido um foco maior. As espécies mais utilizadas foram a *Lemna minor* (Lemnaceae), *Utricularia vulgaris* (Lentibulariaceae) e a *Vallisneria spiralis* (Hydrocharitaceae), respectivamente. Apesar dos números ainda serem muito baixos, a família Lemnaceae foi predominante nos estudos sobre a capacidade de sorção de outros contaminantes por MPs. O tamanho médio dos fragmentos de MPs em estudos realizados em laboratório e em campo foi 440 µm (intervalo: 1 a 5000 µm), com maior frequência de partículas em tamanhos menores.

Tabela 11.2. Estudos de microplásticos isolados e em interação com contaminantes coexistentes, em espécies de macrófitas e múltiplas espécies, em experimentos em laboratório (Lab.) e em campo (Camp.), em água doce (AD) e em ambiente marinho (M)

Espécies utilizadas	Estudo	Partícula plástica		Contaminantes coexistentes	Ambiente	Referência
		Tipo de polímero e tamanho	Concentração			
<i>Lemna minor</i> <i>Daphnia magna</i>	Lab.	PE – >125 µm	10 e 100 mg/L	Microplásticos envelhecidos com biofilme (MPBIO), microplásticos intocados com prata adsorvida (MPAg) e microplásticos envelhecidos com biofilme e prata adsorvida (MPBIOAg)	AD	Kalčíková et al. (2020a)
<i>Potamogeton crispus</i> <i>Vallisneria densaerulata</i>	Lab.	PS – 3 µm	50 mg/L	MP combinado com chumbo (50 mg/L de MP + 10, 100, 500 e 1000 µg/L de Pb ²⁺)	AD	Ogo et al. (2022)
<i>Cymodocea serrulata</i> <i>Cymodocea rotundata</i> <i>Thalassia hemprichii</i> <i>Sargassum ilicifolium</i> <i>Padina sp.</i>	Camp.	Partículas plásticas não identificadas – ~ 849 µm	–	–	M	Seng et al. (2020)
<i>Salvinia cucullata</i>	Lab.	PS fluorescentes – 1 µm	3, 15 e 75 mg/L	Exposição combinada com glifosato (3 + 5, 15 + 25 e 75 + 50 mg/L)	AD	Yu et al. (2021a)
<i>Myriophyllum spicatum</i> <i>Elodea sp.</i>	Lab.	Nano-PS – 50–190 nm (até 3% do peso seco do sedimento); Micro-PS – 20–500 µm (até 10% do peso seco)	Micro-PS: 0,1, 0,3, 1, 3 e 10% Nano-PS: 0,03, 0,1, 0,3, 1 e 3%	–	AD	Weert et al. (2019)
<i>Phragmites communis</i>	Camp.	Partículas plásticas não identificadas – <1 mm, dos quais 69,9% eram menores que 0,5 mm e 30,1% estavam entre 0,5 e 1 mm	4,9 ± 2,6 itens/indivíduo de junco	–	AD	Yin et al. (2021b)
<i>Zostera marina</i> <i>Agardhiella subulata</i> <i>Agarophyton</i> <i>Vermiculophyllum</i> <i>Cladophora albidia</i> <i>Cladophora fracta</i> <i>Cystoseira barbata</i> <i>Codium fragile</i> <i>Chaetomorpha linum</i> <i>Gracilaria gracilis</i> <i>Gracilariopsis longissima</i> <i>Hypnea cervicornis</i> <i>Laurencia obtusa</i> <i>Sargassum muticum</i> <i>Undaria pinnatifida</i> <i>Ulva flexuosa</i> <i>Ulva rigida</i>	Camp.	Partículas plásticas não identificadas – 210 µm e 120 µm, representando, respectivamente, 84% e 82% das contagens totais	0,08 a 0,24 item g ⁻¹ fw	–	M	Sfriso et al. (2021)

Tabela 11.2. Continuação ...

<i>Furcellaria lumbricalis</i> , <i>Coccolytus truncatus</i> , <i>Polysiphonia fucoides</i> , <i>Cladophora rupestris</i> , <i>Ceramium tenuicorne</i> <i>Battersia arctica</i> , <i>Ectocarpus siliculosus</i> <i>Cladophora glomerata</i> <i>Ulva intestinalis</i>	Camp.	Fluorescência; SD; PP; PVC; PE; PES/PET; CE; PVA; Kapton; PAc; PVB; PU; PMMA; PSU; Resina; PNVA; Poliol	O número de partículas MPs por unidade de área para algas crescendo em pedregulhos está na faixa de 48-3088 itens/m ²	–	M	Esiukova et al. (2021)
<i>Vallisneria natans natans</i>	Lab.	PVC	5 g de PVC	Cádmio (Cd) (0, 5, 15 e 25 mg)	AD	Wang et al. (2021)
<i>Gracilaria lemaneiformis</i> <i>Chondrus ocellatus</i> <i>Ulva lactuca</i> <i>Ulva proliferae</i> <i>Saccharina japonica</i>	Camp.	PET; PP; PE; PP-PE copolímero; PS; PA; PAA; PAN; PVC; Raiom; celofane; EVA; PU; PMMA; resina acrílica; algodão; celulose – macroplásticos (>25 mm), mesoplásticos (5-25 mm) e microplásticos (1 µm-5 mm)	0–201,5 (macroplásticos), 0–1178,0 (mesoplásticos) e 0–355,6 (microplásticos) itens/kg de peso seco	–	M	Li et al. (2022)
<i>Lemna minor</i> <i>Gammarus duebeni</i>	Lab.	PE – 10-45 µm	50.000 MP mL ⁻¹	–	AD	Mateos-Cárdenas et al. (2019)
<i>Lemna minor</i> <i>Gammarus duebeni</i>	Lab.	PS – 1 µm PE – 10-45 µm	50.000 MP/mL	–	AD	Mateos-Cárdenas et al. (2022)
<i>Cabomba caroliniana</i> <i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Elodea nuttallii</i> <i>Hydrilla verticillata</i>	Lab.	PE – 5-150 µm	10, 100, 500, 1000, 2000 e 5000 mg/L de PE; Concentrações de CuSO ₄ de 100, 200, 300, 400, 500 e 600 µmol/L e uma concentração de PE mantida a 10 mg/L	Exposição combinada com sulfato de cobre (CuSO ₄)	AD	Zhou et al. (2022)
<i>Lemna minor</i> <i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	Lab.	PVC – 1-10 µm	1 ou 50 mg L ⁻¹ de MPs; 0,5 mg L ⁻¹ de VFX	Exposição única e combinada com venlafaxina (VFX)	AD	Qu et al. (2018)

Nota: PE: Polietileno; PET: Polietileno tereftalato; PS: Poliestireno; SD: Corantes sintéticos; Fluorescência: Fluorescência de fundo forte; PP: Polipropileno; PVC: Policloreto de vinila; PES/PET: Poliéster/tereftalato de polietileno; CE: Celulose; PVA: Acetato de polivinila; Kapton: Piromellitimida; C: Carbono; PAc: Poliacroleína; PVB: Polivinil butiral; PU: Poliuretano; PMMA: Polimetilmetacrilato (Acrílico); PSU: Poliétersulfona; Resina: Resina indeno modificada com fenol; PNVA: Poli(N-vinilacetamida); Poliol: Polímero de poliol; PA: Poliamida; PAA: poli (ácido âmico); PAN: Poliácrlonitrila; EVA: Acetato de Vinila; PU: Poliuretano.

Aderência e/ou absorção de microplásticos em macrófitas

As plantas vasculares aquáticas podem ser consideradas como sumidouros não apenas de MPs, mas também de outros poluentes, tais como metais, poluentes orgânicos persistentes (POPs), resíduos de fármacos e de cosméticos (YIN et al., 2021a). Além da capacidade de interagir com as plantas, os MPs também podem sorver outros poluentes em sua superfície, o que pode acarretar no aumento da sua toxicidade. Esse mecanismo vai variar de acordo com a área de superfície e a hidrofobicidade (força iônica) do polímero (ENDO; YUYAMA; TAKADA, 2013, YIN et al., 2021a). Quanto menor a partícula de MP, maior será sua área de superfície, portanto, maiores as chances de outros poluentes serem sorvidos nos MPs (FU et al., 2021). Além disso, interações hidrofóbicas são consideradas como o mecanismo de adsorção mais comum de poluentes orgânicos persistentes (POPs) em MPs (FU et al., 2021).

De fato, Kalčíková et al. (2020a) demonstraram que a adsorção de MPs envelhecidos em uma solução de prata (Ag) ocorreu de forma muito mais rápida do que nos tratamentos com MPs virgens. Além disso, MPs tanto isolados quanto enriquecidos com Ag foram aderidos às raízes e folhas de *Lemna minor*. No entanto, os MPs não causaram nenhum efeito nocivo, exceto em concentração de 100 mg/L, afetando o comprimento da raiz. Rozman et al. (2021) encontraram efeitos semelhantes em seus estudos, não observando efeitos negativos na taxa de crescimento específico, porém houve redução significativa no comprimento da raiz da *L. minor* exposta aos MPs de PE, MPs industriais feitos de baquelite e partículas de desgaste de pneus.

Em um experimento de longo prazo, com duração de 12 semanas com *L. minor*, Rozman et al. (2022) não detectaram efeitos na taxa de crescimento específico da planta ao longo de todo o experimento, no entanto, o comprimento da raiz sofreu redução significativa já nas primeiras 8 semanas de testes. O efeito negativo no comprimento raiz nestes estudos pode estar associado à concentração de MPs que pode gerar um estresse mecânico nas raízes e prejudicar o crescimento (KALČÍKOVÁ et al., 2017).

Em um experimento mais curto, com duração de sete dias, Mateos-Cárdenas et al. (2019) também apontaram a capacidade de aderência de MPs de PE (10 a 45 µm) a colônias inteiras de *L. minor*. Em um período de 3 h de exposição o número de MPs adsorvidos foi em média de $16,8 \pm 5,6$ MPs de PE, no intervalo de 3 a 72h aumentou significativamente, diminuindo entre 72 e 168 h. Os autores sugerem que a diminuição de MPs ao longo do tempo se deve ao crescimento das plantas em combinação ao menor número de MPs disponíveis no meio de cultura, devido à sua já alta aglomeração no meio. No estudo de transferência trófica de Mateos-Cárdenas et al. (2022), MPs de PE (10 a 45 µm) foram adsorvidos nas folhas e raízes de *L. minor* e MPs de PS (1 µm), mas não nas raízes.

Estudos com a *Utricularia aurea* (ZHOU et al., 2020) e a *Utricularia vulgaris* (YU et al., 2020), mostraram bioacumulação de MPs com tamanho de 10 a 100 µm (PVC) e 2 µm (PS), respectivamente, pelos utrículos. A ingestão de MPs pelos utrículos, pode ocorrer diretamente, através da água, ou indiretamente, através da entrada de organismos aquáticos contaminados com MPs (YU et al., 2020). Além disso, Yu et al. (2022a) demonstraram que a espécie *U. vulgaris* pode ter a sua comunidade microbiana afetada pelo acúmulo de MPs no utrículo, afetando as suas funções morfológicas básicas. Em média, todos os tratamentos apresentaram MPs de PS aderidos as plantas, no entanto, parece que a adsorção de MPs difere entre as partículas plásticas e necessita de mais estudos para a compreensão de suas propriedades de aderência.

Em um estudo com a macrófita submersa *Egeria densa*, Senavirathna; Zhaozhi; Fujino (2022a) encontraram um número alto de partículas de MPs de PS (3 µm) aderidas

nas raízes das plantas em concentrações de MPs de 1,25 e 6 mg L⁻¹. Não houve efeitos significativos nas raízes ocasionados pela aderência dos MPs, no entanto, a atividade da catalase foi reduzida nessas concentrações, aumentando o estresse oxidativo nas concentrações mais altas de MPs. Já em outro estudo, Senavirathna; Zhaozhi; Fujino (2022b) observaram que ocorreu a adesão de partículas de MPs de PS (3 µm) nos tecidos radiculares de *Myriophyllum roraima*. Segundo os autores, o grande tamanho das partículas de MPs dificulta ser internalizado pelas células, portanto, não foi possível identificar a influência dos MPs no crescimento dos brotos de *M. roraima*. É importante ressaltar, que nem todos os estudos focam na adsorção de MPs, contudo, a externalização ou internalização de MPs, podem afetar o transporte de nutrientes nas raízes das plantas, além de reduzir a eficácia das raízes (WEERT et al., 2019).

Nos estudos realizados em campo, com macrófitas coletadas nas lagoas de Veneza e Goro, as maiores partículas de MPs apresentaram faixa de tamanho de 120 µm a 210 µm e as menores entre 30 µm a 60 µm (SFRISO et al., 2021). Apesar das amostras de macroalgas terem MPs aderidos na mesma faixa de tamanho, partículas menores foram prevalentes nas espécies de macrófitas. Os autores sugerem que as menores partículas de MPs encontradas se devem as estações de coleta, próximas a entrada do mar, que recebem efluentes de um canal que liga as lagoas. Em estudo no lago Dongting (China), Yin et al. (2021b) encontraram fibras, pellets e fragmentos em amostras de *Phragmites communis*. O PE foi predominante neste estudo, seguido de PA e PET. Já a concentração média de MPs em cada amostra foi de 4,9 ± 2,6 itens/indivíduo de *P. communis*. Li et al. (2022) encontraram diversos tipos de MPs em macrófitas marinhas. Nesse estudo, *Gracilaria lemaneiformis* apresentou 82,6% de todas as aderências de MPs, sendo microfibras de PE e partículas de PS, enquanto que *Sillago japonica* respondeu por 84,6% das interações de MPs, sendo os principais polímeros identificados como PET e PS. Em uma coleta realizada em águas pluviais em Tanah Merah, em Singapura, 73 partículas de MPs foram detectadas em 124 lâminas amostradas de macrófitas marinhas (SENG et al., 2020). Um total de 97,3% eram microfibras, com tamanho médio de 1843 ± 160 µm, sendo que a maioria das microfibras tinham tamanho de ~849 µm. As macrófitas que crescem em áreas costeiras sofrem influência das correntes marítimas próximas ao leito e criam espaços entre os filamentos que podem servir de sumidouro para MPs (ESIUKOVA et al., 2021), além disso, o crescimento de epífitas também contribuem para sua aderência (GUTOW et al., 2016).

Efeitos tóxicos de microplásticos na fotossíntese das plantas

Os efeitos dos MPs no crescimento das plantas são refletidos, principalmente, na fotossíntese (YIN et al., 2021a, KALČÍKOVÁ et al., 2017) e são determinados normalmente pela detecção dos pigmentos fotossintetizantes, como clorofila-*a*, clorofila-*b* e carotenoides (YU et al., 2021b). Dos 24 estudos revisados neste capítulo, cinco discorrem que a exposição aos MPs não afetou significativamente a clorofila-*a* (MATEOS-CÁRDENAS et al., 2019, ROZMAN et al., 2022, ROZMAN et al., 2021, SENAVIRATHNA; ZHAOZHI; FUJINO, 2022a, YU et al., 2022a, YU et al., 2021a). Segundo Zhou et al. (2020), o teor médio de clorofila-*a* e carotenoides, diminuiu em 40% e 52% na espécie *Utricularia aurea* e Ogo et al. (2022) detectaram efeitos maiores no teor de clorofila-*a*, clorofila-*b* e clorofila total de *Potamogeton crispus*, em tratamento combinado de MPs de PS e Pb. O estudo de Yu et al. (2020) apresentou respostas diferentes aos pigmentos fotossintetizantes, de acordo com o tamanho das partículas. A clorofila-*a* foi significativamente maior (45%) em MPs de PS de 1 µm do que de 5 µm, a clorofila-*b* foi 58% maior em MPs de PS de 5 µm do que em 1 µm, os valores de carotenoides também foram significativamente maiores em MPs de 1 e 5 µm (44 e 36%, respectivamente). Para *Vallisneria natans*, Zhang et al. (2022) observaram distintos valores de clorofila-*a* e *b*, de acordo com a concentração de MPs de PS. Os valores de clorofila-*a* e *b* aumentaram significativamente (56,5%) nos tratamentos com 10, 20, 50 mg L⁻¹ de MPs de PS, já em concentrações maiores do que 50 mg L⁻¹, o aumento foi de apenas

14,9% e 11,1%. Os autores concluíram que o teor de clorofila seria alterado até um ponto em que a concentração de MPs fosse excedida, assim, seu teor fotossintético, diminuiria à medida que a concentração de MPs aumentava.

Os valores de antocianinas seguiram a mesma tendência observada com a clorofila, no entanto, os valores não foram significativamente diferentes entre os tratamentos e o grupo controle. O estudo com *Myriophyllum roraima* apresentou a mesma tendência nos pigmentos fotossintetizantes (SENAVIRATHNA; ZHAOZH; FUJINO, 2022b). Na espécie *U. vulgaris*, o teor de clorofila-*a* e clorofila-*b* foram reduzidos significativamente em tratamentos com altas concentrações de MPs (80 mg/L), do que em tratamentos em baixas concentrações (10 mg/L); os valores de carotenoides não apresentaram diferenças significativas neste estudo (YU et al., 2022a). Em um experimento combinado de MPs de PE com sulfato de cobre (CuSO_4) (ZHOU et al., 2022), a clorofila-*a* aumentou significativamente para a *Cabomba caroliniana*, nos tratamentos combinados ($0,30 \pm 0,05$ mg/g) em comparação ao controle ($0,55 \pm 0,19$ mg/g) e aos tratamentos apenas com CuSO_4 ($0,06 \pm 0,06$ mg/g). Para *Hydrilla verticillata*, o sistema combinado também apresentou maiores porcentagens de clorofila-*a* do que no sistema único com CuSO_4 . Para clorofila-*b*, as espécies *C. caroliniana* e *Ceratophyllum demersum* não apresentaram diferenças significativas em nenhum dos tratamentos. O parâmetro de fluorescência de clorofila indicou que a adição de MPs aos tratamentos de CuSO_4 atenuaram os efeitos do cobre (Cu) nas macrófitas deste estudo.

Com base nos estudos apresentados acima, é possível concluir que diferentes concentrações de MPs e diferentes tipos de polímeros, induzem respostas distintas sobre a clorofila-*a*, clorofila-*b*, antocianinas e carotenoides. Além do mais, quando os MPs estavam em altas concentrações, foram observados aumentos significativos na taxa fotossintética. Assim, considerando as diversas respostas destes pigmentos nas macrófitas diante das características diversas desse poluente em questão, recomenda-se que pesquisas futuras levem em consideração uma maior variedade de MPs no que diz respeito às suas características físicas e químicas e em diferentes concentrações. Estudar comparativamente usando espécies de plantas variadas, em diferentes concentrações e com variedade de MPs é complexo, mas auxiliará na compreensão dos efeitos deste contaminante na eficiência fotossintética das plantas (MATEOS-CÁRDENAS et al., 2021).

Respostas de estresse de plantas a partículas de plástico: crescimento e biomassa

Já foram apresentados alguns efeitos que os MPs podem causar nas plantas vasculares aquáticas, mas o crescimento e a biomassa vegetal também podem ser afetados.

O tamanho e a morfologia dos MPs são os principais fatores que influenciam no crescimento das plantas (YIN et al., 2021a). Em um estudo com *L. minor* (ROZMAN et al., 2021), o crescimento específico não foi afetado significativamente, em contrapartida, o comprimento da raiz foi significativamente reduzido nos tratamentos com MPs de PE, microplásticos industriais feitos de baquelite e partículas de desgaste de pneus, respectivamente. Altos teores de Cu combinados com MPs de PE afetaram a taxa de crescimento das macrófitas (ZHOU et al., 2022). No entanto, foi verificada atenuação da toxicidade de Cu^{2+} e Cu, em tratamentos com MPs de PE menores (5 a 150 μm). Os autores explicam que o tamanho das folhas das macrófitas (de 2 a 5 cm) são muito maiores que as partículas de MPs de PE, e não criam uma camada que permitiria cobrir toda a planta, atenuando assim, os efeitos de Cu no estudo. O PVC mostrou diferença significativa no comprimento da *U. aurea* e o PE, não apresentou diferença significativa e a biomassa foi semelhante em todos os tratamentos (ZHOU et al., 2020). O crescimento de *U. vulgaris* foi significativamente menor em tratamentos com altas concentrações de MPs de PS fluorescente (140 mg/L), enquanto que nas concentrações mais baixas (15 e 70 mg/L) não

interferiram no crescimento (YU et al., 2020). Já em tratamentos com MPs de PS (5 µm), em uma exposição de 10 dias com concentrações de 10 e 80 mg/L, não apresentaram diferenças significativas (YU et al., 2022a). *Nelumbo nucifera* teve seu crescimento reduzido na presença de MPs de PUR, PVC, PS, PEAD e PP (ESTERHUIZEN; KIM, 2022). A exposição de MPs de PS fluorescentes e glifosato, reduziu significativamente o crescimento da *Salvinia cucullata* (YU et al., 2021a). Para *Myriophyllum spicatum* e *Elodea* sp., MPs de PS (20 a 500 µm) em um sistema com sedimentos, teve o comprimento do broto reduzido, embora não significativamente diferente, mas com aumento na biomassa, respectivamente (WEERT et al., 2019). A *L. minor* não teve alterações no crescimento das raízes e na biomassa, em exposições aos MPs de PE em experimentos de curta (7 dias) e longa (12 semanas) duração (MATEOS-CÁRDENAS et al., 2019, ROZMAN et al., 2022). Em exposição de PVC combinada com cádmio (Cd), *Vallisneria natans* teve seu crescimento reduzido em concentração de 25 mg de Cd (WANG et al., 2021). A biomassa e o crescimento relativo foram afetados significativamente em *V. natans* (YU et al., 2022b), sendo diminuído em concentrações de 1% de MPs de PE (1000 a 2000 µm). Neste caso, as atividades enzimáticas, principalmente o ciclo do nitrogênio, foram afetadas, mas o comprimento da raiz não apresentou mudanças significativas em relação ao controle. Em outro estudo utilizando *V. natans* e MPs de PS, Zhang et al. (2022) mostraram que o comprimento da raiz foi inibido em concentrações maiores do que 20 mg L⁻¹, mas não apresentou diferenças significativas ao final do experimento no teor de biomassa. Em um experimento de curto prazo (7 dias), não foram identificadas alterações significativas no crescimento de *Egeria densa* expostas à MPs de PS (3 µm) (SENAVIRATHNA; ZHAOZH; FUJINO, 2022a). *M. rostrata* apresentou diferenças significativas no comprimento da raiz em concentrações mais altas (1,25 e 6 mg L⁻¹) de MPs de PS (3 µm) (SENAVIRATHNA; ZHAOZH; FUJINO, 2022b).

É importante ressaltar que as diferenças significativas de crescimento nos experimentos não ocorrem necessariamente, sempre ao final dos testes (BOSKER et al., 2019). Além disso, as características do polímero dos MPs é um fator importante, pois partículas poliméricas diferentes apresentam composições distintas que, por consequência, induzem respostas distintas no crescimento das plantas, assim como as concentrações de MPs testadas (YIN et al., 2021a).

Múltiplos estressores: contaminantes coexistentes aumentam os riscos dos microplásticos?

Como observado, a maioria das pesquisas consultadas mostrou que apesar do baixo impacto de MPs isolados em plantas vasculares aquáticas, a sua alta capacidade de interação com outros contaminantes antropogênicos e seu acúmulo no ecossistema aquático, podem ter efeitos ecológicos adversos, uma vez que as plantas servem de habitat, abrigo e alimentação para diversas espécies, levando a implicações a outros organismos e a transferência trófica de MPs no sistema. (KALČÍKOVÁ, 2020b). Ao entrarem nos ecossistemas, como em reservatórios e lagos, os MPs flutuam na superfície d'água, até interagir com as macrófitas flutuantes (KALČÍKOVÁ, 2020b). Essa interação com as plantas pode facilitar a produção de biofilmes na superfície dos MPs, que por sua vez auxiliam no crescimento de diversas formas de vida microbianas (ESIUKOVA et al., 2021, GUTOW et al., 2016). Em contrapartida, em macrófitas submersas, o biofilme pode auxiliar na proteção das raízes contra a adesão de MPs, bem como a sorção de outros poluentes (HÜFFER; WENIGER; HOFMANN, 2018). Assim, os estudos sugerem que as plantas vasculares aquáticas não são tão fortemente afetadas por MPs isoladamente em ambientes aquáticos, porém, como os MPs podem ser adsorvidos por outros compostos, esta interação, ao longo tempo, poderá afetar as plantas.

Como já demonstrado, embora altas concentrações de MPs não afetem diretamente a vida das plantas, o seu acúmulo pode interferir na ecologia da comunidade e ter

consequências na cadeia trófica (KALČÍKOVÁ et al., 2020a). Evidências da ingestão de MPs aderidos às macrófitas aquáticas por anfípodas já foram estudadas (MATEOS-CÁRDENAS et al., 2022, MATEOS-CÁRDENAS et al., 2019). Ainda assim, esse tipo de estudo é escasso na literatura e são necessárias novas pesquisas para se compreender os efeitos de MPs ao longo da cadeia alimentar.

Nesta revisão, apenas 6 estudos foram realizados com outros contaminantes, sendo a grande maioria com metais ($n = 4$) (KALČÍKOVÁ et al., 2020a, OGO et al., 2022, WANG et al., 2021, ZHOU et al., 2022), um com herbicida (YU et al., 2021a) e um único estudo apresentou dados de interação de MPs com fármacos (QU et al., 2018). As partículas de plásticos apresentam tamanho, densidade e carga superficial que influenciam diretamente na sua biodisponibilidade, o que aumenta a capacidade de sorver outros poluentes já presentes no ambiente (CASTRO-CASTELLON et al., 2022). A sorção e dessorção de metais em MPs contribuem na alteração da toxicidade e mobilidade dos MPs, favorecendo o transporte de contaminantes ao longo dos sistemas aquáticos (ZHOU et al., 2022).

Em um estudo realizado sobre os efeitos da combinação de MPs de PE e CuSO_4 , os MPs reduziram significativamente a toxicidade de CuSO_4 nas macrófitas (ZHOU et al., 2022). A exposição de MPs de PS com chumbo teve efeitos tóxicos significativos nas espécies *Potamogeton crispus* e *Vallisneria spiralis* (OGO et al., 2022). A sorção de Ag em MPs de PE alterou significativamente o potencial ecotoxicológico para *Lemna minor* e *D. magna* (KALČÍKOVÁ et al., 2020a). Contrariamente aos estudos anteriores com metais, Wang et al. (2021) mostraram que o cádmio inibiu o crescimento de *Vallisneria spiralis* e os MPs de PVC não reduziram o efeito de Cd. Já o glifosato, exerceu efeitos ecotoxicológicos em *Salvinia cucullata* em interação com MPs de PS fluorescentes (YU et al., 2021a). Em um estudo com o cladóceros *Daphnia magna*, foi identificado que os MPs podem modificar a toxicidade e a biodisponibilidade do glifosato (ZOCCHI; SOMMARUGA, 2019). Assim como os herbicidas, os fármacos também podem ser adsorvidos por MPs, como demonstrado por Qu et al. (2018), o antidepressivo venlafaxina e seu metabólito O-desmetilvenlafaxina foram adsorvidos em até 80% em MPs de PVC.

Do ponto de vista ambiental, estudos de MPs em interação com outros contaminantes possuem maior relevância, uma vez que já é sabido que quando presentes no ambiente, os contaminantes interagem entre si, podendo alterar o seu grau de toxicidade. Deste modo, fica evidente que as pesquisas com plantas vasculares aquáticas necessitam receber maior atenção, que além de terem suas características físicas e morfológicas afetadas por MPs, ainda podem ter seu potencial de toxicidade aumentado na interação com outros poluentes, podendo passar para outros níveis tróficos.

Estudos e perspectivas futuras

Os MPs estão onipresentes nos ecossistemas aquáticos e interagem com toda a comunidade aquática de diversas formas. Este capítulo mostrou que os estudos com plantas vasculares aquáticas e suas interações com MPs é área promissora de estudo. Estudos sobre as interações de MPs e contaminantes coexistentes tiveram um aumento na literatura, mas ainda existem lacunas na compreensão dos efeitos de MPs nas macrófitas.

Esta revisão mostrou que os estudos têm ampliado o número de polímeros de MPs utilizados, apesar do poliestireno ainda ser o tipo de MPs mais estudado. Os MPs podem ser facilmente aderidos e internalizados em diferentes espécies de macrófitas, porém, em sua maioria, os estudos sugerem não afetar significativamente o teor de clorofila-a. As causas dos efeitos tóxicos no crescimento vegetativo das raízes e das folhas e da biomassa vegetal variam de acordo com a concentração e o tipo de MPs utilizado, sendo que as respostas atualmente mostram que a interação com outros contaminantes influenciam negativamente nos parâmetros analisados. A investigação da dinâmica de

múltiplos estressores (como metais, poluentes orgânicos, fármacos, herbicidas, etc.) com MPs ainda é pouco conhecida e os estudos realizados até o momento já demonstram impactos severos que a interação destes contaminantes podem acarretar no ambiente em espécies produtoras primárias.

Algumas questões relativas às interações permanecem em aberto e estudos futuros deveriam abordar: 1) a quantidade de MPs presentes no ambiente e sua interação com ampla riqueza de espécies de macrófitas, visando realizar estudos com concentrações ambientalmente relevantes; 2) investigar com mais detalhes os mecanismos subjacentes à aderência e internalização de MPs nos tecidos e/ou células das plantas e 3) ampliar a visão de exposição aos MPs de um único organismo/espécie para uma comunidade/população, visando o equilíbrio do ecossistema. Para isso, é fundamental que estudos de transferência trófica de MPs entre produtores primários e secundários sejam realizados.

O progresso na compreensão dos efeitos de MPs no ecossistema aquático é uma questão que requer o apoio e o esforço de órgãos e políticas públicas regionais e estaduais e leis à nível internacional, uma vez que é algo que afeta todo o planeta. Esforços, incluindo o monitoramento constante, também são necessários para entender melhor as ameaças emergentes de MPs em sistemas de água doce e desenvolver estratégias em conjunto, que sejam apropriadas para lidar com esse contaminante.

Referências

BORRELLE, S.B. et al. Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. **Science**, v. 369, n. 6510, p. 1515-1518, 2020.

BOSKER, T. et al. Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*. **Chemosphere**, v. 226, p. 774-781, 2019.

CARR, S.A.; LIU, J.; TESORO, A.G. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 91, p. 174-182, 2016.

CASTRO-CASTELLON, A. T. et al. Ecotoxicity of microplastics to freshwater biota: Considering exposure and hazard across trophic levels. **Science of the Total Environment**, v. 816, p. 151638, 2022.

CONTI, G.O. et al. Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables: the first diet risks assessment for the general population. **Environmental Research**, v. 187, p. 109677, 2020.

ENDO, S.; YUYAMA, M.; TAKADA, H. Desorption kinetics of hydrophobic organic contaminants from marine plastic pellets. **Marine Pollution Bulletin**, v. 74, n.1, p. 125-131, 2013.

ESIUKOVA, E.E. et al. Marine macrophytes retain microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 171, p. 112738, 2021.

ESTERHUIZEN, M.; KIM, Y. J. Effects of polypropylene, polyvinyl chloride, polyethylene terephthalate, polyurethane, high-density polyethylene, and polystyrene microplastic on *Nelumbo nucifera* (Lotus) in water and sediment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 17580-17590, 2022.

FU, L. et al. Adsorption behavior of organic pollutants on microplastics. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 217, p. 112207, 2021.

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

GIL, N. et al. Degradable polystyrene via the cleavable comonomer approach. **ChemRxiv**, 2022. Preprint.

- GUTOW, L. et al. Experimental evaluation of seaweeds as a vector for microplastics into marine food webs. **Environmental Science & Technology**, v. 50, p. 915-923, 2016.
- HÜFFER, T.; WENIGER, A.K.; HOFMANN, T. Sorption of organic compounds by aged polystyrene microplastic particles. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 218-225, 2018.
- JACQUES, O.; PROSSER, R. S. A probabilistic risk assessment of microplastics in soil ecosystems. **The Science of the Total Environment**, v. 757, p. 143987, 2021.
- JAHNKE, A. et al. Reducing uncertainty and confronting ignorance about the possible impacts of weathering plastic in the marine environment. **Environmental Science & Technology Letters**, v. 4, n. 3, p. 85-90, 2017.
- KALČÍKOVÁ, G. Aquatic vascular plants: a forgotten piece of nature in microplastic research. **Environmental Pollution**, v. 262, p. 114354, 2020b.
- KALČÍKOVÁ, G. et al. An environmental concentration of aged microplastics with adsorbed silver significantly affects aquatic organisms. **Water Research**, v. 175, p. 115644, 2020a.
- KALČÍKOVÁ, G. et al. Impact of polyethylene microbeads on the floating freshwater plant duckweed *Lemna minor*. **Environmental Pollution**, v. 230, p. 1108-1115, 2017.
- KANOLD, E.P.; RILLING, M.C.; ANTUNES, P.M. Microplastics and phagotrophic soil protists: evidence of ingestion. **Soil Organisms**, v. 93, n. 2, p. 133-140, 2021.
- LEBRETON, L.C.M.; EGGER, M.; SLAT, B. A global mass budget for positively buoyant macroplastic debris in the ocean. **Scientific Reports**, v. 9, p. 12922, 2019.
- LEBRETON, L.C.M. et al. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, p. 15611, 2017.
- LEI, L. et al. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. **The Science of the Total Environment**, v. 619-620, p. 1-8, 2018.
- LI, Q. et al. Plastic debris in coastal macroalgae. **Environmental Research**, v. 205, p. 112464, 2022.
- MALANKOWSKA, M.; ECHAIDE-GORRIZ, C.; CORONAS, J. Microplastics in marine environment: a review on sources, classification, and potential remediation by membrane technology. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 7, p. 243-258, 2021.
- MATEOS-CÁRDENAS, A. et al. Adsorption, uptake and toxicity of micro- and nanoplastics: effects on terrestrial plants and aquatic macrophytes. **Environmental Pollution**, v. 284, p. 117183, 2021.
- MATEOS-CÁRDENAS, A. et al. Polyethylene microplastics adhere to *Lemna minor* (L.), yet have no effects on plant growth or feeding by *Gammarus duebeni* (Lillj.). **Science of the Total Environment**, v. 689, p. 413-421, 2019.
- MATEOS-CÁRDENAS, A. et al. Trophic transfer of microplastics in a model freshwater microcosm: lack of a consumer avoidance response. **Food Webs**, v. 31, p. e00228, 2022.
- OGO, H.A. et al. Combined toxicity of microplastic and lead on submerged macrophytes. **Chemosphere**, v. 295, p. 133956, 2022.
- PABORTSAVA, K.; LAMPITT, R.S. High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. **Nature Communications**, v. 11, p. 4073, 2020.
- PEQUENO, J. et al. Microplastics in marine and estuarine species from the coast of Portugal. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, p. art.579127, 2021.
- PICCARDO, M. et al. PET microplastics toxicity on marine key species is influenced pH, particle size and food variations. **Science of the Total Environment**, v. 715, p. 136947, 2020.

POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. São Paulo: Instituto de Biociências – IB/USP, 2017. 138 p.

POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifiton, aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos: RiMa, 2003. 137 p.

QU, H. et al. Effects of microplastics on the uptake, distribution and biotransformation of chiral antidepressant venlafaxine in aquatic ecosystem. **Journal of Hazardous Materials**, v. 359, p. 104-112, 2018.

REGUSA, A. et al. Plasticenta: first evidence of microplastics in human placenta. **Environment International**, v. 146, p. 106274, 2021.

ROZMAN, U. et al. An extensive characterization of various environmentally relevant microplastics: material properties, leaching and ecotoxicity testing. **Science of the Total Environment**, v. 773, p. 145576, 2021.

ROZMAN, U. et al. Long-term interactions between microplastics and floating macrophyte *Lemna minor*: The potential for phytoremediation of microplastics in the aquatic environment. **Science of the Total Environment**, v. 831, p. 154866, 2022.

SENAVIRATHNA, M.D.H.J.; ZHAOZHI, L.; FUJINO, T. Root adsorption of microplastic particles affects the submerged freshwater Macrophyte *Egeria densa*. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 233, n. 3, p. 80, 2022a.

SENAVIRATHNA, M.D.H.J.; ZHAOZHI, L.; FUJINO, T. Short-duration exposure of 3-µm polystyrene microplastics affected morphology and physiology of watermilfoil (sp. *roraima*). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 34475-34485, 2022b.

SENG, N. et al. Early evidence of microplastics on seagrass and macroalgae. **Marine and Freshwater Research**, v. 71, n. 8, p. 922-928, 2020.

SFRISO, A.A. et al. Macrophytes: a temporary sink for microplastics in transitional water systems. **Water**, v. 13, p. 3032, 2021.

YIN, L. et al. Interactions between microplastics/nanoplastics and vascular plants. **Environmental Pollution**, v. 290, p. 117999, 2021a.

YIN, L. et al. Microplastics retention by reeds in freshwater environment. **Science of the Total Environment**, v. 790, p. 148200, 2021b.

YU, H. et al. Ecotoxicity of polystyrene microplastics to submerged carnivorous *Utricularia vulgaris* plants in freshwater ecosystems. **Environmental Pollution. Part A**, v. 265, p. 114830, 2020.

YU, H. et al. Effects of microplastics and glyphosate on growth rate, morphological plasticity, photosynthesis, and oxidative stress in the aquatic species *Salvinia cucullata*. **Environmental Pollution**, v. 279, p. 116900, 2021a.

YU, H. et al. Impact of microplastics on the foraging, photosynthesis and digestive systems of submerged carnivorous macrophytes under low and high nutrient concentrations. **Environmental Pollution. Part A**, v. 292, p. 118220, 2022a.

YU, H. et al. Microplastic residues in wetland ecosystems: do they truly threaten the plant-microbe-soil system? **Environment International**, v. 156, p. 106708, 2021b.

YU, H. et al. Polyethylene microplastics interfere with the nutrient cycle in water-plant-sediment systems. **Water Research**, v. 214, p. 118191, 2022b.

WANG, L. et al. Microplastics with cadmium inhibit the growth of *Vallisneria natans* (Lour.) Hara rather than reduce cadmium toxicity. **Chemosphere**, v. 266, p. 128979, 2021.

WEERT, S. et al. Effects of nanoplastics and microplastics on the growth of sediment-rooted macrophytes. **Science of the Total Environment**, v. 654, p. 1040-1047, 2019.

ZHANG, J. et al. Responses of submerged plant *Vallisneria natans* growth and leaf biofilms to water contaminated with microplastics. **Science of the Total Environment**, v. 818, p. 151750, 2022.

ZHOU, J. et al. Antidote or trojan horse for submerged macrophytes: role of microplastics in copper toxicity in aquatic environments. **Water Research**, v. 216, p. 118354, 2022.

ZHOU, J. et al. Bladder entrance of microplastic likely induces toxic effects in carnivorous macrophyte *Utricularia aurea* Lour. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 32124-32131, 2020.

ZOCCHI, M.; SOMMARUGA, R. Microplastics modify the toxicity of glyphosate on *Daphnia magna*. **Science of the Total Environment**, v. 697, p. 134194-134194, 2019.

CAPÍTULO 12

Diagnóstico de publicações com a temática microplásticos em ambientes aquáticos brasileiros: o que se sabe e para onde caminham as publicações

Daniele Frascareli^{1, 2}, Erik Sartori Jeunon Gontijo¹, Hansel David Burgos Melo¹, André Henrique Rosa¹

1- Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

2- Universidade Anhanguera Educacional, Campus Sorocaba

Resumo

Os microplásticos (MPs) são uma problemática ambiental devido à alta produção de resíduos plásticos pelo homem, pela facilidade com que são gerados no ambiente, principalmente por processos de degradação solar ultravioleta, e por seus impactos nos organismos vivos. Neste capítulo foi feito um levantamento de informação bibliográfica através da base de dados *Scopus*, com a finalidade de investigar os estudos com a temática microplásticos desenvolvidos em território brasileiro e, mais especificamente, em ambientes aquáticos. O levantamento identificou 65 artigos em território nacional brasileiro e as principais áreas do conhecimento foram: Ciências Ambientais (43%), seguida por Ciências Agrícolas e Biológicas (24%) e por último Ciências da Terra (22%). Com relação ao tamanho das partículas dos plásticos, predominaram os estudos com o tamanho micro (85%) e o restante (15%) das pesquisas incluíam misturas entre nano, meso, macro e megaplásticos. Apesar da importância dos estudos com nanoplásticos, poucos estudos foram encontrados, o que foi atribuído, principalmente, à falta de diretrizes de teste padronizadas para estudos de plásticos desse tamanho. Finalmente, o capítulo permitiu observar algumas lacunas de estudos, sendo eles, estudos em ecossistemas aquáticos de água doce e uma maior abrangência em outras partes do território brasileiro, uma vez que a maior parte dos estudos foi direcionada, até agora, para ambientes costeiros.

Introdução

Plásticos são materiais sintéticos poliméricos de alta maleabilidade, geralmente derivados de petroquímicos (COSTA et al., 2016, VERT et al., 2012). Eles estão presentes em uma variedade de produtos devido ao seu baixo custo, facilidade de produção e resistência a água, luz, químicos e temperatura (COSTA et al. 2016). A composição dos plásticos varia consideravelmente conforme o fabricante e o uso pretendido, o que faz com que as suas propriedades (densidade e plasticidade) também sejam variáveis e a caracterização seja mais difícil (HORTON et al., 2017). Além de polímeros, os plásticos contêm aditivos para que tenham certas propriedades e/ou características desejadas. Dentre alguns dos aditivos usados estão retardantes de chamas, pigmentos, surfactantes e aditivos para aumentar a resistência desses materiais a radiação UV e altas temperaturas (HOLLMAN; BOUWMEESTER; PETERS, 2013).

A dependência da sociedade humana por plásticos vem de setores como embalagens, transporte e eletrônicos, o que fez com que a sua produção no mundo tenha chegado a 368 milhões de toneladas em 2019, valor que tende a dobrar nos próximos 20 anos (MACARTHUR; WAUGHURAY; STUCHTEY, 2016; PLASTICSEUROPE, 2016; PLASTICSEUROPE, 2021). Alguns dos tipos de plásticos mais usados pelo homem com suas respectivas aplicações e densidade são exibidos na Tab. 12.1.

Tabela 12.1. Principais tipos de plástico usados pelo homem com suas respectivas aplicação e densidade (fonte: HANVEY et al., 2017).

Tipo de plástico / polímero	Abreviação	Aplicação	Densidade
tereftalato de polietileno	PET	garrafas de bebidas descartáveis, fibras sintéticas, fitas adesivas, isolamento térmico	1,37-1,38
polietileno de alta densidade	HDPE	sacolas plásticas, madeira plástica, tanques de combustível, tampas de garrafas,	0,93-0,97
policloreto de vinila	PVC	tubulações/canos, molduras de portas e janelas, mangueiras de jardim, isolamento de cabos elétricos	1,10-1,47
polietileno de baixa densidade	LDPE	sacolas plásticas	0,91-0,92
polipropileno	PP	tampas de garrafa, cordas, carpetes	0,89-0,92
poliestireno	PS	talheres descartáveis, embalagens de	0,28-1,04
outras resinas como policarbonato, nylon e acrílico	-	aplicações na engenharia devido a suas propriedades térmicas, elétricas e químicas	1,15-1,22

Quando esgotado o período de vida útil de produtos plásticos, a proporção reciclada é baixa e a maior parte dos resíduos é descartada em aterros, solos ou é carreada para sistemas aquáticos (ALIMI et al., 2018). No ambiente, os plásticos tornam-se um grande problema porque possuem baixas taxas de degradação, o que leva a sua progressiva acumulação (COSTA et al. 2016; MOORE, 2008). Dentre os mecanismos que levam a degradação, está a radiação solar ultravioleta (LONG et al., 2015), que é o mais significativo por induzir a quebra progressiva (degradação foto-oxidativa) dos plásticos em partículas cada vez menores (MOORE, 2008). Por outro lado, está a biodegradação, a qual é uma fragmentação mais lenta, em comparação com o processo anterior, devido à estabilidade dos plásticos e além, o processo de biodegradação ocorre pela colonização de microrganismos na superfície polimérica, seguida da produção de exoenzimas que tem a função de desintegrar complexos poliméricos em moléculas menores, como os dímeros e monômeros, permitindo assim, que os plásticos sejam assimilados como fonte de carbono para produção de energia (AHMED et al. 2018; GU, 2003; JAYASEKARA et al., 2005).

Durante e após os processos de degradação e fragmentação de plásticos com grandes dimensões, são formados plásticos menores, essas partículas são classificadas como microplásticos (MPs) quando possuem tamanho menor que 5 mm (DUIS; COORS, 2016). Embora não haja consenso sobre a definição, as partículas menores que 100 nm são tratadas por muitos autores como nanoplásticos. Além disso, também existem

definições específicas, que incluem os mesoplásticos (5-25 mm) e os macropásticos (>25 mm de tamanho) (ALIMI et al. 2018, BARNES et al. 2009).

De acordo com sua origem, os MPs são classificados como primários e secundários. Os primários se fabricam na indústria como microesferas e o seu tamanho dependerá da finalidade para a qual serão usados, como por exemplo, produtos de cuidado pessoal (FENDALL; SEWELL, 2009) ou como matéria prima para a produção de novos produtos (BROWNE et al., 2011). MPs em formato de grânulos são frequentemente encontrados em baixas concentrações, já que o seu ingresso no ambiente ocorre, principalmente, devido a fugas durante a produção, o transporte ou o uso e, por tal motivo, podem ser tratados e seus usos regulados (BARNES et al., 2009, ROCHMAN et al., 2015). Ao contrário dos anteriores, os MPs secundários são mais abundantes na natureza, pois são derivados principalmente da fragmentação de resíduos plásticos maiores, que durante o uso liberam pequenos fragmentos ou, devido à degradação dos plásticos encontrados ao ar livre (ANDRADY, 2017).

A presença dos plásticos na natureza foi ignorada até recentemente, mas o assunto tem se tornado cada vez mais importante desde os primeiros estudos de detecção, destino e efeitos das partículas plásticas nos ecossistemas e no homem (ALIMI et al., 2018, CARPENTER; SMITH, 1972, THOMPSON et al., 2004). A imprensa mundial tem destacado cada vez com mais frequência o crescente uso de plásticos e a problemática dos MPs, especialmente nos oceanos (CORLETT, 2022, ENGLE, 2022, OSBORNE, 2017).

Apesar do destaque que os MPs vêm ganhando, seus efeitos e sua significância ecológica no meio ambiente ainda não são totalmente claros (HALE et al., 2020). Além disso, ainda faltam dados qualitativos e quantitativos sobre a presença desses poluentes em corpos de água doce, especialmente em ambientes aquáticos brasileiros. Portanto, o presente capítulo visa introduzir os principais impactos da presença de MPs em ambientes aquáticos, além de fornecer uma síntese das publicações dos últimos anos na base de dados *Scopus* na temática dos MPs e recursos hídricos. A pesquisa deu subsídios para o entendimento e elucidação de como e para onde caminham as informações sobre MPs em território nacional brasileiro.

Ocorrência de microplásticos e seus impactos

A avaliação da distribuição, concentração e acumulação de MPs em ambientes aquáticos é um fator relevante para se determinar os possíveis impactos desses poluentes, possibilitando a previsão e implementação de medidas que minimizem esse problema (KERSHAW, 2015). Em ecossistemas aquáticos, os MPs são mais facilmente detectados próximos a pontos de emissão de efluentes domésticos e industriais (RODRIGUES et al., 2018). Alguns estudos têm apontado que as formas dominantes desses poluentes em ecossistemas aquáticos são fibras (SU et al., 2016) e fragmentos (COSTA et al., 2010) variando entre 100 e 2000 µm de tamanho. Dentre a variedade de polímeros existentes, a predominância em sedimentos de fundo de ambientes aquáticos são polietileno (PE) (20,8%), poliamida (PA) (15,9%) e polipropileno (PP) (18,1%) em diversos estudos revisados por Lu et al. (2021).

Os efeitos adversos relacionados aos MPs estão associados principalmente à ingestão por organismos vivos, que os confundem com alimentos que possuem a mesma forma e tamanho dos resíduos plásticos (TURNER; HOLMES, 2015). Os efeitos desses também podem ser transmitidos e/ou afetar níveis tróficos superiores (ANDRADY, 2017). Em mamíferos e aves, por exemplo, essas partículas podem ser transportadas para seus sistemas circulatório e linfático e acumular em órgãos secundários (GERHARD, 1975). Existem evidências de efeitos adversos até mesmo para seres humanos, que podem ter

células do sistema imunológico afetadas (BROWN et al., 2001, FROHLICH et al., 2009, WRIGHT; KELLY, 2017).

Outros efeitos negativos dos MPs estão relacionados aos aditivos usados na produção dos plásticos que podem ser liberados no ambiente e, portanto, ficarem disponíveis para a biota. Além disso, os MPs podem adsorver e alterar a mobilidade e biodisponibilidade de metais e de contaminantes orgânicos em ambientes de água doce e salgada (HOLMES; TURNER; THOMPSON, 2012). Brennecke et al. (2016), por exemplo, encontraram altos níveis de Cu e Zn em partículas de PVC e PS, o que reforça o papel dos MPs como vetores de contaminantes. Holmes; Turner; Thompson (2012) também detectaram a acumulação de diversos metais (Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd e Pb) em partículas de PE. Entretanto, os efeitos de MPs como vetores de contaminantes em organismos vivos ainda não são totalmente conhecidos, já que enquanto algumas pesquisas relatam que esses efeitos podem ser negligenciáveis, outros trabalhos indicam que os MPs podem potencializar a toxicidade de metais (DAVARPANA; GUILHERMINO, 2015, KIM; CHAE; AN, 2017, QIAO et al., 2019).

No ambiente, os MPs podem se agregar com outras partículas plásticas ou com coloides naturais, o que impacta a sua mobilidade, persistência e biodisponibilidade no ambiente (ALIMI et al., 2018). Essa agregação é controlada por diversos fatores como pH, força iônica, matéria orgânica natural, argilas e bactérias (CAI et al., 2018). Íons inorgânicos de valência mais alta, por exemplo, parecem ter maior influência na agregação de MP (CAI et al., 2018). O aumento de densidade causado pela agregação ainda pode resultar em um aumento das taxas de sedimentação de MPs (LONG et al., 2015, DALU; MALESA; CUTHBERT, 2019). Assim, pode-se dizer que a distribuição espacial de MPs em ambientes aquáticos depende da sua capacidade de flutuação que também está relacionado às características físicas e químicas do material e aos fatores externos ambientais (RODRIGUES et al., 2018).

Os desafios da avaliação e da quantificação dos MPs em ecossistemas aquáticos não estão somente relacionados aos múltiplos caminhos de entradas dos MPs, mas também a degradação e fragmentação que ocorrem dinamicamente devido à vários fatores ambientais regionais. Exatamente por isso, os MPs secundários são os mais encontrados nesses ambientes, sendo as fibras a porção dominante, por ser resultado da quebra mecânica e química de grandes plásticos primários (ANDRADY, 2011; LEBRETON, VAN DER ZWET et al. 2017). A partir de 2014, iniciaram a maior parte das publicações a respeito de MPs em sistemas de água doce (RODRIGUES et al., 2018). De acordo com um relatório dinamarquês elaborado por Vollertsen et al. (2019), ainda hoje permanecem lacunas e divergências nas metodologias de coleta, classificações, tamanho de MPs amostrados, padronização de métodos analíticos, entre outros. Em relação aos ambientes aquáticos de água doce, essas lacunas são referentes principalmente a ocorrência e também interações entre ambiente terrestre e aquáticos.

Além disso, existem lacunas a serem preenchidas quanto aos resultados de estudos provenientes de ambientes aquáticos tropicais e subtropicais (BURNS; BOXALL, 2018). Através dos poucos resultados publicados, focados em estação das chuvas e a seca, foi possível estabelecer que o período de amostragem seco foi o que indicou maior abundância (MBEDZI et al., 2020), concentração/quantidade de MPs nos sedimentos (CASTRO et al., 2020). Mbedzi et al. (2020) observou que os sedimentos atuavam como um sumidouro de MPs durante os períodos seco-quente devido a redução do fluxo de água pela redução das precipitações e durante o período chuvoso-quente, os sedimentos atuavam como fonte de MPs para outras localidades do ambiente aquático. As altas temperaturas comuns em ambientes subtropicais podem influenciar nas altas concentrações de MPs, isso porque, durante esses períodos há aumento das atividades recreativas e aumento da poluição por plásticos (DALU; MALESA; CUTHBERT, 2019).

Estado atual da pesquisa em microplásticos no Brasil

Metodologia: levantamento bibliográfico

Uma busca na base de dados *Scopus* (<https://www.scopus.com/>) foi realizada na data de 7 de junho de 2022 com as seguintes palavras-chave: microplástico, sedimento, água, água doce, lago, rio, reservatórios, riacho, oceano, marinho, estuário, mar (*microplastic AND sediment OR water AND brazil AND freshwater OR lake OR river OR reservoir OR stream OR ocean OR marine OR estuarine OR sea*). Foram encontrados 65 artigos publicados durante o período de 2014 até a presente data (7 de junho de 2022) (Fig. 12.1).

Desse total, 91,2% são artigos, 7,4% trabalhos de revisão e um 1,5% são correções. As áreas de conhecimento predominantes foram Ciências Ambientais (43%), seguida por Ciências Agrícolas e Biológicas (24%) e por último Ciências da Terra (22%) (Fig. 12.2).

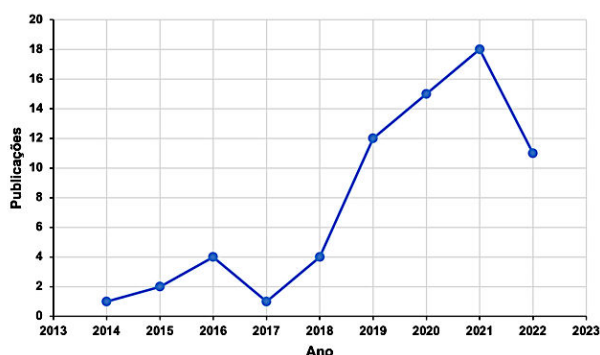


Figura 12.1. Resultado do tipo de documento por ano realizado na base Scopus.

Análise dos artigos

Foi apresentada uma tabela (Tab. 12.2) como produto final da pesquisa bibliográfica da base de dados *Scopus*. Para a montagem da tabela foram feitas as leituras dos resumos de cada artigo e, para os artigos cujo resumo foi considerado incompleto, foi feita uma leitura parcial do corpo do trabalho. A tabela e os tópicos analisados nos artigos foram: compartimento de estudo (areia, água, solo, sedimento, subsuperficial, etc.), área de estudo ou o objetivo central do trabalho, análise realizada para quantificar ou qualificar o MP, tamanho da partícula analisada em cada estudo (microplásticos, mesoplásticos, nanoplásticos, detritos, etc.), região geográfica do estudo, a revista de publicação, a fonte com o ano de publicação.

Resultados

Análise temporal

A análise temporal das publicações mostra um avanço em relação, principalmente das análises químicas específicas e nas regiões de estudo. Dado o vasto território brasileiro e seus diversos biomas, é possível observar que somente nestes trabalhos temos uma boa cobertura da região costeira brasileira. Saindo de publicações no sul do Brasil (LACERDA et al., 2022), passando pelo litoral paulista (SANTANA et al., 2015, PAES et al., 2022), litoral carioca (CARVALHO et al., 2015, MAYNARD et al., 2021, BAPTISTA NETO et al., 2019), litoral capixaba (MAYNARD et al., 2021), uma vasta abordagem no litoral do nordeste (COSTA et al., 2010, IVAR DO SUL et al., 2011, PALOMBINI et al., 2018, NUNES

et al., 2021) e por fim, diversos trabalhos na região amazônica (RIBEIRO-BRASIL et al., 2020, entre outros) (ver Tab. 12.1 para mais detalhes). No entanto, ainda que as publicações sejam diversas, outros biomas como pampa, pantanal, mata atlântica, caatinga, etc., carecem de estudos na temática MP.

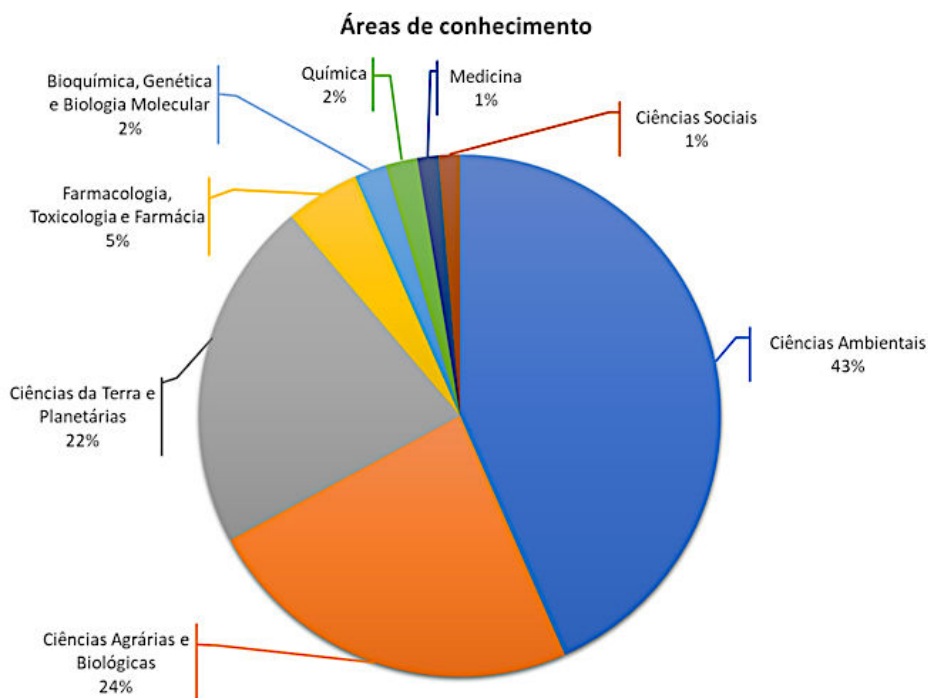


Figura 12.2. Resultado da pesquisa do tipo de documento por área realizado na base Scopus.

Das análises, foi observado que a primeira abordagem das pesquisas a respeito dos MPs está na detecção desse poluente na área de estudo. Logo após esta primeira etapa, os próximos passos do pesquisador é em se aprofundar na caracterização física do material, realizando identificações mais detalhadas com a inclusão de tamanho, cor e tipo, além da caracterização química do material ou mesmo na presença de comunidades microbianas aderidas. Esse fato pôde ser visualizado com o aumento da especificidade dos artigos com o passar dos anos, saindo de pesquisas basais de caracterização ambiental, investigação e monitoramento para testes biológicos de (eco)toxicidade, inclusive testes com organismos nativos, afunilando ainda mais os resultados em função da regionalidade. Houve também testes realizados para verificar a reciclagem e testes mecânicos nos detritos encontrados em praias brasileiras. Por fim, abordagens espaciais, como transporte e possível impacto entre outros compartimentos ambientais foi observada.

Três estudos fizeram uma revisão da literatura restrita a América Latina e Caribe, conferindo bons resultados a respeito das lacunas de estudo (KUTRALAM-MUNIASAMY et al., 2020, ORONA-NÁVAR et al., 2022, GRILLO et al., 2022). Dos resultados apresentados nas revisões, as investigações envolvendo organismos vivos e água salgada predominaram (GRILLO et al., 2022). De acordo com Orona-Návar et al. (2022), a América Latina e Caribe contribuem com 5% dos resultados globais a respeito de MP e que, destes 5% o maior contribuinte é o Brasil com 52%.

Conteúdos dos artigos

O conteúdo dos trabalhos realizados está sumarizado na Tab. 12.2. Observamos que a pesquisa registrou 65 trabalhos que pertencem a temática estudada. Desta relação de artigos, todos fazem um estudo com MP especificando os tamanhos de 1 mm até 5 mm e somente 2 apresentam resultados com nanoplásticos (entre 0.2-1 mm). Foram 6 os trabalhos que abordaram mesoplásticos (entre 5-25 mm) e ainda, tiveram artigos que trabalharam com a porção macro e megaplásticos. Sobre os nanoplásticos, foi observado como sendo uma temática ainda mais inovadora, porque para sua respectiva análise existe pouco conhecimento sobre a separação, quantificação e medição, por não existir metodologias padronizadas para detectar e identificar em amostras ambientais marinas ou de água doce (AL-THAWADI, 2020). Soma-se a isso que, os artigos a respeito de MP em certas regiões ainda são escassos, tornando a abordagem em nanoplástico ainda mais desafiadora aos pesquisadores. A abordagem com nanoplástico desenvolvida por Ribeiro-Brasil et al. (2020), que estudou o conteúdo gastrointestinal e brânquias de peixes, os autores realizaram uma digestão dos tecidos seguido da filtração dos diferentes tamanhos de plásticos (nano, micro e meso). Neste trabalho, os autores pontuaram a importância da análise dessas frações menores, visto que as frações nano têm maior movimento na água e facilmente podem se aderir nas brânquias, como observado nos resultados dos autores.

Cabe aqui pontuar que muitas das análises apresentadas nesses trabalhos tiveram que sofrer adaptações, pela falta de pesquisas específicas e, pelas condições ambientais. Podemos citar aqui o trabalho de Maynard et al. (2018) teve como um dos objetivos a adaptação de protocolos internacionais para tornar a metodologia mais rápida e simples. Também, o trabalho de Santana et al. (2016) adaptou as digestões ácidas propostas por outros autores, tendo em vista que mesmo após a digestão, ainda sobrava tecido mole de mexilhões. Os testes não publicados dos autores mostravam que mesmo com a adaptação para digerir todo o tecido, houve a perda de coloração dos plásticos presentes no interior dos organismos, subestimando a análise. Logo, com os resultados dos autores é possível observar como muitas análises exigem ainda mais aprofundamento de testes e no caso, outras análises complementares, como a histologia.

Ainda, destes trabalhos podemos mencionar os resultados inéditos publicados por Moraes et al. (2020), sobre a ingestão de MP e mesoplásticos por anêmonas do mar na região da costa Amazônica. Há também, a publicação de Castro et al. (2022), com testes de exposição ecotoxicológicas utilizando espécie nativa brasileira *Chironomus sancticarioli* Strixino & Strixino, 1981. Macieira et al. (2022) apresentaram resultados importantes sobre a ingestão de MP por peixes de espécie endêmicas e espécies na lista vermelha do ICMBio de recifes na costa brasileira, sendo um entre tantos trabalhos que reforçam a necessidade de estudos regionais para servir de embasamento para estratégias de redução de poluição.

Ferraz et al. (2020) realizaram uma análise comparativa entre água bruta e a água tratada, resultando em uma abordagem única, inovadora e promissora para verificar as condições de funcionamento das estações de tratamento de água no Brasil. Poucos estudos abordaram a interação entre uso e ocupação do solo com água, logo, poucos estudos avaliando o solo foram encontrados nesta pesquisa (BERTOLDI et al., 2021). Condição oposta pôde ser vista em relação as publicações em zonas costeiras. A maioria dos trabalhos foram direcionados às linhas costeiras, zonas de manguezais e inclusive, um trabalho comparou a concentração de MP quando a praia apresenta uma estrutura rochosa que protege a areia da praia, o que mostra que condições básicas científicas já foram ultrapassadas nesse tipo de ecossistema e agora, o momento é de aprofundar o conhecimento em condições ambientais ainda mais específicas (PINHEIRO et al., 2019).

Áreas e jornais de publicação

As áreas de publicações foram bem diversificadas, jornais com enfoque em poluição ambiental e poluição marinha foram predominantes, dado o conteúdo dos trabalhos. Ainda, jornais de alto fator de impacto – acima de 4 – foram predominantes. As áreas de atuação das publicações que puderam ser observadas foram desde química ambiental, engenharia ambiental, ciências da terra e planetários.

Expectativas futuras

Existe um crescente interesse na temática MPs e isso pode ser comprovado pela linha do tempo da Fig. 12.1, não somente pelas questões ambientais, hoje podemos ver que os MPs estão pressionando discussões a respeito da saúde humana. Em maio deste ano foi publicado pela revista *Environment International* a descoberta de partículas plásticas no sangue humano (LESLIE, 2022) e até a primeira evidência de MP em placenta também foi registrada (RAGUSA et al., 2021). A partir daí, diversas outras pesquisas correlacionaram os MPs com outras doenças e mostraram a preocupação global com a temática (GRUBER et al., 2022).

Espera-se que as pesquisas sobre MPs sejam estendidas para todo o Brasil, abrangendo todos os biomas e os ecossistemas ainda não estudados. Destes ecossistemas, espera-se que as pesquisas nos ambientes aquáticos de águas doces sejam mais aprofundadas, principalmente, em reservatórios artificiais – dada a alta exploração brasileira com esse tipo de ambiente nas atividades humanas.

Em relação as análises químicas, espera-se que ocorram novos estudos de caracterização ambiental, além de testes com organismos e eco(toxicidade) em ambientes aquáticos de água doce. No entanto, há carência de estudos em ambientes terrestres, o que reforça a necessidade preencher esta lacuna. Por fim, vemos que os estudos com partículas ainda menores que os MP, os nanoplásticos, também tem um foco crescente na literatura, principalmente relacionado com a saúde humana, assim como expressado anteriormente.

Tabela 12.2. Resumo do conteúdo dos artigos encontrados na base de dados *Scopus*.

Compartimento	Área	Análise	Tamanho	Região Geográfica	Revista	Fonte
Areia das praias do Complexo estuarino Paranaguá	Quantificação e abundância de MP nas areias	Inspeção visual com estereomicroscópio, análise química, análise morfológica, análise de fragmentos e abundância.	Micro	Complexo estuarino Paranaguá, Sul, Brasil	Marine Pollution Bulletin	Mengatto; Nagai (2022)
Revisão bibliográfica foco América Latina e Caribe	Revisão com escrita sobre ocorrências e distribuição e perspectivas futuras	Análise em base de dados com seção adicional tratando sobre dificuldade de estudos sobre o tema durante a pandemia do COVID-19	Micro	América latina e caribe	Journal of Environmental Management	Orona-Návar et al. (2022)
Cadeia alimentar	Avaliação dos efeitos do MP na cadeia alimentar de comunidades plancônicas.	Consumo de MP por zooplanktons e teste com controle.	Micro	Rio Paraná porção alta, Brasil	Science of the Total Environment	Silva et al. (2022)
Sedimento superficial, testemunho e água de pântano de água salgada	Quantificação nos sedimentos superficiais e profundos, análise espacial, correlação com vegetação presente.	Quantificação, fotomicrografias, μ -FTIR, MEV	Micro e Meso	Lagoa dos Patos, Sul, Brasil	Science of the Total Environment	Pinheiro et al. (2022)
Artigo de revisão foco na América Latina e Caribe	Ambientes aquáticos e terrestres	Varredura dos métodos e análises	Micro	América latina e caribe	Environmental Advances	Grillo et al. (2022)
Plástico flutuante zona costeira (água)	Quantitativa-qualitativa e presença de DNA eucariontes e procariontes	Tamanho, tipo, maleabilidade e composição polimérica. Multi-marcaadores DNA metacodificados.	Micro	Zona costeira do sul do Brasil	Science of the Total Environment	Lacerda et al. (2022)
Solo de manguezal da Baía de Todos os Santos	Presença e quantificação	Quantificação, medidas, abundância, tipo por microscopia.	Micro	Santos, São Paulo, Brasil	Environmental Research	Silva Paes et al. (2022)
Bioensaios utilizando espécie nativa brasileira	Exposição de <i>Chironomus sancticaroli</i> Strixino & Strixino a microplástico	Dois ensaios com e sem substratos para registrar as respostas de emergência	Micro	Espécie Nativa Brasileira	Ecotoxicology	Castro et al. (2022)
Areia praias de Niterói, Rio de Janeiro	Análise temporal da presença de MP	Caracterização dos polímeros no ATR-FTIR	Micro e detritos marinhos	Região Oceânica das praias de Niterói, Rio de Janeiro	Marine Pollution Bulletin	Silva et al. (2022)
Areia de três praias do estado de São Paulo	Caracterização de MP e abundância com características morfométricas	Presença e análise da composição química de MP por imagem espectral de infravermelho próximo	Micro	Praia de Boracéia, Juréia e Juquehy, São Paulo estado	Marine Pollution Bulletin	Tsukada et al. (2021)
Peixes	Conteúdo trato gastrointestinal de peixes comerciais	Ocorrência, tipo abundância	Micro	Porto Seguro (Bahia)	Environ Monit Assess	Nunes et al. (2021)
Costa Amazônica brasileira (arraias)	Ingestão por arraias bicudas	Tamanho, tipo, composição polimérica.	Micro	Zona costeira amazônica do oceano atlântico	Marine Pollution Bulletin	Pegado et al. (2021)
Revisão bibliográfica sobre anfíbios	Estudo de (eco)toxicidade de MP em anfíbios	O trabalho indica através de revisão bibliográfica a lacuna de estudos na temática	Micro e Nano	Mundial	Chemosphere	Costa Araújo et al. (2021)
Plástico flutuante lagoa costeira de unidade de conservação	Presença, ausência, composição química e análise temporal.	Análise temporal, abundância, tamanho, análise composição química (ATR-FTIR)	Micro	Unidade e conservação, região Sul, Brasil	Marine Pollution Bulletin	Lorenzi et al. (2021)
Sedimento superficial de manguezal	Presença, análise espacial e caracterização	Tipo, tamanho, cor, composição, correlação com presença de vegetação morta	Micro	Sudeste Brasileiro	Science of the Total Environment	Zamprognio et al. (2021)
Água superficial da praia Laranjal, Sul, Brasil	Presença de MP através de filtração de baixo custo (proposta)	Filtração de grande quantidade de água e caracterização através de ATR-FTIR	Micro	Lagoa dos Patos, Sul, Brasil	Environmental Challenges	Silva; Sousa (2021)
Água de ambientes estuários, costeiros	Proposta de índice que avalia a concentração relativa de MP (%)	Caracterização por microscopia e FTIR	Micro	Tamandaré, Brazil	Marine Environmental Research	Lins-Silva et al. (2021)

Tabela 12.2. Continuação

Peixes de região estuarina tropical	Avaliação da ingestão intestinal de MP por peixes com diferentes estratégias alimentares	Caracterização por microscopia e tipo	Micro e detritos plásticos	Complexo estuarino do canal de Santa Cruz, costa nordeste brasileira	Regional Studies in Marine Science	Justino et al. (2021)
Peixes de recife	Ingestão de peixes presente em recifes	Caracterização por FTIR	Micro	Ilha Guarapari, costa brasileira	Marine Pollution Bulletin	Macieira et al. (2021)
Areia região costeira	Quantitativa e qualitativa	Cor, tamanho, tipo e composição química	Micro	Praias Pecado (RJ), Castanheiras e Regência (ES), Imbassaí (BA), Viral e Ponta dos Mangues (SE)	Science of the Total Environment	Maynard et al. (2021)
Areia Arquipélago Fernando de Noronha	Distribuição, caracterização e variação em curto prazo (diária)	Caracterização por estereomicroscópio, tipo, cor, abundância.	Micro	Arquipélago Fernando de Noronha	Marine Pollution Bulletin	Carvalho; Silva; Costa (2021)
Carcaça de tartarugas verdes marinhas	Quantificação e caracterização de ingestão de plástico por tartarugas verdes marinhas	Tamanho, cor e tipo do material de origem	Micro, Meso, Macro e Mega	Zona costeira Rio Grande do Sul, Brasil	Marine Pollution Bulletin	Petry et al. (2021)
Acumulação em ostras de região estuarina	Relação entre duas classes distintas de poluentes: metais potencialmente tóxicos e MP	Disgestão das ostras (com modificações). Visual identificação de MP com determinação de cor, tipo e morfologia.	Micro	Sistema Estuarino Paranaguá, Paraná, Brasil	Marine Pollution Bulletin	Vieira et al. (2021)
Água superficial de lago de água doce	Abundância, distribuição, composição de MP correlacionando com uso e ocupação do solo	Quantificação, determinação de tipo, tamanho, cor e caracterização química por micro-FTIR	Micro	Lago de Guaíba, Porto Alegre, Brasil	Science of the Total Environment	Bertoldi et al. (2021)
Ingestão de MP por membros da ictiofauna (peixes)	Presença de MP em peixes pela ingestão	Análise por estereomicroscópio, determinação de tamanho e cor, caracterização química por FTIR.	Micro	Rio Paraíba do Sul, Complexo Hidroelétrico Simplicio	Water Air Soil Pollut	Lima et al. (2021)
Cabeceira de riachos amazônicos (peixes)	Trato gastrointestinal e brânquias de 14 espécies peixes	Tamanho e tipo	Nano e Micro	Leste da Amazônia brasileira	Environmental Pollution	Ribeiro-Brasil et al. (2020)
Águas de estações costeiras perto de locais urbanizados, grandes estuários tropicais, e zonas de pesca.	Presença de MP com diferentes estruturas e características	Tipo e densidade	Micro	Atlântico equatorial ocidental	Marine Pollution Bulletin	Garcia et al. (2020)
Conteúdo gastrovascular de organismos na costa Amazônica (Pará)	Ingestão por anêmona do mar	Caracterização com FTIR, tamanho, tipo	Meso e Micro	Pará, Brasil	Environmental Pollution	Morais et al. (2020)
Sedimento dos rios Solimões, Negro e Amazonas	Abundância e distribuição de MP a montante, jusante e área de transição	Caracterização com estereomicroscópio, determinação de comprimento, tamanho.	Micro	Manaus, Brasil	Science of the Total Environment	Gerolin et al. (2020)
Ingestão por peixes comerciais	Ocorrência, abundância de plástico na ingestão de peixes	Caracterização com estereomicroscópio, determinação de cor, tamanho, tipo. Caracterização química por FTIR.	Micro	Zona costeira de sudoeste até sul do Brasil	Environmental Pollution	Neto et al. (2020)
Revisão América Latina	Desafios e tendências		Micro	América Latina	Environmental Pollution	Kutram-Muniasamy et al. (2020)
Água bruta e água tratada	Determinação a concentração de MP em água bruta e água tratada	Contagem por microscopia de fluorescência	Micro	Rio Sino, Sul, Brasil	Water	Ferraz et al. (2020)
Água superficial, sedimento de fundo e areia de praia	Avaliação espacial e temporal	Caracterização por estereomicroscópio, fotografia, tamanho, cor, tipo. Caracterização química por FTIR-ATR e micro-FTIR. Microscopia eletrônica de varredura	Micro, Meso, Macro	Praia Niterói, Rio de Janeiro, Brasil	Marine Pollution Bulletin	Castro et al. (2020)

Tabela 12.2. Continuação

Movimento de MP em regiões estuarinas e costeiras brasileiras	Entendimento a respeito do movimento e acumulação de MP em regiões estuarinas e costeiras através de métodos preditórios	Simulação de dispersão de pallets	Micro	Praias de Santos, São Paulo, Brasil	Frontiers in Environmental Science	Gorman et al. (2020)
Ingestão por peixes	Verificação da ingestão de MP pela espécie de peixes <i>Stellifer brasiliensis</i> em diferentes níveis trófico (juvenil, subadulto e adulto)	Classificação por cor e tipo	Micro	Estuário do rio Paraíba	Marine Pollution Bulletin	Amorim; Ramos; Nogueira Júnior (2020)
Águas pluviais	Determinação da capacidade de detenção por reservatórios de águas pluviais	Classificação em tipo, tamanho, composição polimérica.	Micro	Bacia do Alto Tietê, Itaim riacho, Cidade de Poá, São Paulo, Brasil	Water	braga Moruzzi et al (2020)
Peixe marinho	Identificação, classificação, quantificação	Frequência, abundância, caracterização polimérica	Micro	Zona costeira de Fortaleza, Brasil	Marine Pollution Bulletin	Dantas; Duarte; Ferreira; Ayala et al. (2020)
Teste em girinos de <i>Physalaemus cuvieri</i>	Toxicidade e teste de exposição em girinos		Micro		Journal of Hazardous Materials	Costa Araújo et al. (2021)
Sedimentos de fundo	Análise espacial		Micro	Rio Pará, Cotijuba Ilha, zona estuarina	Journal of Coastal Research	Oliveira Novaes; Moura Monteiro; Rollnic (2020)
Dieta de peixes urbanos	Análise da dieta das espécies de peixes mais abundantes em rio urbano	Análise do conteúdo estomacal e caracterização do MP	Micro	Bacia do alto rio Paraná	Revista Ambiente e Água	Oliveira; Corrêa; Smith (2020)
Ingestão por peixe	Contaminação por MPs, caracterização de MPs	Análise do conteúdo estomacal de 172 indivíduos de diferentes espécies de peixes (serrasalmídeos)	Meso e Micro	Amazônia / bacia do rio Xingú	Environmental Pollution	Andrade et al. (2019)
Avaliação da abundância, distribuição e caracterização de microfibras (MPs) em amostras de zooplâncton	Contaminação por MPs, caracterização de MPs	Amostras coletadas durante expedição brasileira no verão austral 2010-2011. Identificação e caracterização; de microfibras em amostras de zooplâncton.	Micro	Baía do Almirantado, Antártida	Environmental Science and Pollution Research	Absher et al. (2019)
Sedimento de fundo da plataforma continental do estado do Rio de Janeiro	Caracterização física	Abundância, distribuição, tipo e cor	Micro	Rio de Janeiro, Brasil	Marine Environmental Research	Baptista Neto et al. (2019)
Estuário altamente eutrofizado	Ocorrência e contaminação aquática por MP	Tipo, cor, tamanho e composição polimérica	Micro	Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil	Marine Pollution Bulletin	Alves; Figueiredo (2019)
Areia de praia região amazônica	Estimativa da abundância e distribuição	Classificação por estereomicroscópio: tipo, tamanho, cor.	Micro	Praia de Corvina, Pará, Brasil	Marine Pollution Bulletin	Martinelli Filho; Monteiro (2019)
Linha costeira sul do Brasil	Quantificação de hidrocarbonetos policíclico aromáticos e bifenilos policlorados em MP	Todos os materiais coletados foram utilizados para análise para ser representativo, sem distinção de tipo, cor e tamanho.	Micro	Linha costeira entre as praias Pontal do Sul e Matinhos, Brasil	Chemosphere	Gorman et al. (2019)
Areia, sedimento e água salgada da praia de boa viagem, Recife.	Avaliação se a presença de rochas entre areia e mar influenciam na deposição de MP	Peneiramento mecânico. Classificação do MP por microscópio óptico	Micro	Praia de boa viagem, Recife, Brasil	Marine Pollution Bulletin	Pinheiro et al. (2019)
Ingestão por peixes	Padrões sazonais da utilização de habitats, ecologia alimentar e contaminação por microplásticos em peixes	Análise das gônadas e trato digestivo. Inspeção dos MP digeridos pelos peixes foi visual para aspectos físicos.	Micro	Estuário Goiana, costa atlântica ocidental tropical	Science of the Total Environment	Ferreira; Barletta; Lima (2019)

Tabela 12.2. Continuação

Mexilhões da Baía de Guanabara	Contaminação de MP em mexilhões selvagens e de cativeiro. Avaliar a depuração de MP.	MP identificação através e FTIR	Micro	Baía de Guanabara, Rio de Janeiro	Marine Pollution Bulletin	Birstiel; Soares-Gomes; Gama (2019)
Sedimentos de região estuarina	Investigação de MP em sedimento bentônico	Quantificação e distribuição por tipo. Cor, tamanho, tipo. Microscopia eletrônica de varredura.	Micro	Baía Vitória, SE, Brasil	Ocean and Coastal Management	Baptista Neto et al. (2019)
Água superficial da baía de Guanabara	Investigação da presença, abundância e características do MP de uma baía urbana	Quantificação e qualificação através de estereomicroscópio de acordo com o formato, cor e tamanho, tipo.	Micro	Baía de Guanabara, Rio de Janeiro	Marine Pollution Bulletin	Olivatto et al. (2019)
Revisão bibliográfica	Efeitos da radiação UV na formação de MPs	Investigação dos efeitos da radiação UV nos ecossistemas aquáticos considerando mudanças climáticas e depleção da camada de ozônio (abrange efeitos em corais na costa brasileira).	Micro	-	Photochemical & Photobiological Sciences	Williamson et al. (2019)
Revisão bibliográfica em ecossistemas aquáticos brasileiros	Monitoramento, poluição por MPs, contaminação por MPs	Revisão de literatura disponível relacionada a poluição por MPs em amostras de sedimentos, plâncton e animais invertebrados e vertebrados.	Micro	Brasil	Ocean and Coastal Management	Castro; Silva; Araújo (2018)
Água	Poluição por MPs, contaminação por MPs	Determinação da abundância e caracterização de MPs na baía de Guanabara, avaliação do potencial de zooplânctons em ingerir MPs.	Micro	Baía de Guanabara, Rio de Janeiro	Marine Pollution Bulletin	Figueiredo; Vianna (2018)
Trato digestivo de peixes	Ingestão por peixes, caracterização de MPs	Investigação da presença de MPs no trato digestivo de peixes no estuário do rio Amazonas.	Micro	Rio Amazonas, Brasil	Marine Pollution Bulletin	Pegado et al. (2021)
Areia (praia)	Adsorção de metais	Investigação interação entre metais adsorvidos em esferas de MPs coletadas em praias	Micro	Costa do estado de São Paulo	Marine Pollution Bulletin	Vedolin et al. (2018)
Sedimentos	Presença e distribuição de MPs, caracterização de MPs	Estimar distribuição espacial, tipos e características de macro-, meso- e microplásticos em sedimentos de lago.	Macro, meso e micro	Lago Setúbal, Brasil	Environmental Monitoring and Assessment	Blettler et al. (2017)
Ingestão por peixes em estuários	Ingestão por peixes	Ocorrência	Micro	Bacias dos rios Paraíba e Mamanguape	Marine Pollution Bulletin	Vendel et al. (2017)
Água	Presença e distribuição de MPs, caracterização de MPs	Avaliação da presença de MPs e potencial de contaminação de mexilhões.	Micro	Niterói, Rio de Janeiro	Marine Pollution Bulletin	Castro et al. (2016)
Água, lixiviado	Adsorção de contaminantes, toxicidade de MPs	Avaliação da toxicidade de lixiviados para mexilhão	Micro	Caraguatatuba, São Paulo	Water Research	Gandara e Silva et al. (2016)
Praias, sedimentos	Presença e distribuição de MPs	Avaliação de depósitos de MPs em sedimentos de áreas costeiras.	Micro	Costa do estado de São Paulo	Environmental Pollution	Moreira et al. (2016)
Mexilhões	Toxicidade para mexilhões	Avaliação da ingestão de MPs por mexilhões.	Micro	Zona estuária de Santos, São Paulo	Marine Pollution Bulletin	Santana et al. (2016)
Caranguejos	Presença e toxicidade de MPs em organismos vivos	Avaliação de possível ingestão e retenção de MPs (esferas de PS coletadas próximo a Niterói) por espécie de caranguejo.	Micro	Niterói, Rio de Janeiro	Marine Pollution Bulletin	Brennecke et al. (2015)
Água	Presença e distribuição de MPs	Análise da presença e distribuição espaço-temporal de MPs no estuário de Goiana	Micro	Estuário de Goiana, nordeste do Brasil.	Estuarine, Coastal and Shelf Science	Lima; Barletta; Costa (2015)
Água	Presença e distribuição de MPs	Avaliação espacial e sazonal da presença e distribuição de MPs na coluna d'água	Micro	Estuário de Goiana	Environmental Research	Lima; Barletta; Costa (2014)

Referências

- AHMED, T. et al. Biodegradation of plastics: current scenario and future prospects for environmental safety. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 8, p. 7287-7298, 2018.
- AL-THAWADI, S. Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: challenges and threats to aquatic organisms. **Arabian Journal for Science and Engineering**, v. 45, n. 6, p. 4419-4440, 2020.
- ALIMI, O. S. et al. Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 4, p. 1704-1724, 2018.
- ALVES, V. E. N.; FIGUEIREDO, G. M. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 326-335, 2019.
- AMORIM, A. L. A.; RAMOS, J. A. A.; NOGUEIRA JÚNIOR, M. Ingestion of microplastic by ontogenetic phases of *Stellifer brasiliensis* (Perciformes, Sciaenidae) from the surf zone of tropical beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 158, p. 111214, 2020.
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596-1605, 2011.
- ANDRADY, A. L. The plastic in microplastics: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, n. 1, p. 12-22, 2017.
- BAPTISTA NETO, J. A. et al. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 169, p. 247-253, 2019.
- BARBOZA, L. G. A.; GIMENEZ, B. C. G. Microplastics in the marine environment: current trends and future perspectives. **Marine Pollution Bulletin**, v. 97, n. 1-2, p. 5-12, 2015.
- BARNES, D. K. A. et al. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, 2009.
- BERTOLDI, C. et al. First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 759, p. 143503, 2021.
- BESSA, F. et al. Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 128, p. 575-584, 2018.
- BETTS, K. Why small plastic particles may pose a big problem in the oceans. **Environ. Sci. Technol.**, v. 42, n. 24, p. 8995, 2008.
- BEYRUTH, Z. et al. Water quality of Guarapiranga Reservoir, São Paulo, Brazil, 1991-1992. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 26, n. 2, p. 675-683, 1997.
- BIRNSTIEL, S.; SOARES-GOMES, A.; GAMA, B. A. P. Depuration reduces microplastic content in wild and farmed mussels. **Marine Pollution Bulletin**, v. 140, p. 241-247, 2019.
- BOM, F. C.; BRITO, W. V. F.; SÁ, F. Microplastics concentration in bivalve of economic importance, a case study on the southeastern Brazilian coast. **Regional Studies in Marine Science**, v. 52, p. 102346, 2022.
- BRAGA MORUZZI, R. et al. Stormwater detention reservoirs: an opportunity for monitoring and a potential site to prevent the spread of urban microplastics. **Water**, v. 12, n. 7, p. 1994, 2020.
- BRENNECKE, D. et al. Ingested microplastics (>100µm) are translocated to organs of the tropical fiddler crab *Uca rapax*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 96, n. 1, p. 491-495, 2015.

BRENNECKE, D. et al. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 178, p. 189-195, 2016.

BROWN, D. M. et al. Size-dependent proinflammatory effects of ultrafine polystyrene particles: a role for surface area and oxidative stress in the enhanced activity of ultrafines. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 175, n. 3, p. 191-199, 2001.

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

BURNS, E. E.; BOXALL, A. B. A. Microplastics in the aquatic environment: evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 37, n. 11, p. 2776-2796, 2018.

CAI, L. et al. Effects of inorganic ions and natural organic matter on the aggregation of nanoplastics. **Chemosphere**, v. 197, p. 142-151, 2018.

CARPENTER, E. J.; SMITH, K. L. Plastics on the sargasso sea surface. **Science**, v. 175, n. 4027, p. 1240-1241, 1972.

CARR, S. A.; LIU, J.; TESORO, A. G. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 91, p. 174-182, 2016.

CARVALHO, D. G.; BAPTISTA NETO, J. A. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 128, p. 10-17, 2016.

CARVALHO, J. P. S.; SILVA, T. S.; COSTA, M. F. Distribution, characteristics and short-term variability of microplastics in beach sediment of Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 166, p. 112212, 2021.

CARVALHO, N. O. et al. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, 2000. 140 p.

CASTRO, G. B. et al. Polyethylene microplastics and substrate availability can affect emergence responses of the freshwater insect *Chironomus sancticarloi*. **Ecotoxicology**, v. 31, n. 4, p. 679-688, 2022.

CASTRO, R. O. et al. Spatio-temporal evaluation of macro, meso and microplastics in surface waters, bottom and beach sediments of two embayments in Niterói, RJ, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, p. 111537, 2020.

CORLETT, E. Microplastics found in freshly fallen antarctic snow for first time. **The Guardian**, 08 Jun. 2022.

COSTA ARAÚJO, A. P. et al. Micro (nano) plastics as an emerging risk factor to the health of amphibian: a scientometric and systematic review. **Chemosphere**, v. 283, p. 131090, 2021.

COSTA, J. P. et al. (Nano)plastics in the environment: sources, fates and effects. **Science of the Total Environment**, v. 566/567, p. 15-26, 2016.

COSTA, M. F. et al. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 168, n. 1, p. 299-304, 2010.

DALU, T.; MALESA, B.; CUTHBERT, R. N. Assessing factors driving the distribution and characteristics of shoreline macroplastics in a subtropical reservoir. **Science of the Total Environment**, v. 696, p. 133992, 2019.

DANTAS, N. C. F. M. et al. Plastic intake does not depend on fish eating habits: Identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, p. 110959, 2020.

DAVARPANA, E.; GUILHERMINO, L. Single and combined effects of microplastics and copper on the population growth of the marine microalgae *Tetraselmis chuii*. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 167, p. 269-275, 2015.

DUIS, K.; COORS, A. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. **Environmental Sciences Europe**, v. 28, n. 1, p. 2, 2016.

ENGLE, J. Lesson of the day: in the ocean, it's snowing microplastics. **The New York Times**, 12 Apr. 2022.

FENDALL, L. S.; SEWELL, M. A. Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 8, p. 1225-1228, 2009.

FERRAZ, M. et al. Microplastic concentrations in raw and drinking water in the Sinos River, Southern Brazil. **Water**, v. 12, n. 11, p. 3115, 2020.

FERREIRA, G. V. B.; BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A. Use of estuarine resources by top predator fishes. How do ecological patterns affect rates of contamination by microplastics? **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 292-304, 2019.

FISCHER, E. K. et al. Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments—a case study on Lake Bolsena and Lake Chiuse (central Italy). **Environmental Pollution**, v. 213, p. 648-657, 2016.

FREE, C. M. et al. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. **Marine Pollution Bulletin**, v. 85, n. 1, p. 156-163, 2014.

FROHLICH, E. et al. Cytotoxicity of nanoparticles independent from oxidative stress. **J. Toxicol. Sci.**, v. 34, n. 4, p. 363-375, 2009.

GARCIA, T. M. et al. Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, p. 110705, 2020.

GERHARD, V. Hematogenous dissemination of ingested polyvinyl chloride particles. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 246, n. 1, p. 164-171, 1975.

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

GORMAN, D. et al., Organic contamination of beached plastic pellets in the South Atlantic: risk assessments can benefit by considering spatial gradients. **Chemosphere**, v. 223, p. 608-615, 2019.

GORMAN, D. et al. Predicting the dispersal and accumulation of microplastic pellets within the estuarine and coastal waters of south-eastern Brazil using integrated rainfall data and lagrangian particle tracking models. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, p. art. 559405, 2020.

GRILLO, J. F. et al. Microplastics in Latin America and the Caribbean: on the adoption of reporting standards and quality assurance and quality control protocols. **Environmental Advances**, v. 8, p. 100236, 2022.

GRUBER, E. S. et al. To waste or not to waste: questioning potential health risks of micro-and nanoplastics with a focus on their ingestion and potential carcinogenicity. **Exposure and Health**, Marc., p. 1-19, 2022.

GU, J. D. Microbiological deterioration and degradation of synthetic polymeric materials: recent research advances. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 52, n. 2, p. 69-91, 2003.

HALE, R. C. et al. A global perspective on microplastics. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 125, n. 1, p. e2018JC014719, 2020.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T; RYAN, P. D. PAST: paleontological statistic software package for education and data analysis. **Paleontologia Eletrônica**, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

- HANVEY, J. S. et al. A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. **Analytical Methods**, v. 9, n. 9, p. 1369-1383, 2017.
- HIDALGO-RUZ, V. et al. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 6, p. 3060-3075, 2012.
- HOLLMAN, P. C. H.; BOUWMEESTER, H.; PETERS, R. **Microplastics in aquatic food chain: sources, measurement, occurrence and potential health risks**. Wageningen: Rikilt, 2013. 27 p. (Report Rikilt, 2013.003)
- HOLMES, L. A.; TURNER, A.; THOMPSON, R. C. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 160, p. 42-48, 2012.
- HORTON, A. A. et al. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 127-141, 2017.
- IVAR DO SUL, J. A. et al. Plastic pollution at a sea turtle conservation area in NE Brazil: contrasting developed and undeveloped beaches. **Estuaries and Coasts**, v. 34, n. 4, p. 814-823, 2011.
- JAMBECK, J. R. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 768-771, 2015.
- JAYASEKARA, R. et al. Biodegradability of a selected range of polymers and polymer blends and standard methods for assessment of biodegradation. **Journal of Polymers and the Environment**, v. 13, n. 3, p. 231-251, 2005.
- JUSTINO, A. K. S. et al. Microplastic contamination in tropical fishes: an assessment of different feeding habits. **Regional Studies in Marine Science**, v. 45, p. 101857, 2021.
- KERSHAW, P. J. (Ed). **Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment**. London: GESAMP, 2015. 96 p. (Reports and Studies GESAMP, 90).
- KIM, D.; CHAE, Y.; AN, Y. J. Mixture toxicity of nickel and microplastics with different functional groups on daphnia magna. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 21, p. 12852-12858, 2017.
- KUTRALAM-MUNIASAMY, G. et al. Review of current trends, advances and analytical challenges for microplastics contamination in Latin America. **Environmental Pollution**, v. 267, p. 115463, 2020.
- LACERDA, A. L. et al. Floating plastics and their associated biota in the Western South Atlantic. **Science of the Total Environment**, v. 805, p. 150186, 2022.
- LEBRETON, L. C. M. et al. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p. 1-10, 2017.
- LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F.; BARLETTA, M. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. **Environ. Res.**, v. 132, p. 146-155, 2014.
- LIMA, A. R. A.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F. Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 165, p. 213-225, 2015.
- LIMA, F. P. et al. Plastic ingestion by commercial and non-commercial fishes from a neotropical river basin. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, n. 1, p. 1-8, 2021.
- LINS-SILVA, N. et al. A fresh look at microplastics and other particles in the tropical coastal ecosystems of Tamandaré, Brazil. **Marine Environmental Research**, v. 169, p. 105327, 2021.
- LIZAGA, I. et al. FingerPro: an R package for sediment source tracking the provenance of sediment. **Water Resources Management**, v. 34, p. 3879-3894, 2020.

LONG, M. et al. Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: impact on their respective fates. **Marine Chemistry**, v. 175, p. 39-46, 2015.

LÓPEZ-DOVAL, J. C. et al. Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: spatial distributions and risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 1307-1324, 2017.

LORENZI, L. et al. Spatio-seasonal microplastics distribution along a shallow coastal lagoon ecocline within a marine conservation unit. **Marine Pollution Bulletin**, v. 170, p. 112644, 2021.

LU, H. C. et al. A systematic review of freshwater microplastics in water and sediments: recommendations for harmonisation to enhance future study comparisons. **Science of the Total Environment**, v. 781, p. 146693, 2021.

MACARTHUR, D. E.; WAUGHRA, D.; STUCHTEY, M. R. **The new plastics economy: rethinking the future of plastics**. Cologny: World Economic Forum, 2016. 34 p.

MACEDO NETO, D. **Geoquímica e fingerprinting de sedimentos em rio influenciado pela urbanização: um estudo por regiões aplicado à bacia do Rio Barigui**. 2017. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2017.

MACHADO, L. D. S. et al. Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, p. 810-818, 2016.

MACIEIRA, R. M. et al. Microplastic and artificial cellulose microfibers ingestion by reef fishes in the Guarapari Islands, southwestern Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 167, p. 112371, 2021.

MARTINELLI FILHO, J. E.; MONTEIRO, R. C. P. Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p. 219-223, 2019.

MATHALON, A.; HILL, P. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 81, n. 1, p. 69-79, 2014.

MAYNARD, I. F. N. et al. Analysis of the occurrence of microplastics in beach sand on the Brazilian coast. **Science of the Total Environment**, v. 771, p. 144777, 2021.

MBEDZI, R. et al. Spatiotemporal variation in microplastic contamination along a subtropical reservoir shoreline. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 19, p. 23880-23887, 2020.

MENGATTO, M. F.; NAGAI, R. H. A first assessment of microplastic abundance in sandy beach sediments of the Paranaguá Estuarine Complex, South Brazil (RAMSAR site). **Marine Pollution Bulletin**, v. 177, p. 113530, 2022.

MINELLA, J. P. G. **Utilização de técnicas hidrossedimentométricas combinadas com a identificação de fontes de sedimentos para avaliar o efeito do uso e do manejo do solo nos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica rural no Rio Grande do Sul**. 2007. Tese (Doutorado) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

MONTAGNER, C. C. et al. Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. **Química Nova**, v. 44, p. 1328-1352, 2021.

MOORE, C. J. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. **Environmental Research**, v. 108, n. 2, p. 131-139, 2008.

MORAIS, L. M. S. et al. The sea anemone *Bunodosoma cangicum* as a potential biomonitor for microplastics contamination on the Brazilian Amazon coast. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114817, 2020.

MURPHY, F. et al. Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 11, p. 5800-5808, 2016.

- NEL, H. A.; DALU, T.; WASSERMAN, R. J. Sinks and sources: assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in an Austral temperate urban river system. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 950-956, 2018.
- NETO, J. G. B. et al. Ingestion of plastic debris by commercially important marine fish in southeast-south Brazil. **Environmental Pollution**, v. 267, p. 115508, 2020.
- NUNES, L. S. et al. Intake of microplastics by commercial fish: a Bayesian approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 7, p. 1-15, 2021.
- OGASHAWARA, I. et al. Cyanobacteria detection in Guarapiranga Reservoir (São Paulo state, Brazil) using landsat tm and etm+ images. **Revista Ambiente & Água**, v. 9, p. 224-238, 2014.
- OLIVATTO, G. P. et al. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 139, p. 157-162, 2019.
- OLIVATTO, G. P. et al., Microplásticos: contaminantes de preocupação global no Antropoceno. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 6, p. 1968-1989, 2018.
- OLIVEIRA NOVAES, G.; MOURA MONTEIRO, S.; ROLLNIC, M. Microplastics on the Fluvio-estuarine beaches of Cotijuba Island, Para River Estuary (Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 95, p. 780-784, 2020.
- OLIVEIRA, C. W. S.; CORRÊA, C. S.; SMITH, W. S. Food ecology and presence of microplastic in the stomach content of neotropical fish in an urban river of the upper Paraná River Basin. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 4, p. e2551, 2020.
- ORONA-NÁVAR, C. et al. Microplastics in Latin America and the Caribbean: a review on current status and perspectives. **Journal of Environmental Management**, v. 309, p. 114698, 2022.
- OSBORNE, L. Microplástico: poluição invisível que ameaça oceanos. **Deutsche Welle**, 27 Feb. 2017.
- PALOMBINI, F. L. et al. Occurrence and recovery of small-sized plastic debris from a Brazilian beach: characterization, recycling, and mechanical analysis. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 26, p. 26218-26227, 2018.
- PEGADO, T. et al. Ingestion of microplastics by *Hypanus guttatus* stingrays in the Western Atlantic Ocean (Brazilian Amazon Coast). **Marine Pollution Bulletin**, v. 162, p. 111799, 2021.
- PETRY, M. V. et al. Plastic ingestion by juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) off the coast of Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 167, p. 112337, 2021.
- PINHEIRO, L. M. et al. Do beachrocks affect microplastic deposition on the strandline of sandy beaches? **Marine Pollution Bulletin**, v. 141, p. 569-572, 2019.
- PINHEIRO, L. M. et al. Salt marshes as the final watershed fate for meso-and microplastic contamination: a case study from Southern Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 838, n. part 2, p. 156077, 2022.
- PIRES, D. A. et al. Water quality in four reservoirs of the metropolitan region of São Paulo, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, p. 370-380, 2015.
- PLASTICSEUROPE. **Plastics: the facts 2016**. An analysis of European Plastics Production, demand and waste data. Brussels: PlasticsEurope, 2016.
- PLASTICSEUROPE. **Plastics: the facts 2021**. An analysis of European Plastics Production, demand and waste data. Brussels: PlasticsEurope, 2021.
- PORTER, A. et al. Role of marine snows in microplastic fate and bioavailability. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 12, p. 7111-7119, 2018.

- QIAO, R. et al. Combined effects of polystyrene microplastics and natural organic matter on the accumulation and toxicity of copper in zebrafish. **Science of the Total Environment**, v. 682, p. 128-137, 2019.
- RAGUSA, A. et al. Plasticenta: first evidence of microplastics in human placenta. **Environment International**, v. 146, p. 106274, 2021.
- RIBEIRO-BRASIL, D. R. G. et al. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, v. 266, p. 115241, 2020.
- ROCHMAN, C. M. et al. Correction to scientific evidence supports a ban on microbeads. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 24, p. 14740, 2015.
- RODRIGUES, M. O. et al. Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 1549-1559, 2018.
- SÁ, L. C. et al. Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: what do we know and where should we focus our efforts in the future? **Science of the Total Environment**, v. 645, p. 1029-1039, 2018.
- SANTANA, M. F. M. et al. Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 106, n. 1-2, p. 183-189, 2016.
- SILVA, E. F. et al. Evaluation of microplastic and marine debris on the beaches of Niterói Oceanic Region, Rio De Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 175, p. 113161, 2022.
- SILVA, P. H. S.; SOUSA, F. D. B. Microplastic pollution of Patos Lagoon, south of Brazil. **Environmental Challenges**, v. 4, p. 100076, 2021.
- SILVA PAES, E. et al. Widespread microplastic pollution in mangrove soils of Todos os Santos Bay, northern Brazil. **Environmental Research**, v. 210, p. 112952, 2022.
- SU, L. et al. Microplastics in Taihu Lake, China. **Environmental Pollution**, v. 216, p. 711-719, 2016.
- THOMPSON, R. C. et al. Lost at sea: where is all the plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838-838, 2004.
- TSUKADA, E. et al. Beach morphodynamics and its relationship with the deposition of plastic particles: a preliminary study in southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 172, p. 112809, 2021.
- TURNER, A.; HOLMES, L. A. Adsorption of trace metals by microplastic pellets in fresh water. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 600-610, 2015.
- VENDEL, A. L. et al., Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. **Marine Pollution Bulletin**, v. 117, n. 1-2, p. 448-455, 2017.
- VERT, M. et al. Terminology for biorelated polymers and applications (IUPAC Recommendations 2012). **Pure and Applied Chemistry**, v. 84, n. 2, p. 377-408, 2012.
- VIEIRA, K. S. et al. Occurrence of microplastics and heavy metals accumulation in native oysters *Crassostrea Gasar* in the Paranaguá estuarine system, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 166, p. 112225, 2021.
- WALLING, D. E; WOODWARD, J. C. Tracing sources of suspended sediment in river basins: a case study of the River Culm, Devon, UK. **Marine and Freshwater Research**, v. 46, n. 1, p. 327-336, 1995.
- WRIGHT, S. L.; KELLY, F. J. Plastic and human health: a micro issue? **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 6634-6647, 2017.

YANG, D. et al. Microplastic pollution in table salts from China. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 22, p. 13622-13627, 2015.

YU, L.; OLDFIELD, F. A multivariate mixing model for identifying sediment source from magnetic measurements. **Quaternary Research**, v. 32, n. 2, p. 168-181, 1989.

ZAMPROGNO, G. C. et al. Spatial distribution of microplastics in the superficial sediment of a mangrove in Southeast Brazil: a comparison between fringe and basin. **Science of the Total Environment**, v. 784, p. 146963, 2021.

ZHANG, K. et al. Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 450-455, 2016.

CAPÍTULO 13

Toxicidad de plásticos procedentes del mar mediante bioensayos con *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816)

Paula Soms¹, Silvia Laura Falco Giaccaglia²

1- Universitat de València, estudiante de máster.

2- Universitat Politècnica de València (Gandía), programa de doctorado.

Resumen

La contaminación marina plástica, cada vez es más visible en todos los mares y océanos. Una vez los plásticos llegan al mar, según la tipología, densidad y tamaño, junto con las condiciones naturales producidas en los mares y océanos, rigen la distribución y destino final de estos elementos. Los impactos producidos por estos materiales sobre la biota son diversos y aún más peligrosos cuando son fragmentados a tamaños menores de 5 mm. Los ensayos toxicológicos son herramientas usuales y efectivas para evaluar la calidad ambiental de una muestra. En este estudio se determinó la contaminación producida por una muestra de EPS (poliestireno expandido), PEBD (polietileno de baja densidad) y de Nylon recogidas del mar. Exponiendo, embriones del erizo de mar *Paracentrotus lividus* a diferentes concentraciones y tamaños (0,5, 1, 2 y 4 mm), durante 48 horas. Evaluando así, el grado de desarrollo y la longitud larvaria tras el tiempo de exposición. Como resultados, se obtuvo una mayor sensibilidad sobre la longitud larvaria, pero se produjo un efecto más significativo sobre el desarrollo de las larvas, especialmente para EPS y PEBD. Se observaron diferencias entre los tamaños de partículas, aunque la respuesta fue diferente para los dos parámetros analizados.

Introducción

La cantidad de residuos plásticos derivados de las actividades humanas, que acaban llegando a los mares y océanos son cada vez más visibles (ELÍAS, 2015). El crecimiento poblacional a nivel mundial ha derivado a un aumento exponencial de la producción y el consumo para abastecer las diferentes necesidades. En consecuencia, los residuos han aumentado y a su vez, la preocupación de la gestión de estos, ya que suponen una amenaza para los ecosistemas. Este problema, junto con el cambio climático se ha convertido en la mayor amenaza para el planeta (ROJO; MONTOTO, 2017).

Cuando los residuos plásticos llegan al mar, su distribución y destino final dependerá de varios factores como su tipología, densidad y tamaño además de las diferentes condiciones naturales que se producen en los mares y océanos. Asimismo, los materiales plásticos pueden asociarse a una mezcla compleja de sustancias químicas, incluidos los ingredientes y subproductos de fabricación de estos materiales, y los contaminantes químicos presentes en el océano que pueden acumularse (adsorberse) en el plástico desechado (ROJO; MONTOTO, 2017, FAO, 2019). En ellos, se pueden encontrar cantidades medibles de contaminantes orgánicos persistentes (COPs) como bifenilos policlorados (PCBs) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs); otras sustancias tóxicas, bioacumulativas y persistentes (PBTs) como retardantes de llama halogenados o pesticidas y, metales. Los más peligrosos son los micro- y nanoplásticos, ya que son los más numerosos y preocupantes por la absorción y/o adsorción de estas sustancias persistentes, bioacumulables y tóxicas (RICHARD, 2012, ROJO; MONTOTO, 2017; SILVIA et al., 2016).

Los estudios ecotoxicológicos son utilizados para la observación de los efectos de las sustancias tóxicas sobre los ecosistemas, centrándose en poblaciones y comunidades, tanto desde un punto de vista cuantitativo (relación dosis-efecto) como cualitativo (naturaleza de los efectos incluido su mecanismo de acción). Utiliza diferentes herramientas de la toxicología para estudiar y comparar la toxicidad de sustancias sobre distintas especies elegidas en función de su sensibilidad y su viabilidad para el desarrollo de las pruebas de toxicidad (PELUSO, 2021).

Estos ensayos, proporcionan datos cuantificables sobre el posible daño causado por la biodisponibilidad de contaminantes en un lugar, mide los efectos tóxicos causados por la interacción de mezclas complejas de contaminantes, no están limitados a una lista de contaminantes y son ensayos rápidos y económicos. Por lo contrario, no reproducen las condiciones a las que la biota está expuesta a contaminantes; no es adecuada para contaminantes que causan daños latentes, efectos a largo plazo o también efectos a través de la bioacumulación; y, algunos organismos pueden adaptarse a las concentraciones de contaminantes volviéndose resistentes (FERNÁNDEZ, 2002). En un estudio realizado por Lönnstedt; Eklöv (2016) se obtuvo que la exposición a grandes concentraciones de microplásticos inhibían el desarrollo embrionario y disminuían el índice de crecimiento de las larvas de la Perca europea (*Perca fluviatilis*).

Los bioensayos con invertebrados marinos en fases embrionarias y larvianas han sido muy utilizados para evaluar la calidad ambiental del medio marino. El erizo de mar *Paracentrotus lividus*, se trata de uno de los organismos más antiguos y usuales para evaluar la calidad de muestras ambientales y la toxicidad de contaminantes particulares (LÓPEZ et al., 1998; FERNÁNDEZ, 2002).

P. lividus son organismos que presenta una amplia distribución, además de ser abundantes y de fácil recolección ya que suelen alcanzar elevadas densidades en zonas poco profundas sobre rocas o charcas intermareales (GONZÁLEZ, 2015). Pueden mantenerse en el laboratorio en peceras con las condiciones naturales simuladas. De esta

forma, la extracción de gametos y la realización de la fecundación *in vitro* es sencilla. Finalmente, es elegido por presentar un desarrollo embrionario breve, pasando por tres estados diferentes como mórula, blástula y gástrula, pasando por larva pre-plúteus, hasta su estado final siendo larva plúteus o equinoplúteus (Fig. 13.1) (BOUDOURESQUE; VERLAQUE 2001). Se considera una larva plúteus normal aquella con los cuatro brazos bien desarrollados, siendo las dos extremas más largas que las anteriores, y con un tamaño de aproximadamente 400µm (FERNÁNDEZ, 2002, GARMENDIA et al., 2009).



Figura 13.1. Desarrollo embrionario *P. lividus*. Autor: Soms,P.

En este capítulo se realizan pruebas de toxicidad para examinar los posibles efectos adversos producidos por la degradación de los plásticos presentes en el mar, mediante la sensibilidad de los embriones de *P. lividus*. De esta manera, se realiza un análisis del posible efecto tóxico producido por los materiales plásticos dependiendo del tipo y el tamaño del material. Para ello, se utiliza como parámetros toxicológicos el éxito y grado de desarrollo, y la longitud larvaria de *P. lividus*. En cuanto a las dos primeras se trata del resultado final y grado de estado alcanzado hasta larva plúteus (estado final) (Fig. 13.1). La tercera se trata de la medida del tamaño de las larvas normales desde el ápice hasta el extremo del brazo postoral siguiendo la línea lateral del cuerpo (Fig. 13.1). De esta forma, se determinó qué parámetro es más sensible para el estudio de los efectos tóxicos producidos por los microplásticos.

Metodología

Los materiales plásticos que se han recogido de dentro del mar con la ayuda de los pescadores de la Cofradía de Gandía (Valencia, España) para realizar los ensayos fueron: el poliestireno expandido (EPS), como una caja de poliespán de uso pesquero, el polietileno de baja densidad (PEBD), como bolsas de plástico y el Nylon, como una red de pesca. Son materiales considerados termoplásticos, por derretirse al ser calentados y endurecerse al enfriarse, además de no que pueden volver a fundirse (OLIVIA; GARCÍA, 2012). Estos materiales presentan densidades de 0,01-0,05 g/ml, 0,91-0,94 g/ml y 1,14 g/ml respectivamente. Son importantes por producir grandes amenazas sobre los ecosistemas y sobre el ser humano, ya que son materiales orgánicos persistentes, hidrófobos y en algunos casos tienden a flotar por tener densidades menores a la del agua del mar, y

pueden llegar a desplazarse largas distancias y acumularse durante largos períodos de tiempo (ROJO; MONTOTO, 2017; JIMÉNEZ, 2016).

Para la realización del bioensayo se ha seguido un protocolo en el que se evalúa la toxicidad en sedimentos marinos mediante larvas de erizo de mar (GARMENDIA et al., 2009), un artículo que evalúa materiales residuales plásticos recuperados del mar (VERDEJO et al., 2018) y una tesis doctoral en la que se realiza una evaluación biológica de la contaminación marina mediante bioensayos con *P. lividus* (FERNÁNDEZ, 2002).

La metodología utilizada, tiene como principio la exposición de huevos recién fecundados a diferentes muestras con varias concentraciones y tamaños de microplásticos provenientes del mar durante 48 horas. Tras este tiempo con la ayuda de un microscopio se observa el éxito de embriogénesis y de lo grado de desarrollo de las larvas, además de la longitud de las mismas, de acuerdo con los estados de la Fig. 13.1. En función de estas, se determina el grado de toxicidad o de efectos adversos producidos por las muestras analizadas. Primero de todo se realizó una prueba con tóxico de referencia para validar el protocolo y comparar la sensibilidad del material biológico utilizado. Seguidamente, se realizó la prueba de toxicidad con los plásticos recogidos del mar de EPS, PEBD y Nylon (Fig. 13.2).

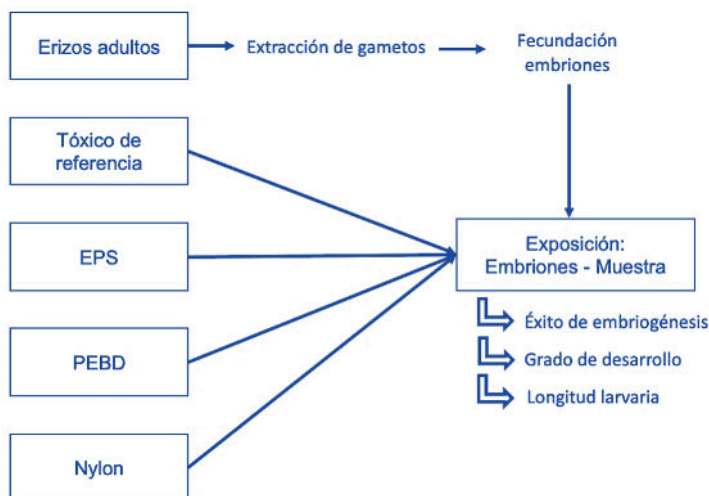


Figura 13.2. Esquema general de la metodología empleada.

Uso de tóxico de referencia

El ensayo con tóxico de referencia es utilizado para validar el uso del material biológico y protocolo utilizado, es decir, mediante la comparación de los resultados obtenidos con los de otros estudios, se puede validar la metodología seguida. El tóxico seleccionado fue el cloruro de cadmio (CdCl_2), partiendo de una disolución madre de 0,5 g/L se realizaron una serie de diluciones de (0, 1, 2, 8, 16 y 32 mg/L) del ion tóxico en cuestión (GARMENDIA et al., 2009). Para ello fueron necesarios 35 frascos de vidrio transparente de 60 ml con tapón, 10 réplicas para el control y 5 para cada una de las otras concentraciones.

Preparación de muestra

Una vez recogidas las muestras de EPS, PEBD y Nylon, se colocan en una estufa de secado modelo Conterm J.P. SELECTA ®, a una temperatura inferior a 30 °C, para evitar

degradar sustancias adheridas en los materiales. Posteriormente cada una de ellas fueron trituradas mediante un molinillo eléctrico modelo RCMZ-1000 a tamaños menores a 5 mm y separadas mediante una columna de tamices, obteniendo así tamaños de partículas de 4, 2, 1 y 0,5 mm. Partiendo de una concentración inicial de 10 g/L (VERDEJO et al., 2018) que correspondería a una cantidad de 0,25 g de cada muestra de plástico en 25 ml de agua de mar filtrada a 0,45 µm, se realizaron una serie de diluciones a concentraciones de 5, 2,5, 1,2, 0,6 y 0 g/L (Tab. 13.1). Para ello se utilizaron también 35 frascos para cada tamaño analizado, 10 para cada control, y 5 para cada una de las diferentes concentraciones. Por lo tanto, este proceso se realizó con un total de 420 frascos ya que se ha realizado para cada material (3 veces) y 4 (para cada uno de los tamaños) (Fig. 13.3). Debido a la gran cantidad de muestras, los bioensayos con cada material se realizaron por separado.

Tabla 13.1. Proporciones para la preparación de cada muestra a diferentes concentraciones.

Preparación de muestras			
Concentración inicial (g/l)	Volumen de agua de mar (ml)	Cantidad de plástico (g)	Réplicas
0	25	0	10
0,6	25	0,015	5
1,2	25	0,03	5
2,5	25	0,0625	5
5	25	0,125	5
10	25	0,25	5

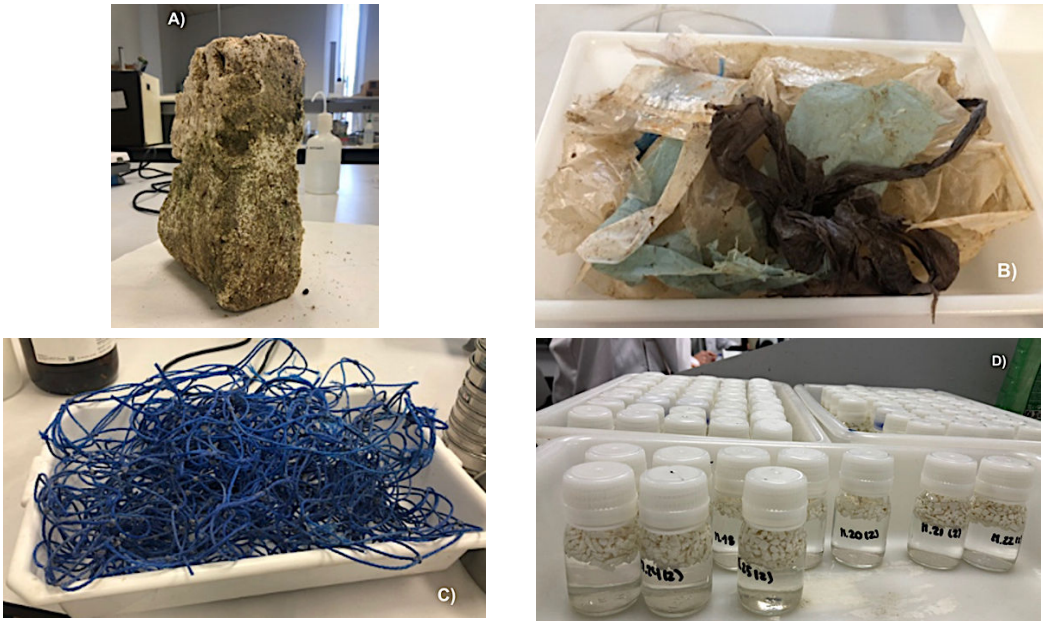


Figura 13.3. Materiales plásticos EPS, PEBD y Nylon tras la estufa, y ejemplo del experimento con PEBD.

Cultivos de huevos recién fecundados

A partir de ejemplares de erizos adultos (aquellos cuyo diámetro fue igual o mayor a 40 mm), se extrajeron los gametos masculinos y femeninos mediante la inyección de 1 ml cloruro de potasio 0,5 M. Tras 5-10 minutos, los ejemplares expulsan el material gonadal,

diferenciando las hembras por tener los oocitos de color naranja, y los machos por tener el esperma de color blanco (Fig. 13.4).

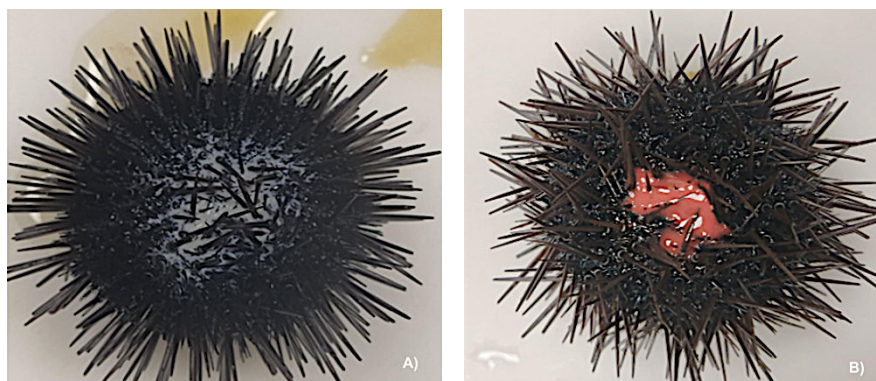


Figura 13.4. Material gonadal del macho (A) y de la hembra (B).

Con una pipeta Pasteur, se recogen oocitos y se depositan en una probeta con 100 ml de agua de mar filtrada (0,45 μm), hasta obtener una coloración del agua naranja clara. Tras 5 minutos, se le añade dos gotas de esperma, se tapa con parafilm y se voltea de una forma suave y continua durante unos 2 minutos (Fig. 13.5). De esta forma, se realiza la fecundación *in vitro* (GARMENDIA et al., 2009).



Figura 13.5. Materiales plásticos EPS, PEBD y Nylon tras la estufa, y ejemplo del experimento con PEBD.

Tras 10 minutos, mediante un microscopio invertido y una cámara cuentaglóbulos, se procede a calcular por un lado el éxito de fecundación y la densidad de oocitos. En cuanto al éxito de fecundación se trata de la observación de huevos que presentan membrana de fertilización (Fig.13.1) frente al total de huevos observados. El valor de este parámetro debe ser igual o superior al 90% para considerar el material gonadal como válido. En cuanto a la densidad de oocitos, se refiere al volumen del material de la probeta a trasvasar en cada frasco del ensayo, para que a la hora de las lecturas de las diferentes variables asegurarse de que se contengan como mínimo 500 larvas. Estos parámetros se han hallado un total de 6 veces: una para el tóxico de referencia, otra para los materiales de EPS, dos para PEBD y dos para Nylon. Esto ha sido debido, a que no fue posible realizar el ensayo de los diferentes materiales y tamaños el mismo día por la cantidad de réplicas realizadas.

Finalmente, ya se tiene el cultivo de los huevos recién fecundados y se deposita en cada frasco la densidad hallada junto con la concentración de microplásticos mencionados en el apartado anterior. Una vez juntado, se incuban durante 48 horas en una incubadora *Thermo Scientific Heratherm* IMC18 (incubadora microbiológica) a total oscuridad a 20 °C. Tras este tiempo, se le añade 2 gotas de formol al 40% a cada frasco para detener el desarrollo larvario y empezar con el registro de las variables de respuesta.

Lectura de las variables de respuesta

Mediante una pipeta Pasteur se recoge una cantidad de cada frasco y se deposita en un portaobjetos. Con la ayuda de un microscopio de luz invertida Kern OCM168 con regla incorporada, se realizaron las mediciones de las variables de éxito de embriogénesis además de la observación del grado de desarrollo y la longitud de las mismas.

Primero se observaron 100 individuos de cada blanco control y muestra, y se registraron los individuos desarrollados a larvas plúteus frente los no desarrollados. De esta forma, se procede al cálculo del éxito de embriogénesis en porcentaje mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Éxito de embriogénesis} = \frac{\text{Larvas desarrolladas}}{\text{Larvas totales contadas}} * 100 \quad \text{ecuación 1}$$

Con estas respuestas puede calcularse posteriormente las concentraciones efectivas CE50, CE10 y CE5, es decir, la concentración teórica que reducen el 50, 10 y 5% de la inhibición del desarrollo larvario con respecto al control.

Para el grado de desarrollo, se observaron los estados alcanzados tras las 48 horas de las diferentes muestras de cada tamaño y material. Se asume que una muestra será más tóxica si el desarrollo de los embriones se detiene en fases más tempranas (primeras divisiones, blástula, gástrula) y moderadamente tóxica si las larvas han alcanzado el estado pre-plúteus (Fig.13.1) (GARMENDIA et al., 2009, FERNÁNDEZ, 2002).

Por último, la longitud larvaria se determinó mediante la medida de 25 larvas plúteus de cada réplica analizada con el microscopio, siempre y cuando hubiera larvas desarrolladas y no estuvieran en otros estados. De esta forma, se obtuvieron los valores promedio de cada muestra y se compararon con los valores de longitudes promedio de las larvas presentes en los controles. Con estos valores se obtuvieron las concentraciones efectivas promedio (50, 10 y 5%) que reducen la longitud media de las larvas de las muestras respecto el control. Además, con las mediciones de la longitud de las larvas se determinó la concentración experimental más baja que reduce significativamente la longitud media de las larvas respecto el control (LOEC) y la concentración experimental más alta que no reduce significativamente la longitud media de las larvas respecto el control (NOEC). Estos valores son experimentales por lo que dependen del diseño de la prueba, pero, aun así, la concentración mínima que produce un efecto adverso sobre la longitud de las larvas real se encuentra entre los valores de NOEC-LOEC (FERNÁNDEZ, 2002).

También se ha analizado la toxicidad final de los plásticos se cuantificó usando el parámetro de la CE50, así como las unidades de toxicidad (ecuación 2), considerando el material como tóxico cuando UT>1 (VERDEJO et al., 2018):

$$UT = 1/CE50 \quad \text{ecuación 2}$$

Análisis estadístico

Para poder comparar los datos obtenidos para el éxito de embriogénesis realizadas con fecundaciones diferentes, los porcentajes de respuesta ("P") registrados en cada

tratamiento fueron corregidos respecto al control. De esta manera, se minimizaron las posibles variaciones debidas al material biológico y el agua de mar filtrada utilizada. Para ello, se utilizó la fórmula de corrección de Abbott, donde P' es porcentaje de respuesta negativa corregido (% embriones), P es el porcentaje de respuesta negativa sin corregir ($100 - \text{respuesta positiva}$) y P_c es el porcentaje de respuesta negativa en el control (promedio).

$$P' = (P - P_c / 100 - P_c) \times 100$$

ecuación 3

Mediante un análisis de Probit se ajustaron los valores obtenidos para el éxito de embriogénesis frente a cada concentración por material en individual para cada tamaño. De esta forma, se obtuvieron las concentraciones efectivas CE5, CE10 y CE50 con sus respectivos intervalos de confianza al 95%. Posteriormente se realiza un análisis de las concentraciones efectivas ANOVA y en los casos donde p-valor de ANOVA fue menor a 0,05 (diferencias significativas) se recurrió a una prueba post-hoc, que en este caso fue el análisis de Tukey, obteniendo así, las diferencias estadísticamente significativas entre los tres materiales.

En cuanto a la longitud larvaria, las concentraciones efectivas se calculan a partir de una regresión lineal entre la concentración de microplásticos en g/L frente a la longitud promedio de las larvas en porcentaje. Seguidamente, mediante la ecuación obtenida de la regresión se obtiene la concentración de cada material perteneciente a cada concentración efectiva (CE5, CE10 y CE50).

Para observar si se producen diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes materiales se realizó un análisis ANOVA de las concentraciones efectivas, y un test a posteriori de Tukey.

Finalmente, los valores de NOEC y LOEC se hallan mediante la comparación de la longitud promedio de las larvas de las muestras con microplásticos frente a su control (solo con agua de mar), mediante un ANOVA. Cuando p-valor fue menor a 0,05 se realizó el test de Tukey, observando así, las diferencias entre las muestras y controles.

Todos los análisis estadísticos se realizaron mediante el software estadístico Statgraphics y Excel.

Efectos tóxicos de referencia

En la Tab. 13.2 se recogen las concentraciones efectivas halladas sobre el ensayo con el tóxico de referencia (CdCl_2), tanto para el éxito de embriogénesis como para la longitud larvaria (con sus respectivos intervalos de confianza al 95%).

Tabla 13.2. Concentraciones efectivas con sus respectivos intervalos de confianza al 95% para el éxito de embriogénesis y para la longitud larvaria del tóxico de referencia.

Muestra	Éxito de embriogénesis ($\mu\text{g/l}$)			Longitud larvaria ($\mu\text{g/l}$)		
	CE5	CE10	CE50	CE5	CE10	CE50
Tóxico de referencia	1195 (876 - 1480)	2172 (1909 - 2411)	5619 (5417 - 5834)	1103	2159,9	n.e*

* no efectiva para este bioensayo

La CE50 sobre el éxito de embriogénesis fue de 5,6 mg/L, por lo contrario, la CE50 sobre la longitud larvaria no fue efectiva para este bioensayo. En el caso de la CE10 y CE5 se observa que los valores tanto para el éxito de embriogénesis como para la longitud larvaria coinciden prácticamente, aunque la longitud larvaria es ligeramente más sensible.

Los ensayos biológicos realizados con el tóxico de referencia nos indican que es correcto el protocolo utilizado para las pruebas de toxicidad, obteniéndose una respuesta gradual de los embriones de *P. lividus* a las distintas concentraciones de Cd. Como se ha mencionado anteriormente, en este estudio la CE50 obtenida para el tóxico de referencia fue de 5619 µg/L (5417 – 5834 µg/L). Comparándola con valores obtenidos en otros estudios, se ha considerado validado la metodología seguida ya que la CE50 se encuentra dentro de los rangos obtenidos para los otros bioensayos (GARMENDIA et al., 2009).

Efectos producidos por los microplásticos

Tras el análisis de los efectos adversos derivados de la exposición de larvas de *P. lividus* a microplásticos de EPS, PEBD y Nylon a diferentes tamaños y concentraciones durante 48 horas, se observaron diversas respuestas sobre los parámetros toxicológicos analizados. A continuación, se presentan los efectos producidos sobre el éxito de embriogénesis y el grado de desarrollo, además de los efectos producidos sobre la longitud de las larvas.

Toxicidad sobre el éxito de embriogénesis y grado de desarrollo

Los valores de las concentraciones efectivas 5, 10 y 50 obtenidas tras el análisis de Probit, para cada material y tamaño sobre el éxito de embriogénesis se presentan en la Tab 12.3. La CE50 más baja obtenida fue para el PEBD con valores de 3,44 – 5,32 g/L, seguido del EPS con 5,08 – 6,23 g/L y finalmente el Nylon con valores 3 - 4 veces mayores a los anteriores con 12,81 – 16,77 g/L. En cuanto a los valores de CE5 y CE10, de los tres materiales analizados no difieren apenas.

Teniendo en cuenta las concentraciones efectivas por tamaño de partículas (Tab. 13.3), se observó que mayoritariamente en todos los materiales a medida que disminuye el tamaño, menores fueron los valores de las concentraciones efectivas, con lo cual, a menor tamaño mayor inhibición sobre el desarrollo larvario se produjo.

Tabla 13.3. CE5, CE10 y CE50 para el éxito de embriogénesis de las diferentes muestras a cada tamaño.

Muestra	Tamaño (mm)	Éxito de embriogénesis (g/l)		
		CE5	CE10	CE50
EPS	0,5	2,04 (1,81 - 2,24)	2,71 (2,53 - 2,88)	5,08 (4,91 - 5,27)
	1	2,18 (1,95 - 2,39)	2,88 (2,69 - 3,06)	5,36 (5,18 - 5,55)
	2	2,86 (2,62 - 3,08)	3,57 (3,36 - 3,76)	6,07 (5,88 - 6,27)
	4	2,14 (1,87 - 2,39)	3,05 (2,82 - 3,27)	6,23 (6,03 - 6,45)
PEBD	0,5	1,31 (1,15 - 1,46)	1,78 (1,65 - 1,91)	3,44 (3,34 - 3,56)
	1	1,75 (1,57 - 1,90)	2,22 (2,08 - 2,36)	3,92 (3,81 - 4,04)
	2	1,84 (1,60 - 2,06)	2,61 (2,41 - 2,79)	5,32 (5,14 - 5,52)
	4	1,61 (1,37 - 1,83)	2,42 (2,21 - 2,61)	5,26 (5,07 - 5,45)
Nylon	0,5	0,29 (- - 1,02)	3,05 (2,45 - 3,58)	12,81 (11,79 - 14,09)
	1	1,28 (0,5 - 1,93)	3,85 (3,30 - 4,34)	12,89 (11,93 - 14,11)
	2	n.e*	1,96 (0,93 - 2,78)	16,77 (14,67 - 19,85)
	4	3 (2,21 - 3,67)	5,81 (5,22 - 6,41)	15,69 (14,23 - 17,66)

*no efectiva para este bioensayo

Tras realizar el análisis ANOVA sobre la CE50 se observaron diferencias significativas entre los distintos tipos de materiales ($p < 0,05$) y a través de un test post-hoc (Tukey), se apreció que Nylon era significativamente distinto de EPS y PEBD con un nivel de confianza del 95%. En cuanto para la CE10 y CE5 no se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre los tres materiales (p -valor 0,1838 para CE10 y 0,1878 para CE5). En la Fig. 13.6 se representa el modelo de medidas de Fisher para la CE50, en la que claramente se observa que la CE50 del Nylon es cuatro veces mayor frente a los otros dos materiales.

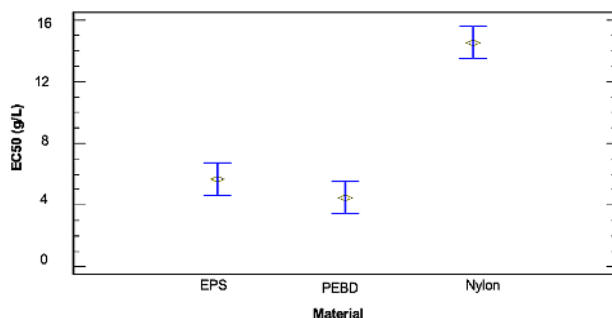


Figura 13.6. Rango de EC50 para cada material obtenido tras el análisis ANOVA, gráfico de Fisher LSD al 95%.

En cuanto al grado de desarrollo de los embriones, en casi todos los tratamientos las larvas llegaron a su estado final de desarrollo a larva plúteus (Fig.13.7c).

En el caso de EPS en los cuatro tamaños se obtuvo el mismo grado. A concentraciones entre 0-5g/L las larvas alcanzaron un desarrollo plúteus y en la mayor concentración analizada, los embriones llegaron a estados pre-plúteus y gástrula (Fig.13.7b).

Para el PEBD, la mayoría de las concentraciones y tamaños alcanzaron un desarrollo plúteus, a excepción de las concentraciones mayores utilizadas. Para las muestras de tamaños de 0,5 y 1 mm, los embriones alcanzaron el estado de plúteus (Fig.13.7c) y pre-plúteus (Fig. 13.7b) a bajas concentraciones de este material y, primeras divisiones (Fig. 13.7a) con concentraciones de 5 y 10 g/L respectivamente. En comparación a las dos muestras de los mismos tamaños de EPS se observó un efecto sobre el desarrollo en un estado más temprano. Para las muestras de 2 y 4mm los estados de los embriones a concentraciones de 10 g/L fueron de pre- plúteus a gástrula (Fig. 13.7b).

Finalmente, para los cuatro tamaños de Nylon los embriones alcanzaron el estado de larva, a excepción de la concentración de 10 g/L en el que también se observaron pre-plúteus. En comparación al EPS y el PEBD, los embriones expuestos a Nylon se desarrollaron alcanzado el estado de larvas plúteus, aunque con diferencias morfológicas (Fig. 13.7d).

En definitiva, en este estudio respecto al efecto producido sobre el éxito de embriogénesis, se observó que el material con CE50 menores fue el PEBD, seguido de EPS y finalmente el Nylon. Según estos resultados se determinó como el material más tóxico el PEBD y el menos tóxico el Nylon. Tras realizar el análisis ANOVA sobre CE50 de los tres materiales, no se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas entre el PEBD y EPS, pero si en comparación con el Nylon. Cabe destacar, que no se pudo comparar los valores de toxicidad obtenidos con los de otros estudios, ya que no se han encontrado estudios parecidos con el mismo tamaño de material analizado.

Toxicidad sobre la longitud larvaria

A partir de la ecuación obtenida con el ajuste lineal, se calcularon concentraciones efectivas (Tab. 13.4) para cada material y tamaño, que inhiben la longitud promedio de las larvas. Las CE50 obtenidas para cada bioensayo no fueron efectivas. En cuanto a los valores de CE10 y CE5 calculados se obtuvieron valores de entre 0,59 – 0,04 g/L para EPS, 1,37 – 0,11 g/L para PEBD y 0,10 – 0,88 g/L para Nylon de menor a mayor tamaño de partícula.

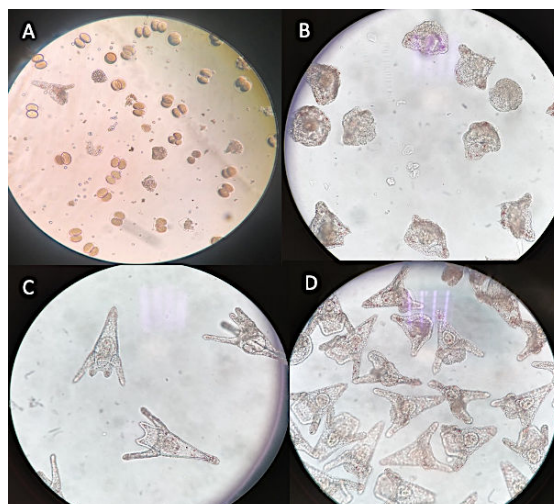


Figura 13.7. Observaciones del grado de desarrollo de larvas a diferentes concentraciones. A: estado de los embriones en primeras divisiones. B: estado gástrula y pre-plúteus. C: larvas desarrolladas normales a su estado final plúteus. D: larvas desarrolladas con diferencias morfológicas. Autor: Soms,P.

Tabla 13.4. Valores de CE5, CE10, CE50, NOEC y LOEC para la longitud larvaria en g/L, para cada material y tamaño analizado.

Muestra	Tamaño (mm)	Longitud larvaria (g/l)				
		CE5	CE10	CE50	NOEC	LOEC
EPS	0,5	0,59	1,35	n.e*	0,60	1,25
	1	0,39	1,38	n.e*	-	0,60
	2	0,30	1,17	n.e*	-	0,60
	4	0,04	0,82	n.e*	-	0,60
PEBD	0,5	1,37	2,55	n.e*	1,25	2,50
	1	1,77	3,35	n.e*	1,25	2,50
	2	0,06	0,79	n.e*	-	0,60
	4	0,11	0,86	n.e*	-	0,60
Nylon	0,5	0,10	1,47	n.e*	0,60	1,25
	1	0,26	1,73	n.e*	0,60	1,25
	2	0,57	2,37	n.e*	0,60	1,25
	4	0,88	2,68	n.e*	0,60	1,25

*no efectiva para este bioensayo

Tras realizar el ANOVA individual para cada material, mediante el análisis de Tukey se observaron las diferencias significativas entre cada muestra con materiales plásticos frente a las muestras controles (solo con agua de mar). Con los resultados de este análisis se obtuvieron los valores experimentales de NOEC y LOEC para cada muestra (Tab. 13.4) observando la concentración experimental más alta que reduce la longitud media de las larvas y la mínima que sí la reduce. De esta forma, se obtienen los rangos en los que se situaría el umbral de toxicidad sobre la longitud promedio de las larvas. A partir de estos valores se ha establecido que el efecto más significativo se produjo en las muestras con tamaños de 1, 2 y 4 mm para EPS y, 2 y 4 mm para PEBD, con valores de LOEC de 0,6 g/L. En cuanto a los otros tamaños de EPS el valor de NOEC fue de 0,6 g/L y el LOEC de 1,25 g/L, mientras que para el PEBD fueron mayores (1,25 g/L y 2,50 g/L). Tanto para EPS como para PEBD se observó que, a mayor tamaño de partículas, menores fueron los valores de NOEC y LOEC, por lo tanto, a mayor tamaño, mayor efecto se produjo sobre la longitud promedio de las larvas. En cuanto al Nylon los valores de NOEC y LOEC fueron 0,6 g/L y 1,25 g/L respectivamente, sin observarse ninguna diferencia producida por el tamaño de las partículas.

Tras realizar el análisis ANOVA para la CE10 y CE5 de cada una de las muestras, se observó que no se producían diferencias significativas entre los tres materiales ya que el p-valor de cada uno de ellos fue superior a 0,05 (0,3153 y 0,4538 respectivamente) con un nivel de confianza del 95%.

Comparando los resultados obtenidos para el éxito de embriogénesis con los de la longitud larvaria, se observó que esta segunda, presentaba una respuesta más sensible a la exposición de los tres materiales, ya que los valores de las concentraciones efectivas (CE5 y CE10) calculadas sobre la longitud larvaria fueron mayoritariamente menores en comparación a las del éxito de embriogénesis (Tab. 13.4). Este resultado es concordante con el obtenido por Fernández (2002), en un estudio con *P. lividus*, en el que analizó toxicidad de metales. Además, se observaron diferencias morfológicas, es decir, no todas las larvas presentaron la misma longitud ni anchura. Tanto en este estudio, como en los realizados por Thomas et al. (2020) y Della Torre et al. (2014) sobre la exposición de embriones de *P. lividus* a concentraciones de PS y PE, con tamaños de partículas micronizadas, se ha observado un aumento significativo de anomalías del desarrollo de las larvas, además de anomalías significativas en la longitud y el ancho del cuerpo de las mismas.

Toxicidad final de los materiales

Tras la aplicación de la ecuación 2 de las unidades de toxicidad se han observado los siguientes resultados para cada material y tamaño (Tab. 13.5). En este estudio, ninguno de los tres materiales se consideró tóxico con las concentraciones utilizadas ya que los valores de las unidades de toxicidad fueron menores a 1.

Tabla 13.5. Unidades de toxicidad obtenidas para cada material y tamaño.

Muestra	Tamaño (mm)	UT
EPS	0,5	0,197
	1	0,187
	2	0,165
	4	0,161
PEBD	0,5	0,291
	1	0,255
	2	0,188
	4	0,190
Nylon	0,5	0,078
	1	0,078
	2	0,060
	4	0,064

Una limitación de este estudio fue que no se pudo comparar los valores de toxicidad con valores obtenidos en otros estudios, ya que no se encontraron estudios parecidos con este tipo de microplásticos ni con las mismas condiciones, por su procedencia del mar. A diferencia de este estudio, en el realizado por Verdejo et al. (2018), sobre la cuantificación de la toxicidad de muestras de plástico, obtuvo que la red de pesca era muy tóxica con UT= 2,83. Esta diferencia, puede deberse a que las muestras analizadas en ese estudio fueron micronizadas a tamaños mucho menores (250 µm) en comparación a los tamaños analizados en el presente estudio.

Además, en este estudio no se determinó la composición química de los contaminantes adsorbidos por los materiales, por lo que parte de la fuente real de toxicidad se desconoce. Aunque hay estudios, como el de Silva et al. (2016), en el que obtuvo como resultado que los pellets provenientes del mar producían mayor toxicidad sobre las larvas del mejillón pardo, en comparación a los pellets “vírgenes” (nuevos). Esto puede ser

debido, a que los materiales plásticos que se encuentran en el medio marino adsorben contaminantes, que juntamente con los ya presentes en el propio material (“virgen”), forman una mezcla compleja tóxica. Aun así, se han observado diferencias sobre el éxito de embriogénesis y grado de desarrollo y la longitud larvaria.

Observaciones finales

Como breve conclusión de este capítulo, los ensayos ecotoxicológicos realizados en el laboratorio no reproduce las condiciones reales de los mares y océanos. Aun así, se ha visto que los efectos adversos producidos por los diferentes materiales plásticos sobre el medio marino dependen de varios factores como el tipo de plástico, el tamaño de las partículas y los contaminantes químicos adsorbidos. En este estudio, se han observado efectos adversos tanto para la inhibición del desarrollo como para la longitud de las larvas de *P. lividus*. Cuanto más pequeñas fueron los tamaños de las partículas, mayor fue el impacto producido sobre el desarrollo larvario, independientemente del material, por observarse una inhibición del grado de desarrollo de las larvas en los tres materiales. Por lo que sería necesario evitar la micronización de estos productos por los varios impactos que pueden producir sobre el medio marino, entre otros. En todo caso, sería necesario reducir o remplazar este tipo de productos por otros que produzcan el menor impacto posible. Aun así, el aumento de contaminantes plásticos en el medio acuático promueve la necesidad de llevar a cabo más estudios de toxicidad para el conocimiento de los posibles efectos adversos que pueden llegar a producir a biota.

Referencias

BOUDOURESQUE, C. F.; VERLAQUE, M. Ecology of *Paracentrotus lividus*. **Developments in Aquaculture and Fisheries Science**, v. 32, p. 177-216, 2001.

DELLA TORRE, C. et al. Accumulation and embryotoxicity of polystyrene nanoparticles at early stage of development of sea urchin embryos *Paracentrotus lividus*. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n. 20, p. 12302-12311, 2014.

ELÍAS, R. Mar del plástico: una revisión del plástico en el mar. **Rev. Invest. Desarr. Pesq.**, v. 27, p. 83-105, 2015.

FAO. **Los microplásticos en los sectores de pesca y acuicultura: qué sabemos? Deberíamos preocuparnos?** Rome: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2019. 12 p.

FERNÁNDEZ, N. **Evaluación biológica de la contaminación marina costera mediante bioensayos con embriones de erizo de mar *Paracentrotus lividus***. 2002. Tesis (Doctoral) - Universidad de Coruña, Coruña. 2002

GARMENDIA, J. M. et al. Protocolo del test de toxicidad de sedimentos marinos con larvas del erizo de mar *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816). **Revista de Investigación Marina**, v. 11, p. 1-25, 2009.

GONZÁLEZ, I. **Estudio citogénico en el erizo de mar *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816)**. 2015. Trabajo Final de Grado (Biología) - Universidad de Coruña, Coruña, 2015.

JIMÉNEZ MENESES, L. Documento del grupo de trabajo de Conama 2016: GT-16 basuras marinas. In: CONGRESO NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE, 13., 2016, Madrid. **Anales...** Madrid: CONAMA, 2016.

LÖNNSTEDT, O. M.; EKLÖV, P. Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology. **Science**, v. 352, n. 6290, p. 1213-1216, 2016.

LÓPEZ, S. et al. Larval abundance, recruitment and early mortality in *Paracentrotus lividus* (Echinoidea). Interannual variability and plankton-benthos coupling. **Marine Ecology Progress Series**, v. 172, p. 239-251, 1998

OLIVA CIVERA, G.; GARCÍA NIETO, L. **Plásticos biodegradables**. 2012. Trabajo Final de Grado (Ingeniería Química) - Universidad de Zaragoza, Zaragoza, 2012.

PELUSO, M. L. Bioensayos de toxicidad. In: CARRIQUIRIBORDE, P. (Comp.). **Principios de ecotoxicología**. La Plata: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, 2021. p. 268-308.

RICHARD, E. The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 22, p. 12302- 12315, 2012.

ROJO-NIETO, E.; MONTOTO MARTÍNEZ, T. **Basuras marinas, plásticos y microplásticos**: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global. Madrid: Ecologistas en Acción, 2017. 54 p.

SILVA, P. P. G. et al. Leachate from microplastics impairs larval development in brown mussels. **Water Research**, v. 106, p. 364-370, 2016.

THOMAS, P. J. et al. Mild toxicity of polystyrene and polymethylmethacrylate microplastics in *Paracentrotus lividus* early life stages. **Marine Environmental Research**, v. 161, p. 105132, 2020.

VERDEJO, E. et al. **Valorización material de residuos plásticos recuperados del mar, caracterización, aplicaciones y desarrollo de producto**. In: CONGRESO NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE, 14., 2018, Madrid. **Anales...** Madrid: CONAMA, 2018.

CAPÍTULO 14

Poluição por microplásticos em manguezais: uma breve revisão sobre as descobertas nos diferentes compartimentos, gestão e regulamentação

Dayene Santiago Mendes^{1,2}, Marcus Emanuel Barroncas Fernandes^{1,2}

1- Laboratório de Ecologia de Manguezal – LAMA, *Campus* Bragança, Universidade Federal do Pará - UFPA, Pará, Brasil

2- Associação para o Desenvolvimento Social e Conservação dos Ambientes da Costa Amazônica Brasileira – SARAMBUÍ, Bragança, Pará, Brasil

Resumo

Os microplásticos como contaminantes emergentes, ao longo da última década, têm recebido um interesse considerável de pesquisadores de todo o mundo, não somente pelo seu acúmulo contínuo nos ambientes terrestre e marinho, mas também pelas sérias ameaças que representam ao ambiente global. Desde 2004, alguns estudos sobre fontes, caracterização de distribuição e destino de microplásticos nos diferentes compartimentos ambientais foram publicados. No entanto, a poluição por microplásticos em ecossistemas marinhos únicos, como o manguezal, ainda recebe pouca atenção científica. Com o intuito de fornecer uma visão mais integrada da poluição por microplásticos em áreas de manguezal realizamos uma revisão de literatura com base nos estudos publicados sobre o tema. Aqui apresentamos o estado atual da poluição por partículas plásticas em manguezais, incluindo (i) as possíveis fontes e suas vias de entrada; (ii) a poluição nos diferentes compartimentos do ecossistema e (iii) sua gestão e regulamentação.

Introdução

A produção de plástico na última década tem aumentado exponencialmente (PLASTIC EUROPE, 2019). Sua produção global, aumentou de 1,5 milhão de toneladas na década de 1950 para 396 milhões de toneladas em 2016. De modo cumulativo, entre os anos 2005 e 2017 a produção de plástico foi maior do que os 50 anos anteriores (Fig. 14.1), representando cerca de 80-85% do total de lixo encontrado no oceano. Isso corresponde a 53 kg de plástico por habitante no planeta (DERRAIK, 2002; HORTON, 2022; WWF, 2019a). Devido ao crescimento da demanda por produtos plásticos e à falta de reciclagem, prevê-se que até 2050, a quantidade de detritos plásticos presente no mar seja a mesma de organismos marinhos (AUTA; EMENIKE; FAUZIAH, 2017). O aumento da produção de produtos plásticos, aliado ao descarte inadequado e a uma lenta taxa de degradação, pode resultar no aglomerado contínuo desse material no ambiente marinho. Macroplásticos liberados no ambiente são degradados, principalmente, por meio de ações mecânicas, levando à formação de um contaminante emergente denominado “microplástico” (MP) (BARNES et al., 2009; ALIMBA; FAGGIO, 2019), que podem apresentar propriedades físicas e químicas diferentes de sua forma original, gerando possíveis riscos ao ambiente. E pela primeira vez, em 2004, afirma-se que fragmentos e fibras microscópicas de plástico eram onipresentes no ambiente marinho (THOMPSON et al., 2004).

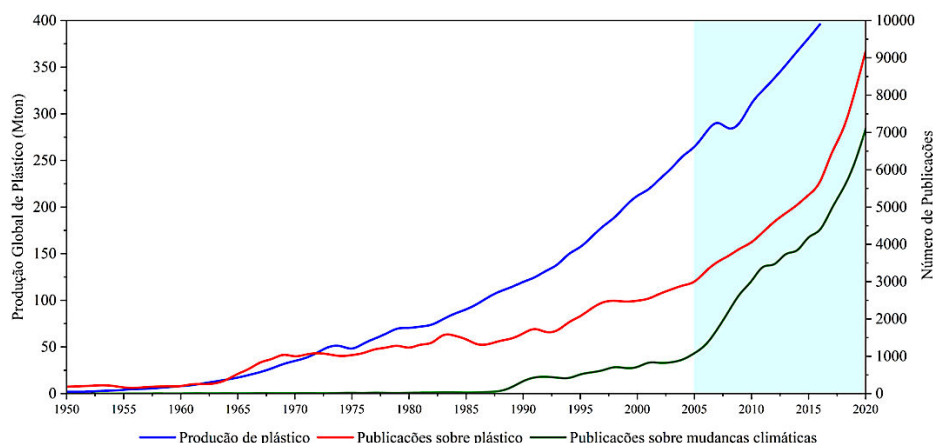


Figura 14.1. Produção global de plástico desde 1950 a 2020. Comparações com o aumento de publicações sobre plástico e mudanças climáticas. Modificado de (HORTON, 2022).

Os MPs são definidos como partículas com comprimento de 1 μm a 5 mm e são originados de duas fontes principais (PRATA et al., 2019). Os chamados MPs primários, que estão presentes em produtos de uso diário, como esfoliantes faciais, material de limpeza, produtos têxteis, corantes, etc. Devido a isto, são introduzidos diretamente no ambiente por meio de sistemas de drenagem domésticos, industriais e estações de tratamento de esgoto, onde cerca de 5 kg de MPs dos produtos de higiene pessoal e de saúde entram no ambiente marinho anualmente. Os MPs secundários originam-se da fragmentação de detritos plásticos maiores, sob condições ambientais de processos físicos, biológicos e químicos, oriundos das atividades de pesca recreativa e comercial, turismo, frotas e indústrias marítimas (ANDRADY, 2011; AUTA; EMENIKE; FAUZIAH, 2017; ALIMBA; FAGGIO, 2019; PRATA et al., 2019).

Os MPs estão amplamente distribuídos pelos oceanos e acumulam-se a taxas crescentes na biosfera marinha (ANDRADY, 2011; JAMBECK et al., 2015; HU et al., 2019). Essas partículas são facilmente confundidas com alimentos, em decorrência do seu tamanho, peso, forma, cor e abundância, e ingeridas por inúmeros organismos em

praticamente todos os níveis tróficos, incluindo, moluscos, crustáceos, peixes, mamíferos e aves marinhas, tartarugas, e outros (AUTA; EMENIKE; FAUZIAH, 2017; MAGHSODIAN et al., 2021). Embora os danos potenciais aos ecossistemas causados pelos MPs ainda não tenham sido adequadamente quantificados, as evidências dos impactos nas cadeias alimentares marinhas estão se acumulando (ANDRADY, 2011; KHALID et al., 2021). Durante o consumo desses resíduos, vários problemas como ruptura e diminuição da capacidade nutricional, reprodução e fertilidade reduzidas, feridas e morte têm ocorrido (GESAMP, 2015; TRESTRAIL; NUGEGODA; SHIMETA, 2020; MAGHSODIAN et al., 2021). Além dos efeitos diretos da poluição por plástico e MPs, estes também são capazes de atuar como potenciais vetores no transporte de metais (ex: zinco, cádmio, chumbo e até mesmo mercúrio) e poluentes orgânicos persistentes encontrados no ambiente (ex: hidrocarbonetos poliaromáticos (PAHs), bifenilos policlorados (PCBs), diclorodifeniltricloroetano (DDT) e isômeros de hexaclorociclohexano (HCHs)). Além desses, os retardantes de chamas halogenados, os quais conferem resistência à chama aos plásticos e trazem riscos para os organismos e/ou humanos, também podem ser encontrados interagindo com MP em condições ambientais. Os MPs isolados ou em combinação com contaminantes tóxicos podem ser transferidos ao longo da cadeia alimentar por processos de bioacumulação e biomagnificação, com potencial impacto biológico e toxicológico no meio ambiente e com riscos para a saúde humana.

No ambiente marinho, as propriedades superficiais dos MPs podem mudar rapidamente, permitindo-lhe adsorver, não apenas os contaminantes perigosos, mas também matéria orgânica, nutrientes e substâncias vivas (ex: microrganismos, algas, plantas e animais marinhos), afetando sua biodisponibilidade e toxicidade (BRENNECKE et al., 2016; FRED-AHMADU et al., 2020; KOELMANS et al., 2016; LEHNER et al., 2019; NAIK et al., 2019; TURNER, 2017; WANG et al., 2018; ZUO et al., 2020). Estudos também revelaram que a poluição microplástica apresenta riscos para os ecossistemas aquáticos e afeta a proteção e regeneração natural dos habitats costeiros. Em decorrência do seu pequeno tamanho e toxicidade associada, não surpreende, portanto, que haja uma preocupação crescente com os potenciais riscos ecológicos da presença dos MPs em todos os ecossistemas, buscando uma melhor compreensão da distribuição e dos fatores que afetam a sua abundância nos ecossistemas costeiros (AKDOGAN; GUVEN, 2019).

Os polímeros sintéticos mais comumente encontrados são policloreto de vinila (PVC), náilons e polietileno tereftalato (PET), polietileno (PE), polipropileno (PP) e poliestireno (PS) e, encontram-se dispersos por todos os oceanos frequentemente localizados em linhas costeiras, sedimentos do leito marinho, praias, efluentes de águas residuais, ou ainda, flutuando nas águas superficiais. Também são encontrados no Ártico e na Antártica, transportados por correntes oceânicas e vento (ALOMAR; ESTARELLAS; DEUDERO, 2016; AVIO et al., 2015; VAN CAUWENBERGHE et al., 2015).

Na última década, vários estudos sobre poluição microplástica e seus efeitos prejudiciais sobre os ecossistemas marinhos foram estabelecidos e mostraram que os MPs representam um perigo para o ambiente, porque afetam as propriedades biofísicas do solo, o desenvolvimento das plantas e podem se acumular nas glândulas e potencialmente impedir a digestão (DE SOUZA MACHADO et al., 2019; LEHNER et al., 2019; SHIM; THOMPSON, 2015). Além disso, a presença de MPs gera outros impactos, como a facilitação da introdução e disseminação de espécies exóticas em novos habitats e a propagação de microrganismo patogênicos (RECH; BORRELL; GARCÍA-VAZQUEZ, 2016; VIRŠEK et al., 2017). Por outro lado, os MPs já foram encontrados no sal de cozinha, na água potável engarrafada, na cerveja e no ar, de modo que os seres humanos também estão expostos a eles e, como consequência, sua saúde pode ser afetada (BARBOZA et al., 2018). No entanto, os efeitos ecológicos e sociais associados a eles ainda são desconhecidos (AUTA; EMENIKE; FAUZIAH, 2017). Estima-se que cerca de 8 milhões de toneladas de MPs chegam aos oceanos anualmente (JAMBECK et al., 2015; HORTON,

2022), e também tem sido observado em amostras de água, sedimento e organismos (ZUO et al., 2020). Percebe-se que os tamanhos dos MPs se encontram dentro da faixa ideal de presas que podem ser ingeridas por organismos de base de teia trófica marinha e transferidos para níveis tróficos superiores, impactando os ecossistemas por ingestão e excreção. Dessa forma, evidências demonstram que os MPs presentes no meio aquático são dispersos com facilidade ou conduzidos por longas distâncias pelas marés, correntes superficiais e ventos, transferindo-as ao longo da costa, efetivando assim, a onipresença dos MPs no ambiente marinho global (GALGANI; HANKE; MAES, 2015; TURRELL, 2018; WANG et al., 2017).

Os estuários e outros ecossistemas costeiros são produtivos para a vida selvagem e fornecem inúmeros serviços ecossistêmicos para os seres humanos. Os manguezais estão localizados nas zonas entremarés de regiões tropicais e subtropicais e atuam como importante conexão entre os ambientes marinho e de água doce, representando 0,5% das áreas costeiras do mundo (ALONGI, 2014; SU et al., 2016). As florestas de mangue desempenham um papel essencial no fornecimento de alimento e habitat para vários organismos marinhos e terrestres (Fig. 14.2), bem como na retenção de sedimentos e matéria em suspensão na coluna d'água, ciclagem de nutrientes, locais de reprodução, regulação do clima e também são conhecidas como ecossistemas de carbono azul por sua capacidade de armazenar grandes quantidades de carbono orgânico (ALONGI, 2014; DENG et al., 2021, 2020a; ZAMPROGNO et al., 2021). Embora essas funções estejam bem estabelecidas, o manguezal tornou-se um dos ecossistemas que são constantemente ameaçados em função da sua proximidade às áreas urbanas e atividades humanas e consideradas como sumidouro de poluição (Fig. 14.3) (MOHAMED NOR; OBBARD, 2014; LI et al., 2020a; ZHOU et al., 2020a). Ao redor do mundo, a poluição causada por detritos é reconhecida como uma grande preocupação que afetam os manguezais. Os detritos que poluem esse ambiente são plásticos, madeiras, metais, têxteis, vidros, etc. (Fig. 14.3) e ficam presos pelo sistema radicular das árvores de mangue e sufocam suas raízes (MARTIN et al., 2020).



Figura 14.2. Manguezal da Península de Ajuruteua, Bragança, Pará - Brasil. Fotos: Dayene S. Mendes.

Dentre esses detritos, os plásticos são considerados um dos tipos mais dominantes, representando pelo menos 70% do total de detritos marinhos relativos aos manguezais (VAN BIJSTERVELDT et al., 2021). Em solos de manguezal da Colômbia, os plásticos também foram os resíduos mais abundantes, representando entre 73 e 96% das unidades contabilizadas, onde os principais itens plásticos mais abundantes foram sacolas, embalagens, copos e garrafas (Fig. 14.3) (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2019; MARTIN et al., 2020). Uma das principais ameaças aos manguezais ocorre pela poluição causada por esses materiais. Eles têm sido considerados, cada vez mais, um dos principais motivos de preocupação para a vegetação costeira, bem como para a flora e fauna marinha (JOHN et al., 2022; OWUOR; ICELY; NEWTON, 2019).



Figura 14.3. Resíduos sólidos encontrados em áreas de manguezal da península de Ajuruteua, Bragança, Pará - Brasil. Fotos: Dayene S. Mendes.

De acordo com um estudo sobre a distribuição de MPs em sedimentos de áreas de manguezal, as raízes aéreas das árvores de mangue desempenham um papel importante na redução de energia das ondas e, portanto, no acúmulo de MPs nos sedimentos (DUAN et al., 2021), assim como a altura e a densidade da vegetação. As ondas e correntes de superfície, por sua vez, também contribuem com o acúmulo de lixo oceânico nos domínios dos manguezais (MARTIN; ALMAHASHEER; DUARTE, 2019; NABIZADEH et al., 2019). Não diferindo, a distância dos centros urbanizados também se mostrou positivamente correlacionada com a abundância de plásticos em zonas dominadas por manguezais (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2019). Assim, os resíduos plásticos já existentes nos manguezais, uma vez expostos ao intemperismo do ambiente, onde as condições hidrológicas, incluindo vento, correntes, ondas, fluxo de água e redemoinhos também influenciam na sua distribuição e podem, ao longo do tempo, transformar-se em MPs. Os estudos sobre a poluição microplástica em ecossistemas marinhos únicos é considerado

ainda precisam ser investigadas de forma mais abrangente, em particular, de maneira comparativa ao ambiente marinho ou às outras áreas costeiras, como as praias, restingas e estuários, pois o número de estudos sobre contaminação microplástica em florestas de mangue ainda é reduzido (MAGHSODIAN et al., 2022). Portanto, programas abrangentes de monitoramento de MPs em ecossistema de manguezal são altamente necessários e devem ser incentivados. Assim, de maneira objetiva, vamos aqui, nesta breve revisão, resumir as informações mais relevantes sobre a poluição por MPs em áreas de manguezal, enfatizando principalmente: (i) as possíveis fontes de MPs e suas vias de entrada no sistema, (ii) a comparação do teor médio de partículas microplásticas no sedimento da floresta de mangue e (iii) a poluição por microplásticos na água e na fauna desse ecossistema.

Metodologia

Revisão da literatura

A revisão da literatura foi realizada através da busca de artigos científicos publicados entre 2014 e 2022. As bases de dados consultadas foram: *Scopus*, *Web of Science* e *Google Scholar*. A análise foi focada em trabalhos originais revisados por pares em língua inglesa, portanto, outras fontes, como capítulos de livros, teses de pós-graduação e anais de conferências e similares não foram considerados. As palavras-chave da busca incluíram “*microplastic*” e “*mangrove*”. O resultado da busca identificou 67 artigos sobre microplásticos em manguezal, os quais foram usados como base para a compilação das informações aqui apresentadas sobre a poluição por MPs nesse ecossistema.

Origem e destinos dos microplásticos

Tanto itens plásticos quanto MPs são conhecidos por serem introduzidos em áreas de mangue por fontes diretas, que incluem fontes terrestres, como sistema de água domésticas e industriais, estações de tratamento de esgoto, lixo de praia causado por atividades de turismo e pesca, além do escoamento urbano e agrícola, e fontes marítimas (aquicultura marinha e navegação). As fontes terrestres tornam-se mais pronunciadas em áreas de mangue localizadas próximo aos centros urbanos, onde são representadas pela enorme quantidade de esgoto doméstico produzidos pela população, contribuindo sobremaneira ao crescente acúmulo deste material em sedimentos das áreas de manguezal (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2019; ZAMPROGNO et al., 2021). O aumento das atividades antrópicas realizadas tanto nas áreas costeiras quanto nas áreas de mangue mais próximas pode introduzir muitos tipos de contaminantes por práticas inadequadas de gerenciamento de resíduos, afetando sua saúde ecológica, ou seja, existe uma relação positiva entre o aumento populacional humano e a abundância de MPs, gerando um crescente acúmulo desse polímero no ambiente (NAJI et al., 2019; LI et al., 2020a).

A alta densidade de MPs no sedimento de áreas de manguezal já foi bem demonstrada, a exemplo do trabalho realizado na Baía de Vitória, no Estado do Espírito Santo, Brasil, e que a abundância de MPs está associada a fatores como i) menor hidrodinâmica; ii) florestas com vegetação menos preservadas e iii) proximidade das áreas de manguezal das atividades humanas (ZAMPROGNO et al., 2021). Outros trabalhos também registraram um alto nível de poluição de MPs no manguezal de Futian, perto da Baía de Shenzhen, na China, resultando principalmente de insumos do rio das Pérolas, onde as águas residuais oriundas dos municípios recebem efluentes contendo MPs (LI et al., 2020a; ZUO et al., 2020). Da mesma forma, a ocorrência de MPs em sedimentos de florestas de mangue do Mar de Maowei, no sul da China, está relacionada ao carregamento de MPs nos rios adjacentes. Esses MPs, provenientes de efluentes de esgoto ou escoamento, podem ser carreados por sistemas fluviais ou de drenagem e entrar em áreas

dominadas por manguezais, sendo a maioria desse efluente retido nas florestas de mangue por um longo período (LI et al., 2019a).

Além de insumos diretos, a degradação de plásticos já retidos pelos manguezais também contribui para a poluição por MPs nesse ecossistema. A ocorrência de MPs nos manguezais de Singapura, por exemplo, está provavelmente associada à fragmentação de detritos plásticos marinhos acumulados nas áreas de domínio dos manguezais (MOHAMED NOR; OBBARD, 2014). Além disso, uma área de manguezal caracterizada por altas concentrações de MPs deve conter altos níveis de detritos plásticos oriundos de atividades marinhas (atividades de pesca com aplicação de redes de emalhar, lanchas e linhas de pesca) (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2020). De fato, as atividades de pesca também atuam como uma fonte potencial de MPs, em forma de fibra, em alguns manguezais do sul da China (LI et al., 2020a).

Contaminação por microplásticos nos manguezais ao redor do mundo

Os manguezais cobrem uma área ao redor do mundo de cerca de 132.000 km² e formam um ambiente de transição na zona entremarés, sendo encontrados nas costas subtropicais e tropicais entre 30° Norte e 30° Sul de latitude (DENG et al., 2021; MARTIN; ALMAHASHEER; DUARTE, 2019). De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), em 2005, as maiores extensões de manguezais são encontradas na Ásia (42%), África (20%), América do Norte e Central (15%), Oceania (12%) e América do Sul (11%). Cerca de 63% dos manguezais do mundo são encontrados principalmente em 10 países (Tab. 14.1). No entanto, até onde sabemos, a poluição por MPs nos diferentes compartimentos desse ecossistema ainda não é bem conhecida.

É digno de nota que 50 estudos tenham sido publicados após 2018. Esse aumento considerável no número de artigos sobre MP é muito relevante para essa área de estudo, mas, apesar desse aumento nas publicações sobre MPs em áreas de manguezal, mesmo na última década, conforme pode ser visto na Fig. 14.4, ainda assim há uma escassez de informações sobre a contaminação por MP nesse ecossistema ao redor do mundo. Portanto, muito mais estudos ainda devem ser realizados para se rastrear a origem e o destino de MPs em áreas de manguezal nos diferentes continentes.

Ocorrência e características de MPs no ecossistema manguezal

Microplásticos na superfície da água

A maioria dos estudos sobre poluição por MPs tem sido focada nos ecossistemas marinhos, considerados como seu sumidouro final. Estima-se que a maior parte da poluição microplástica no ambiente marinho provém do ambiente terrestre (JAMBECK et al., 2015), ao passo que as águas doces do interior são importantes rotas para os microplásticos nos oceanos (LEBRETON et al., 2017; GIARRIZZO et al., 2019). No entanto, estudos sobre a poluição de MPs em águas interiores são relativamente insuficientes, especialmente quando comparados com os ambientes marinhos. Nas áreas do interior, rios e lagos são receptores diretos do escoamento de regiões urbanas, industriais e agrícolas, assim como, quanto maior a população humana e a falta de manejo de resíduo sólido, maior a entrada de plástico nos rios e nos oceanos. Portanto, programas abrangentes de monitoramento de MPs em ambientes de água doce ainda são altamente necessários e devem ser incentivados (SCHMIDT; KRAUTH; WAGNER, 2017).

Muitas fontes podem causar poluição microplástica em ecossistemas de água doce, incluindo escoamento superficial (FRÈRE et al., 2017). Estudos anteriores descobriram que os microplásticos estavam presentes em vários sistemas de água doce, como rios, lagos e estuários (McCORMICK et al., 2014). Os lagos podem servir como o maior sumidouro de

microplásticos nos ecossistemas de água doce, uma vez que os detritos plásticos podem ser continuamente acumulados e preservados por um período prolongado. Por outro lado, devido às maiores reservas de MPs, os lagos também podem se tornar importantes fontes dessas partículas para as bacias à jusante. Além disso, devido à semelhança da presa natural em tamanho e/ou cor, os microplásticos podem ser ingeridos erroneamente por organismos aquáticos (McCORMICK et al., 2014). Na água do mar, por exemplo, existe uma grande variedade de nanopartículas naturais (~ 106 – 107 partículas/mL ou 10 – 500 µg/L), a maioria com tamanho < 100 nm (ROSSE; LOIZEAU, 2003).

Tabela 14.1. Os 10 países mais ricos em áreas de mangue do mundo. (Modificado de Giri et al., 2011).

País	Área (m ²)	% do total	Região
Indonésia	3.112.989	22,6	Ásia
Austrália	977.975	7,1	Oceania
Brasil	962.683	7,0	América do Sul
México	741.917	5,4	América do Norte e Central
Nigéria	653.669	4,7	África
Malásia	505.386	3,7	Ásia
Mianmar (Birmânia)	494.584	3,6	Ásia
Papua Nova Guiné	480.121	3,5	Oceania
Bangladesh	436.570	3,2	Ásia
Cuba	421.538	3,1	América do Norte e Central

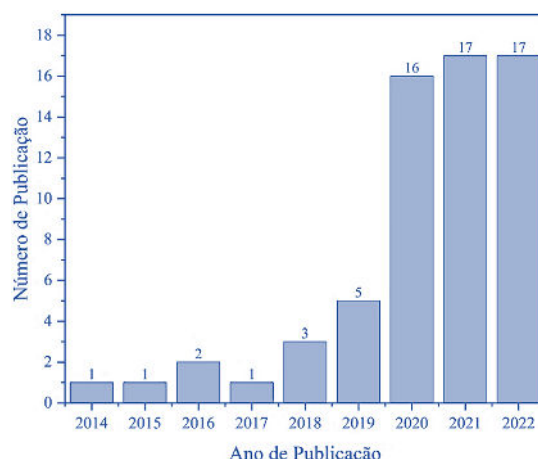


Figura 14.4. Publicações de artigos sobre MPs em áreas de mangue por ano.

Em alguns casos, a contribuição das correntes oceânicas para a poluição de MPs em áreas de mangue parece ser limitada em comparação às atividades antrópicas (LI et al., 2020a; WANG et al., 2022a). Para alguns autores, os MPs são mais abundantes em canais de maré dos manguezais durante as luas cheia e nova, o que foi associado a uma amplitude de maré em torno de 2,8 m. Isso se deve ao fato de que as inundações podem atingir toda a área de mangue durante o período das luas cheia e nova (LIMA et al., 2016). MPs foram detectados em águas superficiais de florestas de mangue em vários países, como Jamaica (0 – 5,73 itens/m³) (ROSE; WEBBER, 2019), China (399 – 5531 i/m³, 18 – 1695 i/m³ e 620 – 13.100 n/m³) (LI et al., 2020b; JIAO et al., 2022; LIU et al., 2022), México (287 – 130 i/L) (CELIS-HERNÁNDEZ et al., 2021), Índia (0,28 – 0,41 p/L e 101,6 ± 24 p/L) (KUMKAR et al., 2021; KANNANKAI et al., 2022) e Indonésia (0,74 – 3,41 i/m³) (WICAKSONO et al., 2021). A velocidade da corrente nas marés de enchente e vazante é o

fator predominante na determinação da distribuição de MPs nos manguezais, sendo que a velocidade da maré tem influência direta no grau de floculação entre MPs e sedimentos pegajosos em suspensão na água (ZHANG et al., 2020). As características dos MPs na água de superfície nessas áreas de mangue estão resumidas na Tab. 14.2. Alguns estudos detectaram MPs em águas superficiais de áreas de manguezal, onde suas características variam de acordo com o método de coleta (rede, velocidade de arrasto e tempo de amostragem), extração (método de separação de densidade isoladamente ou combinado com digestão), tamanho da amostra, análise e uso de diferentes unidades de relatório (como itens/L, itens/m³, etc.). No entanto, percebe-se a prevalência de MPs em forma de fibras e fragmentos, sendo suas possíveis fontes relacionadas ao esgoto contaminado com essas formas e a fragmentação de macroplásticos de atividades pesqueiras, como cordas e redes (ROSE; WEBBER, 2019; YONA et al., 2019; GOVENDER et al., 2020; LI et al., 2020b; CELIS-HERNÁNDEZ et al., 2021; JIAO et al., 2022; KANNANKAI et al., 2022; LIU et al., 2022).

Tabela 14.2. Estudos sobre microplásticos em água de superfície de áreas de manguezal ao redor do mundo.

Localização	Abundância de MPs	Forma	Cor	Fonte
Kingston Harbour, Jamaica	0 – 5,73 itens/m ³	Fragmentos e fibras	Transparente, opaco, branco e preto, outros	Rose et al. (2019)
North of Beibu Gulf, China	399 – 5531 i/m ³	Fibras	Branco/transparente	Li et al. (2020)
Isla del Carmen Mexico	287 – 130 i/L	Fibras	Azul, vermelho e branco	Celis-Hernández et al. (2021)
Ulhas River estuary, India	0,28 – 0,41 p/L	Filamentos, fragmentos, pellets, filmes e espuma	Azul, verde, vermelho, verde e roxo	Kumkar et al. (2021)
Tallo River, Makassar, Eastern Indonesia	0,74 – 3,41 i/m ³	Fragmentos e linhas	Azul e transparente	Wicaksono et al. (2021)
Beibu Gulf, China	18 – 1695 i/m ³	Fibras, Fragmentos e espuma	Transparente, branco e colorido	Jiao et al. (2021)
Mangalavanam bird sanctuary, India	101,6 ± 24 partículas/L	Fibras, Fragmentos e espuma	Azul, preto, vermelho, outros	Kannankai et al. (2022)
Xiamen Bay	620 – 13.100 n/m ³	Fibras e flocos	Azul, branco, laranja, preto, outros	Liu et al. (2022)

Microplásticos no sedimento do manguezal

A deposição de sedimentos em áreas de manguezal ocorre a partir de fontes alóctones - sedimentos de origem terrestre ou oceânica, e autóctone - sedimentos ressuspensos (ADAME et al., 2010). Assim como nos sedimentos de outros ambientes aquáticos, os microplásticos acumulam-se similarmente nos sedimentos dos manguezais (ADAME et al., 2010). Os sedimentos têm o potencial de acumular MPs e têm sido sugeridos como um dos principais sumidouros de detritos de MPs (VAN CAUWENBERGHE et al., 2015). Em geral, os artigos aqui consultados tentam mostrar que a poluição por MPs em áreas de mangue é significativamente diferente de outras áreas costeiras devido às suas características ecológicas únicas. No entanto, as informações sobre a distribuição e propriedades de MPs em sedimentos de florestas de mangue ainda são escassos (LI et al., 2019b).

A distribuição de MPs em florestas de mangue é afetada pela vegetação e pelas marés e, no caso de florestas que somam vegetação com maré alta, a abundância de MPs é ainda maior, ou seja, uma área relativamente alta e plana, onde a inundação poderia atingir apenas durante eventos extremos de maré, retém significativamente mais detritos plásticos em comparação às margens do rio e dos canais de maré (IVAR DO SUL et al., 2014; ZHANG et al., 2020).

O primeiro estudo que se refere à poluição por MPs em sedimentos de mangue ocorreu em uma floresta de mangue em Singapura, no ano de 2014 ($12,0 \pm 8,0$ – $62,7 \pm 27,2$

itens/kg) (MOHAMED NOR; OBBARD, 2014). Nos anos seguintes, pesquisas sobre a distribuição espacial de MPs em sedimentos de manguezal ganharam mais atenção em todo o mundo, principalmente na China, onde o número de publicação de artigos sobre MPs nesse ecossistema foi crescente (Tab. 14.3; Fig. 14.5).

Tabela 14.3. Estudos sobre microplásticos em sedimentos de floresta de mangue ao redor do mundo.

Localização	Abundância de MPs	Forma	Cor	Fonte
Mangrove, Singapore	12 – 62 itens/kg	Fibras e filmes	Transparente, azul e vermelho	Nor and Obbard (2014)
Mangrove in Qinzhou Bay, China	15 – 12.852 itens/kg	Fragmentos e fibras	Branco, transparente, amarelo, verde, vermelho e azul	Li et al. (2018)
Mangrove of Maowei Sea, China	520 – 940 itens/kg	Fragmentos	Transparente	Li et al. (2019)
Mangrove of Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia	31 – 2.863 itens/kg	Fragmentos, filmes e filamentos	Transparente	Garcés-Ordóñez et al. (2019)
Northern Coast of Persian Gulf, Iran	19,5 – 34,5 partículas/Kg	Fibras e fragmentos	Azul, branco, verde, vermelho, laranja e rosa	Naji et al. (2019)
Java Sea, Indonésia	896,96 ± 160,28 itens/kg	Fragmentos, fibra e filmes	-	Yona et al. (2019)
Southern China	120 – 3.100 itens/kg	Fibras, espuma, filmes, grânulos	Transparente, branco, verde e preto	Li et al. (2020)
North of Beibu Gulf, China	640 – 6.360 itens/kg	-	Branco	Li et al. (2020)
All South China	8,3 – 5.738,3 itens kg	Espumas e fibras	Branco, azul, preto, vermelho, amarelo, outros	Zhou et al. (2020)
Beibu Gulf, China	80 – 1.020 itens/kg	Fibras, fragmentos, espumas, outros	Transparente	Zhang et al. (2020)
Pearl River Estuary, China	100 – 7900 itens/kg	Fibras e fragmentos	Verde e preto	Zuo et al. (2020)
Jinjiang Estuary, China	490 – 1.170 itens/500g	Fibras, filmes, fragmentos e partículas	Transparente, branco, azul e outros	Deng et al. (2020)
Isla del Carmen Mexico	6 – 11 itens/kg	Fibras	Azul, vermelho, preto e branco	Celis-Hernández et al. (2021)
Wildlife Reserve, Indonésia	19,80 – 23,93 itens/kg	Espumas, fragmentos e fibras	-	Cordova et al. (2021)
Coast of South China	47 – 35.000 itens/kg	Espumas, fragmentos e fibras	-	Dou et al. (2021)
Shenzhen Bay, South China	1.110 – 4.754 itens/kg	Fibras	-	Duan et al. (2021)
Northern Vietnam	0 – 4.941 itens/kg	microfibra, espuma, fragmento e microfilme	Branco, azul e verde	Dung et al. (2021)
South China	17 – 611 itens/kg	Fibras, fragmentos e pellets	Azul, preto, transparente, outros	Huang et al. (2021)
Beibu Gulf, China	200 – 2.050 i/m³	Fibras, Fragmentos e espuma	Transparente, branco e colorido	Jiao et al. (2021)
Ulhas River estuary, India	96,67 – 130 itens	Filamentos, fragmentos e pellets	Azul, verde e vermelho	Kumkar et al. (2021)
Persian Gulf, Iran	2169 itens/kg	Filme, fragmento e fibras	Branco, azul, verde, pretos, outros	Maghsodian et al. (2021)
Mangrove of Vitória Bay, Brazil	2.175 itens	Filamentos, fragmentos e emaranhados	Azul, transparente, preto, vermelho e verde	Zamprogno et al. (2021)
Tallo River, Makassar, Eastern Indonesia	16,67 – 150 item/kg	Fragmentos e linhas	Azul e transparente	Wicaksono et al. (2021)
Mangrove, Singapore	568 ± 743 itens/kg	Fragmentos e linhas	-	Jong et al. (2022)
Mangalavanam bird sanctuary, India	1275 ± 532 partículas/kg	Fibra, fragmento, espuma e esfera	Azul, preto, transparente, outros	Kannankai et al. (2022)
Xiamen Bay, China	143 – 488 n/kg	Fibras e flocos	Azul, branco, laranja, preto, outros	Liu et al. (2022)
Todos os Santos Bay, Brazil	10.782 ± 7.671 itens/kg	Fibras, fragmentos, outros	Branco, verde, vermelho, outros	Paes et al. (2022)
Southern Thailand	106 – 413 itens/kg	Fibras	Branco, amarelo, vermelho, outros	Pradit et al. (2022)
Leizhou Peninsula in China	6,40 – 255,57 itens/kg	Fragmento, espuma e fibra	Branco, transparente e azul	Wu et al. (2022)
Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area	440 – 1.600 n/kg	Fibras	Branco e preto	Yu et al. (2022)

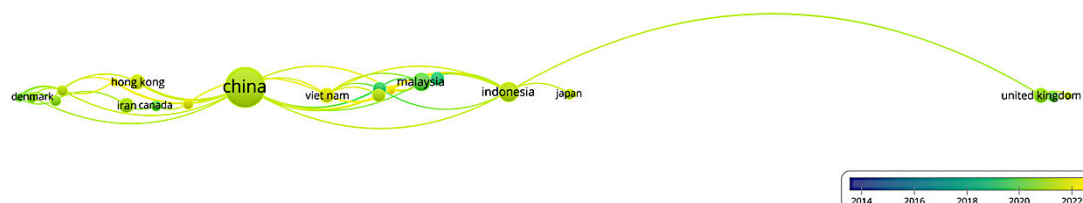


Figura 14.5. Análise de cluster de países que mais publicaram artigos sobre MPs no manguezal.

Provavelmente o principal motivo para o aumento das pesquisas com MPs na China, está associado ao desenvolvimento econômico desse país e, consequentemente, ao aumento da poluição plástica nessas áreas (ZHANG et al., 2021). A concentração de MPs em sedimentos de manguezal na China está na faixa de 8,3 a 7.900 itens/kg (Tab. 14.3) (LI et al., 2018, 2019a, 2020a, 2020b; DENG et al., 2020b; DUAN et al., 2020; ZHANG et al., 2020; ZHOU et al., 2020b; ZUO et al., 2020; WU et al., 2022; YU et al., 2022), enquanto o número total de partículas plásticas encontradas em sedimentos nas florestas de mangue do sul do Irã, por exemplo, foi de 2.657 itens (MAGHSODIAN et al., 2021). No caso do Irã, a poluição por MPs em sedimentos de manguezal também foi relatada por outros autores com valores de abundância de $34,5 \pm 19,5$ nos sedimentos das florestas de mangue do norte do Golfo Pérsico (NAJI et al., 2019). Já a abundância de MPs em diferentes áreas de manguezais do Golfo de Beibu, na China, seguiu uma ordem de fronteira marítima ($80 \pm 16 - 1020 \pm 89$ itens/kg) < meio ($180 \pm 21 - 3500 \pm 118$ itens/kg) < área terrestre ($520 \pm 32 - 6040 \pm 114$ itens/kg) (ZHANG et al., 2020). Os MPs são observados em sedimentos de mangue na Colômbia e do México, com o conteúdo de 31-2863 itens/kg (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2019) e 6 a 11 itens/kg (CELIS-HERNÁNDEZ et al., 2021), respectivamente.

Outros resultados (Tab. 14.3) ainda mostraram a presença de MPs em amostras de sedimento que variaram de 0 a 4.941 partículas/kg em países como Vietnã, Singapura e Tailândia (GOVENDER et al., 2020; DUNG et al., 2021; JONG et al., 2022; PRADIT et al., 2022). Pesquisas realizadas na Indonésia também apresentaram amostras de sedimentos contendo MPs ($896,96 \pm 160,28$ itens/kg) (YONA et al., 2019). A investigação realizada na reserva de vida selvagem Muara Angke, na Indonésia, mostrou que estavam presentes MPs de $28,09 \pm 10,28$ partículas/kg de sedimentos em que as áreas externas dos manguezais eram mais propensas a concentrações mais altas de MPs do que o lado interno, devido às marés padrões (CORDOVA et al., 2021). Os MPs também foram abundantes em todas as amostras de sedimento de mangue da Baía de Todos os Santos, no Brasil, com média de 10.782 ± 7.671 itens/kg, considerado um valor superior a qualquer outro valor reportado sobre poluição microplástica em sedimento de manguezal em todo mundo (PAES et al., 2022). Da mesma forma que a distribuição espacial de MPs em amostras de sedimentos de manguezais do Sul do Brasil mostrou que os locais menos preservados de áreas de bacias propensas a atividades humanas eram mais suscetíveis e tinham concentrações de microplásticos mais altas do que áreas de franja, devido à estagnação, baixo fluxo ou marés fracas (ZAMPROGNO et al., 2021).

Ocorrência de microplásticos na fauna do manguezal

Na última década, algumas evidências demonstraram que a ingestão de MPs ocorre por vários organismos aquáticos, como peixes (HUANG et al., 2020; LI et al., 2020b; NAIDOO et al., 2020; KUMKAR et al., 2021;), caranguejos (PATRIA; SANTOSO; TSABITA, 2020; WANG et al., 2022b), bivalves, etc. (ALIMBA; FAGGIO, 2019). No entanto, a ingestão de MPs por organismos como um componente importante nos manguezais tem recebido menos atenção, como pode ser visto na Tab. 14.4. Conforme foi mostrado acima, a contaminação por MPs é onipresente tanto na água do mar de superfície quanto nos

sedimentos das florestas de mangue. Além disso, as áreas de manguezal parecem conter MPs mais abundantes do que os bancos de sedimento sem vegetação (ZHOU et al., 2020b). Nesse sentido, a probabilidade de aumento de ingestão de MPs por organismos marinhos que crescem em áreas de mangue é maior.

Tabela 14.4. Estudos sobre microplásticos em organismos dos manguezais ao redor do mundo.

Localização	Organismo	Abundância (itens/ind)	Forma	Cor	Fonte
Mangrove in Cispata, Colombia	Peixes	0 – 8,0 (69)	Filamentos, fragmentos, filmes e espuma	Transparente e azul	Garcés-Ordóñez et al. (2020)
Zhanjiang mangrove wetland, South China	Peixes	2,83 ± 1,84	Fibras, fragmentos, filme e pellets	Transparente, verde, branco, preto e colorido	Huang et al. (2020)
North of Beibu Gulf, China	Caracol Marinho	95,6 ± 5,0	-	Branco e transparente	Li et al. 2020
Mangroves in KwaZulu-Natal, South Africa	Peixes	0,41 – 1,14	Fibras e fragmentos	Azul	Naidoo et al. (2020)
Pramuka Island, Jakarta Bay, Indonesia	Caranguejo	327,56	Fibras, filme, fragmentos e grânulos	-	Patria et al. (2020)
Pramuka Island, Jakarta Bay, Indonesia	Caracol	86,88	Fibras, filme e fragmentos	-	Patria et al. (2020)
Isla del Carmen Mexico	Esponjas	1.861 – 3.456	Fibras	Azul, vermelho, preto e branco	Celis-Hernández et al. (2021)
Ulhas River estuary, India	Peixes	3,75 – 6,11	Filamentos	Azul	Kumkar et al. (2021)
Beibu Gulf, China	Caranguejo	0 39 – 2,83	Pellet	Transparente	Zhang et al. (2021)
Beibu Gulf, China	Peixes	0,35 – 3,22	Pellet	Transparente	Zhang et al. (2021)
Ho Chi Minh City, Vietnã	Bivalve	3,6 ± 2,1	Fibras	Azul, vermelho, outros	Kieu-le et al. (2022)
Beibu Gulf, China	Caranguejo	4,0 – 53,0	Microfibras, floco	Preto, azul, vermelho, outros	Wang et al. (2022)

A ingestão de MP pode causar alguns efeitos negativos aos organismos aquáticos e aos seres humanos por transferência trófica, podendo ocasionar efeitos irreparáveis na saúde aquática e, em última análise, na saúde humana (MAGHSODIAN et al., 2021). O tamanho dos microplásticos nos organismos depende principalmente do comportamento nutricional/alimentar desses organismos (DENG et al., 2020b). Alguns estudos relataram a presença de constituintes plásticos em tecidos de peixes (HUANG et al., 2020; LI et al., 2020a; KUMKAR et al., 2021; ZHANG et al., 2021) e concluíram que a frequência de MPs estava positivamente relacionada ao seu comprimento (HUANG et al., 2020).

Os MPs podem ser ingeridos e acumulados em diferentes organismos associados aos manguezais, incluindo moluscos (3,7 – 17,7 MPs itens/indivíduo) (NAJI et al., 2018), caranguejos (25,6 – 91,2 MPs itens/indivíduo e 327,56 partículas/indivíduo) (NOT; LUI; CANNICCI, 2020; PATRIA; SANTOSO; TSABITA, 2020), caracóis marinhos (9,0 – 59,9 itens/kg de caracol) (LI et al., 2020b), moluscos duros (0,35 ± 0,08 itens/g tecido) (HAMID; JIA; ZAKARIA, 2020), peixes (em uma faixa de 0,4 – 20 itens/indivíduo) (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2020; GOVENDER et al., 2020). Essa diferença de consumo de partículas plásticas pode estar relacionada ao tipo de alimentação de cada organismo, seja carnívoro, onívoro ou herbívoro (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2020). Além desses organismos, atualmente, alguns trabalhos têm focado na presença de MPs em esponjas, bactérias, resistência a antibióticos, raízes e folhas em áreas de manguezal (XIE et al., 2021; DENG et al., 2022; LI et al., 2022; SUN et al., 2022; TAN et al., 2022). Além disso,

MPs menores que 1 mm são dominantes em organismos de mangue (LI et al., 2020a; NAIDOO et al., 2020) que está ligado ao fato de que MPs de menor tamanho são facilmente capturadas pelos organismos marinhos (AUTA; EMENIKE; FAUZIAH, 2017).

Como mencionado nesta breve revisão, as altas concentrações de partículas plásticas são resultados de manejo inadequado de resíduos na água do mar, descarga de esgoto, turismo e pesca, tornando os sedimentos de manguezal contaminados. Na maioria dos estudos sobre poluição microplástica, está implícito, que os sedimentos de florestas de mangue altamente contaminados possuem maior probabilidade de apresentar microrganismos contaminados com MPs (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2020; MAGHSODIAN et al., 2021, 2022).

Comparação entre formas e cores de microplásticos

Embora seja um desafio comparar diretamente a abundância de MPs em sedimentos de mangue de diferentes países devido à variação na amostragem e nos métodos analisados, a variação no formato e coloração dos MPs encontradas nesses estudos também é significativa. Fragmentos, filmes, pellets, grânulos, fibras e espumas são classificados como formas de MPs, onde as cores mais comuns identificadas na literatura incluem preto, azul, branco, transparente, vermelho, verde, multicolorido, amarelo e marrom (PRATA et al., 2019). A forma predominante de MP observado em organismos marinhos tem sido fibra ou material particulado, o que pode ser atribuído ao uso de redes de pesca (ZHANG et al., 2021).

No estudo realizado em sedimentos de florestas de mangue do sudeste brasileiro, filamentos (88,7%) e fragmentos (11,3%) foram as formas de MPs mais predominantes (ZAMPROGNO et al., 2021). Nesta região, a maioria dos MPs foram classificadas como fibras sintéticas relacionadas a fragmentos de redes de pesca (BAPTISTA NETO et al., 2019). Para os sedimentos dos manguezais da China foram relatados diferentes formatos de MPs, incluindo filme, pellet, grânulo, fibra, fragmento e espuma, dentre os quais esses três últimos foram os formatos mais comuns (LI et al., 2019a, 2020a, 2020b; ZHOU et al., 2020b; ZUO et al., 2020). Fibra e fragmento são as formas dominantes de MPs mais relatadas para os sedimentos de florestas de mangue no Golfo Pérsico, no Irã, bem como em Singapura (MOHAMED NOR; OBBARD, 2014; NAJI et al., 2019). A investigação sobre MPs em seis diferentes solos de manguezal ao redor da Baía de Todos Santos, no Brasil, a maior e mais importante baía navegável da costa brasileira, revelou alta abundância em toda a área estudada e os principais MPs encontrados foram fibras com tamanho dominante entre 150 e 200 µm (PAES et al., 2022).

Filamentos e fragmentos são dominantes em solos lamacentos (Zhou et al., 2020) e filmes extensos já foram observados em sedimentos de manguezais na Colômbia (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2019). Já os polímeros MPs, PP, PE e PS são mais abundantes em sedimentos de manguezais na China (LI et al., 2020a; ZHOU et al., 2020b). Além de PP, PE e PS, a proporção de náilon, PVC e PET serem relativamente alta em sedimentos desse ecossistema em outros países (MOHAMED NOR; OBBARD, 2014; GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2019). No geral, a frequência de diferentes formas e componentes de MPs encontrados em sedimentos desse ecossistema em diferentes países é significativamente diferente, o que parece estar associado principalmente a diferentes fontes de poluição nessas áreas. Um detalhe importante é a forma dos MPs em sistemas aquosos que pode ser regular ou irregular e, assim, afetar indiretamente várias outras propriedades, como a densidade dos MPs. Por exemplo, a forma esférica dos MPs é relativamente mais propensa a sedimentar ou precipitar (JUNG et al., 2021).

Considerando as cores, branco, transparente ou branco-transparente são relatados com maior frequência (MOHAMED NOR; OBBARD, 2014; LI et al., 2018, 2019a, 2020a,

2020b; ZHANG et al., 2021). No entanto, MPs com outras cores, como azul, vermelho, preto e verde, também são observados em alguns sedimentos de manguezal (MOHAMED NOR; OBBARD, 2014; NAJI et al., 2019; ZUO et al., 2020; ZAMPROGNO et al., 2021; PAES et al., 2022) e em alguns organismos, caranguejos, bivalves, esponjas, peixes, etc. (CELIS-HERNÁNDEZ et al., 2021; HUANG et al., 2021; KIEU-LE et al., 2022; WANG et al., 2022b). Já os MPs azuis, pretos e brancos foram os mais comuns em outros trabalhos (NAJI et al., 2019). As partículas microplásticas mais frequentes ingeridas por peixes jovens associados aos manguezais em KwaZulu-Natal, na África do Sul, eram azuis (NAIDOO et al., 2020), enquanto branco-transparente, preto e azul foram as três principais cores de MPs observadas nos manguezais do sul da China (LI et al., 2020a). Em geral, pode-se concluir que MPs de cores escuras como azul, preto e verde são mais ingeridos pelos organismos do que os claros e isso se deve à sua natureza atrativa ou à semelhança de cor com suas principais presas (JOHN et al., 2022).

Por fim, tanto as atividades terrestres quanto as marinhas têm potencial para promover a poluição por MPs em áreas de manguezal. Além disso, o nível de poluição e as características de distribuição das MPs variam com as áreas de manguezal, as quais estão relacionadas a fontes antrópicas complexas originadas no próprio manguezal ou nas zonas costeiras adjacentes, com a contribuição dos diferentes fatores naturais, incluindo a hidrodinâmica local, a densidade da vegetação e das raízes de árvores de mangue, além das propriedades dos sedimentos típicos desse ecossistema.

Gestão e regulamentação de plásticos no Brasil

Na última década, o tema plástico tornou-se destaque nacional e internacional na mídia e nos diversos fóruns de discussão ambiental. Onipresente na nossa vida, a produção de bens a partir desse material cresceu radicalmente, em especial nos últimos vinte anos, ao passo que, devido à sua característica mais significativa - a durabilidade - passou a acumular-se nos solos, ar, rios e oceanos, causando prejuízos diretos para a fauna, as cidades e a sociedade, trazendo à tona a discussão sobre como controlar a poluição por plásticos (HORTON, 2022).

Esse assunto é polêmico e engloba uma diversidade de variáveis, tais como mercado, mudanças de hábito, meio ambiente, gestão de resíduos sólidos, soluções alternativas e ciclo de vida dos produtos, que dividem a opinião de especialistas, governo e setor privado sobre as melhores medidas a serem adotadas frente ao problema. Essas medidas incluem, em geral, a elaboração de leis em nível nacional, regional e local nos mais diversos países. O Brasil soma mais de 214 milhões de habitantes (“IBGE | Projeção da população,” [s.d.]) e é considerado o 4º país que mais gera lixo plástico do mundo, ficando atrás somente dos Estados Unidos (1º lugar), da China e Índia (2º e 3º lugar, respectivamente), gerando 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos somente no ano de 2018, produzindo, em média, um quilo de lixo plástico por habitante. Apenas 2,2% desses resíduos foram recuperados em unidades de triagem, enquanto 24,4% foram para destinação final inadequada e 59,5% foram para aterros sanitários em operação no Brasil (WWF, 2019b).

O Brasil tem como marco regulatório a Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que é composta de objetivos e instrumentos que auxiliam na gestão de resíduos e, conseqüentemente, na poluição por plásticos. Depois de mais de uma década de espera foi publicado no “Diário Oficial da União” o decreto Nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022, que regulamenta a PNRS, onde estabelece que até 2040 metade de todo o lixo produzido deverá ser reaproveitado e contém metas para que as soluções sejam apresentadas e cumpridas pelo governo federal, isoladamente ou em regime de cooperação com estados, Distrito Federal e municípios ou particulares, com vistas à gestão integrada dos resíduos sólidos (DOU, 2022). Essa lei contempla as

principais diretrizes de sustentabilidade e entre seus princípios e instrumentos destacam-se a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto e pela logística reversa, elos essenciais para viabilizar a reintegração de resíduos em um novo ciclo econômico (MMA, 2020). A lei tem diferentes aspectos que facilitam a realização da economia circular. Afirma que os resíduos sólidos reutilizáveis e recicláveis são um bem econômico com valor social que pode gerar emprego e renda e promover a cidadania (artigo 6º).

O governo brasileiro precisa ser mais proativo no combate aos problemas de poluição plástica para proteger o ambiente e cumprir as responsabilidades internacionais, adotando diretrizes que incentivam a realização de mutirões de limpezas de rios e lagos e em áreas costeiras (praias, estuários, restingas, manguezal, etc.), fortalecendo os instrumentos de planejamento em nível local, ressaltando a importância de articulação deste plano com outros planos, como, por exemplo, de saneamento, resíduos, recursos hídricos e de educação ambiental, assim como o fortalecimento do sistema de coleta seletiva com a participação cooperativas de catadores e do sistema de logística reversa.

Conclusões e perspectivas

Devido à localização e características únicas, o manguezal tem sido considerado como sumidouro para um amplo espectro de contaminantes como MPs originários de atividades marinhas e terrestres das áreas circundantes. O presente trabalho apresenta uma breve revisão dos artigos publicados sobre MPs em florestas de mangue. Os artigos selecionados foram usados para verificar o status da contaminação microplástica em manguezais de todo planeta. Considerando todos os países envolvidos, notamos que a China possui mais trabalhos de pesquisas, embora estudos em muitos países ainda não tenham sido realizados. E foi no Brasil que encontramos o maior valor de abundância de MPs em amostras de sedimentos, embora as informações sobre poluição microplástica no Brasil ainda sejam escassas. Peixes, moluscos, esponjas, crustáceos e gastrópodes têm sido estudados nos manguezais para detectar a contaminação por MPs. A investigação sobre a poluição em outros organismos da fauna e da flora nos manguezais ainda é necessário, principalmente daquelas espécies-chave e comercialmente relevantes, como é o caso do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*). Adicionalmente, esta breve revisão também mostrou que várias formas de MPs são encontradas em sedimentos de florestas de mangue, sendo as mais comuns: fibras e fragmentos.

A seguir, são apresentadas algumas sugestões de estudos com MPs em áreas de manguezal:

- i) sobre o impacto da poluição microplástica no desenvolvimento das florestas de mangue;
- ii) sobre o efeito dos MPs nos organismos com diferentes tipos de alimentação/nutrição;
- iii) sobre os poluentes secundários (por exemplo, metais pesados) associados aos microplásticos;
- iv) sobre os organismos que gastam todo o ciclo de vida nas florestas de mangue.

Referências

- ADAME, M. F. et al. Sedimentation within and among mangrove forests along a gradient of geomorphological settings. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 86, n. 1, p. 21–30, 1 jan. 2010.
- AKDOGAN, Z.; GUVEN, B. Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. **Environmental Pollution**, v. 254, p. 113011, 1 nov. 2019.

ALIMBA, C. G.; FAGGIO, C. Microplastics in the marine environment: Current trends in environmental pollution and mechanisms of toxicological profile. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 68, p. 61–74, 1 maio 2019.

ALOMAR, C.; ESTARELLAS, F.; DEUDERO, S. Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. **Marine Environmental Research**, v. 115, p. 1–10, 1 abr. 2016.

ALONGI, D. M. Carbon Cycling and Storage in Mangrove Forests. **Annual review of marine science**, v. 6, p. 195–219, 2014.

ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 1 ago. 2011.

AUTA, H. S.; EMENIKE, C. U.; FAUZIAH, S. H. Screening of Bacillus strains isolated from mangrove ecosystems in Peninsular Malaysia for microplastic degradation. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 1552–1559, 1 dez. 2017.

AVIO, C. G. et al. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. **Environmental Pollution**, v. 198, p. 211–222, 1 mar. 2015.

BARBOZA, L. G. A. et al. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p. 336–348, 1 ago. 2018.

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

BRENNECKE, D. et al. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 178, p. 189–195, 5 set. 2016.

CELIS-HERNÁNDEZ, O. et al. Microplastic distribution in urban vs pristine mangroves: Using marine sponges as bioindicators of environmental pollution. **Environmental Pollution**, v. 284, p. 117391, 1 set. 2021.

CORDOVA, M. R. et al. Characterization of microplastics in mangrove sediment of Muara Angke Wildlife Reserve, Indonesia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 163, p. 112012, 1 fev. 2021.

DE SOUZA MACHADO, A. A. et al. Microplastics Can Change Soil Properties and Affect Plant Performance. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 10, p. 6044–6052, 21 maio 2019.

DENG, H. et al. Microplastics pollution in mangrove ecosystems: a critical review of current knowledge and future directions. **Sci Total Environ**, v. 753, p. 142041, 20 jan. 2021.

DENG, H. et al. Bacterial communities on polyethylene microplastics in mangrove ecosystems as a function of exposure sites: Compositions and ecological functions. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 3, p. 107924, 1 jun. 2022.

DENG, J. et al. Microplastics and accumulated heavy metals in restored mangrove wetland surface sediments at Jinjiang Estuary (Fujian, China). **Marine Pollution Bulletin**, v. 159, p. 111482, 1 out. 2020a.

DENG, J. et al. Microplastics and accumulated heavy metals in restored mangrove wetland surface sediments at Jinjiang Estuary (Fujian, China). **Marine Pollution Bulletin**, v. 159, p. 111482, 1 out. 2020b.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 9, p. 842–852, 1 set. 2002.

DOU. **Diário oficial da união**. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-10.936-de-12-de-janeiro-de-2022-373573578>>. Acesso em: 1 ago. 2022.

DUAN, J. et al. Development of a digestion method for determining microplastic pollution in vegetal-rich clayey mangrove sediments. **Science of The Total Environment**, v. 707, p. 136030, 10 mar. 2020.

DUAN, J. et al. How mangrove plants affect microplastic distribution in sediments of coastal wetlands: Case study in Shenzhen Bay, South China. **Science of The Total Environment**, v. 767, p. 144695, 1 maio 2021.

DUNG, L. V. et al. Depth Profiles of Microplastics in Sediment Cores from Two Mangrove Forests in Northern Vietnam. **Journal of Marine Science and Engineering 2021, Vol. 9, Page 1381**, v. 9, n. 12, p. 1381, 4 dez. 2021.

FRED-AHMADU, O. H. et al. Interaction of chemical contaminants with microplastics: Principles and perspectives. **Science of The Total Environment**, v. 706, p. 135978, 1 mar. 2020.

FRÈRE, L. et al. 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). **Environmental Pollution**, v. 225, p. 211–222, 2017.

GALGANI, F.; HANKE, G.; MAES, T. Global distribution, composition and abundance of marine litter. **Marine Anthropogenic Litter**, p. 29–56, 1 jan. 2015.

GARCÉS-ORDÓÑEZ, O. et al. Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p. 455–462, 1 ago. 2019.

GARCÉS-ORDÓÑEZ, O. et al. Prevalence of microplastic contamination in the digestive tract of fishes from mangrove ecosystem in Cispata, Colombian Caribbean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, p. 111085, 1 maio 2020.

GESAMP. **Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment**. International Maritime Organization, , 2015. . Acesso em: 20 jan. 2022

GIARRIZZO, T. et al. Amazonia: the new frontier for plastic pollution. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 17, n. 6, p. 309–310, 1 ago. 2019.

GOVENDER, J. et al. Towards Characterising Microplastic Abundance, Typology and Retention in Mangrove-Dominated Estuaries. **Water 2020, Vol. 12, Page 2802**, v. 12, n. 10, p. 2802, 9 out. 2020.

HAMID, F. S.; JIA, W.; ZAKARIA, R. M. Microplastics Abundance and Uptake by Meretrix lymnaea (Hard Clam) in Mangrove Forest. **Journal of Engineering and Technological Sciences**, v. 52, n. 3, p. 436–448, 25 jun. 2020.

HORTON, A. A. Plastic pollution: When do we know enough? **Journal of Hazardous Materials**, v. 422, p. 126885, 15 jan. 2022.

HU, Y. et al. Current research trends on microplastic pollution from wastewater systems: a critical review. **Reviews in Environmental Science and BioTechnology 2019 18:2**, v. 18, n. 2, p. 207–230, 13 abr. 2019.

HUANG, J. S. et al. Microplastic accumulation in fish from Zhanjiang mangrove wetland, South China. **Science of The Total Environment**, v. 708, p. 134839, 15 mar. 2020.

HUANG, Y. et al. New Insights into the Microplastic Enrichment in the Blue Carbon Ecosystem: Evidence from Seagrass Meadows and Mangrove Forests in Coastal South China Sea. **Environmental Science and Technology**, v. 55, n. 8, p. 4804–4812, 20 abr. 2021.

IBGE | **Projeção da população.** Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/box_popclock.php>. Acesso em: 1 ago. 2022.

IVAR DO SUL, J. A. et al. Plastic debris retention and exportation by a mangrove forest patch. **Marine Pollution Bulletin**, v. 78, n. 1–2, p. 252–257, 15 jan. 2014.

- JAMBECK, J. R. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 768–771, 13 fev. 2015.
- JIAO, M. et al. Mangrove forest: An important coastal ecosystem to intercept river microplastics. **Environmental Research**, v. 210, p. 112939, 1 jul. 2022.
- JOHN, J. et al. Microplastics in mangroves and coral reef ecosystems: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 20, n. 1, p. 397–416, 1 fev. 2022.
- JONG, M. C. et al. Microplastics in equatorial coasts: Pollution hotspots and spatiotemporal variations associated with tropical monsoons. **Journal of Hazardous Materials**, v. 424, p. 127626, 15 fev. 2022.
- JUNG, J. W. et al. Ecological risk assessment of microplastics in coastal, shelf, and deep sea waters with a consideration of environmentally relevant size and shape. **Environmental Pollution**, v. 270, p. 116217, 1 fev. 2021.
- KANNANKAI, M. P. et al. Urban mangrove ecosystems are under severe threat from microplastic pollution: a case study from Mangalavanam, Kerala, India. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 1, p. 1–13, 20 jun. 2022.
- KHALID, N. et al. Interactions and effects of microplastics with heavy metals in aquatic and terrestrial environments. **Environmental Pollution**, v. 290, p. 118104, 1 dez. 2021.
- KIEU-LE, T. C. et al. Anthropogenic fibres in white clams, *Meretrix lyrata*, cultivated downstream a developing megacity, Ho Chi Minh City, Viet Nam. **Marine Pollution Bulletin**, v. 174, p. 113302, 1 jan. 2022.
- KOELMANS, A. A. et al. Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 7, p. 3315–3326, 5 abr. 2016.
- KUMKAR, P. et al. Big eyes can't see microplastics: Feeding selectivity and eco-morphological adaptations in oral cavity affect microplastic uptake in mud-dwelling amphibious mudskipper fish. **Science of The Total Environment**, v. 786, p. 147445, 10 set. 2021.
- LEBRETON, L. C. M. et al. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications** **2017 8:1**, v. 8, n. 1, p. 1–10, 7 jun. 2017.
- LEHNER, R. et al. Emergence of Nanoplastic in the Environment and Possible Impact on Human Health. **Environmental Science and Technology**, 2019.
- LI, J. et al. Characterization, source, and retention of microplastic in sandy beaches and mangrove wetlands of the Qinzhou Bay, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 136, p. 401–406, 1 nov. 2018.
- LI, R. et al. Abundance and characteristics of microplastics in the mangrove sediment of the semi-enclosed Maowei Sea of the south China sea: New implications for location, rhizosphere, and sediment compositions. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 685–692, 1 jan. 2019a.
- LI, R. et al. Abundance and characteristics of microplastics in the mangrove sediment of the semi-enclosed Maowei Sea of the south China sea: New implications for location, rhizosphere, and sediment compositions. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 685–692, 1 jan. 2019b.
- LI, R. et al. The distribution, characteristics and ecological risks of microplastics in the mangroves of Southern China. **Science of The Total Environment**, v. 708, p. 135025, 15 mar. 2020a.
- LI, R. et al. Field study of the microplastic pollution in sea snails (*Ellobium chinense*) from mangrove forest and their relationships with microplastics in water/sediment located on the north of Beibu Gulf. **Environmental Pollution**, v. 263, p. 114368, 1 ago. 2020b.
- LI, R. et al. Mangrove leaves: An undeniably important sink of MPs from tidal water and air. **Journal of Hazardous Materials**, v. 426, p. 128138, 15 mar. 2022.

LIMA, A. R. A. et al. Changes in the composition of ichthyoplankton assemblage and plastic debris in mangrove creeks relative to moon phases. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 619–640, 1 jul. 2016.

LIU, X. et al. Ecological interception effect of mangroves on microplastics. **Journal of Hazardous Materials**, v. 423, p. 127231, 5 fev. 2022.

MAGHSODIAN, Z. et al. Microplastics accumulation in sediments and *Periophthalmus waltoni* fish, mangrove forests in southern Iran. **Chemosphere**, v. 264, p. 128543, 1 fev. 2021.

MAGHSODIAN, Z. et al. Study of microplastics pollution in sediments and organisms in mangrove forests: A review. **Environmental Research**, v. 208, p. 112725, 15 maio 2022.

MARTIN, C. et al. Exponential increase of plastic burial in mangrove sediments as a major plastic sink. **Science Advances**, v. 6, n. 44, 28 out. 2020.

MARTIN, C.; ALMAHASHEER, H.; DUARTE, C. M. Mangrove forests as traps for marine litter. **Environmental Pollution**, v. 247, p. 499–508, 1 abr. 2019.

McCORMICK, A. et al. Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 20, p. 11863–11871, 21 out. 2014.

MMA. **Ministério do Meio Ambiente. Versão Preliminar do Plano Nacional de Resíduos Sólidos – PLANARES.** Disponível em: <<http://consultaspublicas.mma.gov.br/planares/wp-content/uploads/2020/07/Plano-Nacional-de-Res%C3%ADduos-S%C3%B3lidos-Consulta-P%C3%BAblica.pdf>>. Acesso em: 2 ago. 2022.

MOHAMED NOR, N. H.; OBBARD, J. P. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, v. 79, n. 1–2, p. 278–283, 15 fev. 2014.

NABIZADEH, R. et al. Microplastic pollution on the Persian Gulf shoreline: a case study of Bandar Abbas city, Hormozgan Province. **Iran Mar Pollut Bull**, v. 145, p. 536–546, 1 ago. 2019.

NAIDOO, T. et al. Quantification and characterisation of microplastics ingested by selected juvenile fish species associated with mangroves in KwaZulu-Natal, South Africa. **Environmental Pollution**, v. 257, p. 113635, 1 fev. 2020.

NAIK, Y. et al. Going upstream - An umbrella review of the macroeconomic determinants of health and health inequalities. **BMC Public Health**, v. 19, n. 1, p. 1–19, 17 dez. 2019.

NAJI, A. et al. Small microplastic particles (S-MPPs) in sediments of mangrove ecosystem on the northern coast of the Persian Gulf. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 305–311, 1 set. 2019.

NOT, C.; LUI, C. Y. I.; CANNICCI, S. Feeding behavior is the main driver for microparticle intake in mangrove crabs. **Limnology and Oceanography Letters**, v. 5, n. 1, p. 84–91, 1 fev. 2020.

OWUOR, M. A.; ICELY, J.; NEWTON, A. Community perceptions of the status and threats facing mangroves of Mida Creek, Kenya: Implications for community based management. **Ocean & Coastal Management**, v. 175, p. 172–179, 1 jun. 2019.

PAES, E. DA S. et al. Widespread microplastic pollution in mangrove soils of Todos os Santos Bay, northern Brazil. **Environmental Research**, v. 210, p. 112952, 1 jul. 2022.

PATRIA, M. P.; SANTOSO, C. A.; TSABITA, N. Microplastic ingestion by periwinkle snail *Littoraria scabra* and mangrove crab *Metopograpsus quadridentata* in Pramuka Island, Jakarta Bay, Indonesia. **Sains Malaysiana**, v. 49, n. 9, p. 2151–2158, 1 set. 2020.

PLASTIC EUROPE. **Plastics-the Facts 2019 An analysis of European plastics production, demand and waste data.** [s.l.: s.n.]. Acesso em: 19 jan. 2022.

- PRADIT, S. et al. The Occurrence of Microplastics in Sediment Cores from Two Mangrove Areas in Southern Thailand. **Journal of Marine Science and Engineering** 2022, Vol. 10, Page 418, v. 10, n. 3, p. 418, 13 mar. 2022.
- PRATA, J. C. et al. Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples. **Science of the Total Environment**, v. 686, p. 131–139, 10 out. 2019.
- RECH, S.; BORRELL, Y.; GARCÍA-VAZQUEZ, E. Marine litter as a vector for non-native species: What we need to know. **Marine Pollution Bulletin**, v. 113, n. 1–2, p. 40–43, 15 dez. 2016.
- ROSE, D.; WEBBER, M. Characterization of microplastics in the surface waters of Kingston Harbour. **Science of The Total Environment**, v. 664, p. 753–760, 10 maio 2019.
- SCHMIDT, C.; KRAUTH, T.; WAGNER, S. Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 21, p. 12246–12253, 7 nov. 2017.
- SHIM, W. J.; THOMPSON, R. C. Microplastics in the Ocean. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology** 2015 69:3, v. 69, n. 3, p. 265–268, 2 set. 2015.
- SU, L. et al. Microplastics in Taihu Lake, China. **Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)**, v. 216, p. 711–719, 1 set. 2016.
- SUN, R. et al. Impact of the surrounding environment on antibiotic resistance genes carried by microplastics in mangroves. **The Science of the total environment**, v. 837, 1 set. 2022.
- TAN, B. et al. Microplastics accumulation in mangroves increasing the resistance of its colonization Vibrio and Shewanella. **Chemosphere**, v. 295, p. 133861, 1 maio 2022.
- THOMPSON, R. C. et al. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 7 maio 2004.
- TRESTRAIL, C.; NUGEGODA, D.; SHIMETA, J. Invertebrate responses to microplastic ingestion: Reviewing the role of the antioxidant system. **Science of the Total Environment**, v. 734, 10 set. 2020.
- TURNER, A. In situ elemental characterisation of marine microplastics by portable XRF. **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, n. 1, p. 286–291, 15 nov. 2017.
- TURRELL, W. R. A simple model of wind-blown tidal strandlines: How marine litter is deposited on a mid-latitude, macro-tidal shelf sea beach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 137, p. 315–330, 1 dez. 2018.
- VAN BIJSTERVELDT, C. E. J. et al. Does plastic waste kill mangroves? A field experiment to assess the impact of macro plastics on mangrove growth, stress response and survival. **Science of The Total Environment**, v. 756, p. 143826, 20 fev. 2021.
- VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. **Marine Environmental Research**, v. 111, p. 5–17, 1 out. 2015.
- VIRŠEK, M. K. et al. Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species Aeromonas salmonicida. **Marine Pollution Bulletin**, v. 125, n. 1–2, p. 301–309, 15 dez. 2017.
- WANG, F. et al. Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review. **Water Research**, v. 139, p. 208–219, 1 ago. 2018.
- WANG, J. et al. Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. **Chemosphere**, v. 171, p. 248–258, 2017.
- WANG, X. et al. Prevalence of microplastic fibers in the marginal sea water column off southeast China. **Science of the Total Environment**, v. 804, 15 jan. 2022a.

WANG, X. et al. High Microplastic Contamination in Juvenile Tri-Spine Horseshoe Crabs: A Baseline Study of Nursery Habitats in Northern Beibu Gulf, China. **Journal of Ocean University of China** **2022** **21:3**, v. 21, n. 3, p. 521–530, 13 maio 2022b.

WICAKSONO, E. A. et al. Distribution and Seasonal Variation of Microplastics in Tallo River, Makassar, Eastern Indonesia. **Toxics** **2021**, Vol. 9, Page 129, v. 9, n. 6, p. 129, 1 jun. 2021.

WU, Y. et al. Linking human activity to spatial accumulation of microplastics along mangrove coasts. **Science of The Total Environment**, v. 825, p. 154014, 15 jun. 2022.

WWF. **Solucionar a Poluição Plástica: Transparência e Responsabilização**. Disponível em: <<https://promo.wwf.org.br/solucionar-a-poluicao-plastica-transparencia-e-responsabilizacao>>. Acesso em: 5 ago. 2022a.

WWF. **Brasil é o 4º país que mais produz lixo no mundo, diz WWF | Agência Brasil**. Disponível em: <<https://agenciabrasil.ebc.com.br/internacional/noticia/2019-03/brasil-e-o-4o-pais-que-mais-produz-lixo-no-mundo-diz-wwf>>. Acesso em: 2 ago. 2022b.

XIE, H. et al. Chemotaxis-selective colonization of mangrove rhizosphere microbes on nine different microplastics. **Science of The Total Environment**, v. 752, p. 142223, 15 jan. 2021.

YONA, D. et al. Microplastics in the surface sediments from the eastern waters of Java Sea, Indonesia. **F1000Research** **2019** **8:98**, v. 8, p. 98, 24 jan. 2019.

YU, L. et al. Distribution, characteristics, and human exposure to microplastics in mangroves within the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 175, p. 113395, 1 fev. 2022.

ZAMPROGNO, G. C. et al. Spatial distribution of microplastics in the superficial sediment of a mangrove in Southeast Brazil: A comparison between fringe and basin. **Science of The Total Environment**, v. 784, p. 146963, 25 ago. 2021.

ZHANG, L. et al. Dynamic distribution of microplastics in mangrove sediments in Beibu Gulf, South China: Implications of tidal current velocity and tidal range. **Journal of Hazardous Materials**, v. 399, p. 122849, 15 nov. 2020.

ZHANG, S. et al. Full size microplastics in crab and fish collected from the mangrove wetland of Beibu Gulf: Evidences from Raman Tweezers (1–20 µm) and spectroscopy (20–5000 µm). **Science of The Total Environment**, v. 759, p. 143504, 10 mar. 2021.

ZHOU, Q. et al. The Distribution and Characteristics of Microplastics in Coastal Beaches and Mangrove Wetlands. **Handbook of Environmental Chemistry**, v. 95, p. 77–92, 2020a.

ZHOU, Q. et al. Characteristics and distribution of microplastics in the coastal mangrove sediments of China. **Science of The Total Environment**, v. 703, p. 134807, 10 fev. 2020b.

ZUO, L. et al. Microplastics in mangrove sediments of the Pearl River Estuary, South China: Correlation with halogenated flame retardants' levels. **Science of The Total Environment**, v. 725, p. 138344, 10 jul. 2020.