



RAFAELA LEITE DE SOUSA

**MICROPLÁSTICOS NO MEIO AMBIENTE: UMA
REVISÃO**

**LAVRAS-MG
2020**

RAFAELA LEITE DE SOUSA

MICROPLÁSTICOS NO MEIO AMBIENTE: UMA REVISÃO

Trabalho de conclusão de curso apresentado à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de Bacharel.

Prof. Dr. Juliano Elvis de Oliveira
Orientador

LAVRAS-MG

2020

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à Deus por ter me concedido vida, saúde e força para superar todas as dificuldades e por me ajudar a concluir mais essa etapa da minha vida. Agradeço aos meus pais, Nívia e José pelo incentivo, por não me deixarem faltar nada e por me darem a oportunidade de estudar em uma das melhores universidades do país. Ao corpo docente do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária por me passarem todo conhecimento adquirido durante a graduação. Ao meu orientador, professor Dr. Juliano Elvis de Oliveira que sempre se prontificou em me ajudar e se dedicou à elaboração deste trabalho. Aos tantos amigos que conquistei ao longo destes cinco anos, que estiveram ao meu lado me apoiando. À Universidade Federal de Lavras pela oportunidade de fazer o curso e por proporcionar os melhores anos da minha vida. À todos, que direta ou indiretamente fizeram parte da minha graduação, o meu sincero obrigada.

RESUMO

O crescimento populacional e consequente aumento do consumo de produtos industrializados levam à uma geração exorbitante de resíduos sólidos, dentre eles os resíduos plásticos, material que se tornou indispensável na indústria e no cotidiano. A degradação de materiais plásticos pode gerar micropartículas, conhecidas atualmente como microplásticos (partículas menores que 5 mm) que têm ganhado crescente atenção nos últimos anos devido à sua ampla distribuição no meio ambiente. Com o objetivo de reunir as principais informações já existentes sobre este assunto e entender melhor como este poluente impacta o meio ambiente e os seres vivos, realizou-se uma revisão da literatura científica. Pesquisas recentes se concentram na detecção, ocorrência, caracterização e toxicologia de microplásticos em ecossistemas marinhos e de água doce, porém este material já foi encontrado no solo e inclusive na atmosfera. Uma comparação entre os estudos já realizados é difícil devido à falta de padronização nos métodos de amostragem e as diferentes unidades de concentração. A ingestão destas micropartículas por animais e microrganismos já foi comprovada, bem como a biomagnificação do poluente, porém os efeitos na saúde humana ainda não foram comprovados. São necessários estudos futuros que foquem na transferência, acúmulo e efeitos dos microplásticos na cadeia alimentar e impacto na atmosfera, bem como criação de políticas e tecnologias que minimizem a quantidade de resíduos plásticos e possibilitem seu tratamento eficaz para redução da contaminação ambiental por este poluente.

Palavras-chave: Resíduos Plásticos. Contaminante Emergente. Poluição. Água. Solo.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1 - Fontes de microplásticos no solo | 38 |
| Figura 2 - Movimentação de micropartículas plásticas no solo | 40 |
| Figura 3 - Impacto da presença de microplásticos no solo | 46 |
| Figura 4 - Influência de microplásticos em peixes e microalgas | 53 |
| Figura 5 - Possível entrada de contaminantes e microplásticos no ser humano através da cadeia alimentar | 58 |
| Figura 6 - Exposição humana ao microplástico através de diferentes rotas..... | 60 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 - Classificação dos resíduos sólidos | 12 |
| Tabela 2 - Volume coletado por material em 2018 | 13 |
| Tabela 3 - Fonte, entrada, classificação e tipo de entrada de microplásticos no meio ambiente | 18 |
| Tabela 4 - Distribuição e abundância de microplásticos no meio ambiente ao redor do mundo | 28 |
| Tabela 5 - Máxima concentração de microplásticos na água e em sedimentos em diferentes ambientes..... | 35 |
| Tabela 6 - Concentração de microplásticos em diferentes solos | 42 |
| Tabela 7 - Ingestão de microplásticos por bivalves, zooplâncton e peixes no meio ambiente natural..... | 51 |

SUMÁRIO

| | | |
|------------|---|----|
| 1 | INTRODUÇÃO | 8 |
| 2 | REFERENCIAL TEÓRICO | 10 |
| 2.1 | Política Nacional de Resíduos Sólidos | 10 |
| 2.2 | Resíduos Sólidos Urbanos | 11 |
| 2.3 | Resíduos Plásticos | 13 |
| 2.4 | Microplásticos | 14 |
| 2.4.1 | <i>Origem e fonte dos Microplásticos</i> | 15 |
| 2.4.2 | <i>Caminhos de entrada de microplásticos no meio ambiente</i> | 18 |
| 2.4.3 | <i>Caminhos percorridos pelos microplásticos no meio ambiente</i> | 20 |
| 2.4.4 | <i>Distribuição e concentração no meio ambiente</i> | 26 |
| 2.4.5 | <i>Microplásticos no solo</i> | 37 |
| 2.4.5.1 | <i>Origem e migração de microplásticos no solo</i> | 37 |
| 2.4.5.2 | <i>Concentração de microplásticos no solo</i> | 41 |
| 2.4.5.3 | <i>Efeitos dos microplásticos no solo</i> | 42 |
| 2.4.6 | <i>Riscos ao meio ambiente</i> | 48 |
| 2.4.7 | <i>Riscos ecológicos</i> | 50 |
| 2.4.8 | <i>Riscos para saúde</i> | 57 |
| 2.4.9 | <i>Medidas de controle e prevenção</i> | 60 |
| 3 | CONSIDERAÇÕES FINAIS | 63 |
| | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 66 |

1 INTRODUÇÃO

O plástico é oriundo do petróleo e pertence ao grupo dos polímeros, grandes moléculas de características variadas. Foi produzido pela primeira vez no final do século XIX, mas teve seu desenvolvimento acelerado a partir de 1920 e, atualmente é visto como indispensável tanto na indústria como no cotidiano (IVAR DO SUL, 2014).

Apesar de sua indiscutível importância, o excesso de materiais plásticos causa preocupação mundial. O desenvolvimento acelerado e o aumento do consumismo, combinados com sua versatilidade, fizeram deste material um dos mais utilizados no mundo.

Estima-se que desde sua invenção, já foram produzidos mais de 9 bilhões de toneladas de plásticos, deste montante, dois terços já foram descartados, enquanto o restante ainda é utilizado. Do total descartado, apenas 10% foram reciclados ou reutilizados para novas funções (CONCEIÇÃO et al., 2019).

O consumo inconsciente atrelado ao descarte incorreto e à sua durabilidade e resistência, tornam essa classe de materiais um dos grandes responsáveis por diversos problemas ambientais. As consequências negativas de tais fatores podem ser visualizadas em ruas, praças, rios, oceanos, etc., através do agravamento de enchentes, poluição visual e marinha, morte de animais e até mesmo contaminação humana.

Um agravante na problemática mundial do excesso de materiais plásticos descartáveis é a formação de microplásticos (MPs), partículas de tamanho menor, resultantes do processo de decomposição de plásticos maiores. Por terem diâmetro menor que 5 mm, (ANBUMANI; KAKKAR, 2018; GALLOWAY; COLE; LEWIS, 2017a; PEREIRA, 2014; SHIM; HONG; EO, 2017; WANG et al., 2018a) quando no meio ambiente, se difundem no ar, solo e nas águas, participando da cadeia alimentar, sendo assim, a remediação deste poluente é em processo, impraticável.

Desde seu primeiro relato, em 1970, as micropartículas têm sido cada vez mais relatadas na literatura, principalmente em ambientes aquáticos, como rios, lagos, mares e oceanos, gerando grande interesse e preocupação na comunidade científica pelos danos à biota (OLIVATTO et al., 2018).

Além de ambientes aquáticos, os microplásticos também poluem o solo, afetando toda a cadeia alimentar desde diferentes microrganismos, animais, plantas e conseqüentemente, os humanos, tornando-se um poluente de grande preocupação.

Além de atuar como múltiplo estressor, os microplásticos possuem uma elevada capacidade de adsorção, podendo atrair metais pesados, antibióticos, poluentes orgânicos persistentes, etc. Uma vez adsorvidos em sua superfície, podem ser transferidos para outros ambientes, agravando a poluição e até mesmo contaminando organismos, plantas e seres humanos, que podem ter suas funções metabólicas alteradas pela presença do microplástico e de seus poluentes adsorvidos.

Diante da preocupação ambiental sobre o excesso de plásticos no meio ambiente e possível formação de microplásticos, têm-se a necessidade de um estudo que avalie os impactos ambientais destas partículas. Destarte, objetivou-se neste trabalho elaborar uma revisão de literatura científica sobre a distribuição, abundância e riscos dos microplásticos no meio ambiente, discutir os caminhos percorridos por este poluente, bem como avaliar as possíveis fontes, mecanismos de migração e aspectos toxicológicos de microplásticos no solo.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A partir da relevância e da necessidade de se discutir sobre os microplásticos, esta revisão de literatura foi dividida e trabalhada em tópicos pertinentes sobre o assunto. Discutiuse a origem dos materiais, fontes e mecanismos de contaminação, caminhos percorridos no meio ambiente, concentração, possíveis rotas de propagação, efeitos gerados em plantas, animais e seres humanos, e políticas que visam a redução e tratamento de resíduos plásticos em geral.

2.1 Política Nacional de Resíduos Sólidos

Em 2010 foi instituída no Brasil a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), através da Lei nº 12.305/10 dispendo sobre princípios, objetivos, instrumentos e diretrizes relativos à gestão e ao gerenciamento dos resíduos sólidos, às responsabilidades dos geradores e poder público, bem como os instrumentos econômicos aplicáveis (BRASIL, 2010a).

A PNRS, foi formalmente iniciada em 1989, apoiada no projeto de lei do Senado Federal direcionada para regulamentar os resíduos hospitalares, e após 21 anos tramitando no Congresso Nacional, em 23 de dezembro de 2010 o Decreto Federal nº 7.404/2010 foi publicado, estabelecendo normas para a execução da Política Nacional (PEREIRA; GUARNIERI, 2014).

O Art. 2º do Decreto Federal nº 7.404/2010 traz que a Política Nacional de Resíduos Sólidos integra a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), articulando-se também com as diretrizes nacionais para o saneamento básico e com a Política Nacional de Educação Ambiental (PNEA), regulada através da Lei nº 9.765/99 (BRASIL, 2010b). Ademais, a PNRS também definiu resíduos sólidos como sendo:

material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010a).

A Lei sancionada reúne também aspectos modernos para a melhoria da gestão dos resíduos sólidos no país e apresenta novas metodologias a serem aplicadas à legislação ambiental brasileira, tendo como princípio a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos. É uma ação entre governo, empresas e população que impulsiona a reciclagem,

o retorno dos produtos para as indústrias pós consumo, e a obrigatoriedade do poder público de propor e realizar planos para gerenciamento do resíduos nos municípios de todo país (CEMPRE, 2015).

Essa disposição considera que os municípios são obrigados a manejar seus resíduos, através do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) em cumprimento da lei e benefício da população. Por fim, é dever das autoridades municipais a limpeza, coleta e disposição final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos oriundos no município (SOUZA; MELLO, 2015).

Apesar de ser uma legislação moderna e bem estruturada, ainda se encontram muitas dificuldades para implantação da política nacional em diversos municípios brasileiros, em razão especialmente, das limitações financeiras e técnicas.

Segundo Bezerra e Bezerra (2015) existe por parte do Governo Federal um rigoroso controle para acesso aos recursos da união por parte de pequenos municípios, de modo que, para obterem esse acesso é necessário a elaboração do plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos, nos termos da citada lei. No entanto, este instrumento é apenas para exigir e fiscalizar o cumprimento da lei, não analisando por exemplo, as especificidades de cada região e a possibilidade de sua execução.

2.2 Resíduos Sólidos Urbanos

Os resíduos sólidos podem ser classificados quanto à periculosidade e à origem (BRASIL, 2010a). A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), através da Norma Brasileira (NBR) número 10004/2004 dispõe sobre a classificação dos resíduos sólidos quanto à periculosidade, compreendendo dois grupos, perigosos e não perigosos, sendo o último grupo subdividido em inertes e não inertes.

Quanto à origem, podem ser classificados em residencial, comercial, institucional, construção e demolição, serviços municipais, centrais de tratamento, industrial e por fim, agrícola (TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002).

Na tabela 1 é representado uma síntese em relação a classificação dos resíduos sólidos.

Tabela 1 – Classificação dos resíduos sólidos.

| Resíduos Sólidos - Classificação | | | |
|--|---|----------------------------------|--------------------------|
| Quanto à origem | Quanto à periculosidade | | |
| Residencial, comercial, institucional, construção e demolição, serviços municipais, centrais de tratamento, industrial e agrícola. | Perigosos - Classe I | Não perigosos - Classe II | |
| | Podem causar danos à saúde humana e ao meio ambiente. | <u>Inerte</u> | <u>Não inerte</u> |
| | | Solubilizam-se em água. | Não solubilizam em água. |

Fonte: Do autor (2020).

A partir de tais definições, nota-se a diversidade e a complexidade dos resíduos sólidos. Os resíduos sólidos urbanos (RSU), são resíduos oriundos das diversas atividades desenvolvidas em áreas habitáveis, abrangendo resíduos de origens diversas, como residencial, comercial, serviços de saúde, industriais, de limpeza pública (varrição, poda, capina, etc.), construção civil e agrícolas (ZANTA; FERREIRA, 2003).

Dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2019) mostraram que no ano de 2018 foram gerados no Brasil cerca de 79 milhões de toneladas de RSU, uma geração per capita de aproximadamente 1,039 kg/hab/dia. Deste montante, 92% (72,7 milhões de toneladas) foram coletados e os demais (6,3 milhões) não foram recolhidos. Do total coletado, apenas 59,5% teve destinação final ambientalmente adequada em aterros sanitários, o restante, 40,5 %, foi descartado em locais inadequados (lixões ou aterros controlados).

Segundo dados da Abrelpe (2019), houve um aumento de 0,39% na geração per capita de resíduos no ano de 2017 (1,035 kg/hab/dia) para 2018 (1,039 kg/hab/dia) e um aumento de 0,82% na geração total de resíduos no mesmo período, sendo aproximadamente 216.629 toneladas geradas no ano de 2018.

De acordo com os dados do anuário de reciclagem produzido pela Associação Nacional dos Catadores e Catadoras de Materiais Recicláveis (ANCAT, 2019), que contou com uma amostra representativa de 260 cooperativas em 2018, foram recolhidas no mesmo ano cerca de 67 mil toneladas de materiais recicláveis. Apesar de a amostra não abranger a totalidade de resíduos recicláveis coletados no país, refletem boa parte do cenário atual.

Os materiais coletados e comercializados pelas organizações incluem papéis, plásticos, alumínio, outros metais, vidros e outros materiais.

Na tabela 2, é possível identificar a quantidade coletada de cada material em 2018.

Tabela 2 – Volume coletado por material em 2018.

| Material | Toneladas |
|----------------------------|------------------|
| Papel | 43.571 |
| Plástico | 11.308 |
| Vidro | 6.738 |
| Alumínio | 434 |
| Outros metais | 4.469 |
| Orgânicos/Outros materiais | 528 |

Fonte: adaptado Ancat (2019).

A tabela 2, evidencia que o plástico é responsável por quase 17% do volume total de material coletado no ano de 2018, atrás apenas do papel, cuja participação foi de 65%.

Uma vez coletados e separados, os resíduos são encaminhados para fábricas e indústrias responsáveis pela reciclagem (ANCAT, 2019). Tal processo visa a coleta e o retorno dos resíduos aos seus geradores, recebendo tratamento adequado para reutilização, diminuindo a extração de matérias-primas e o volume de rejeitos produzidos nos processos produtivos (MARCHI, 2011).

2.3 Resíduos Plásticos

Quanto à origem, os plásticos podem ser classificados como polímeros sintéticos ou biopolímeros e são produzidos a partir de uma composição de moléculas obtidas de fontes renováveis ou não (FECHINE, 2013). Os polímeros provenientes de fontes não renováveis, como o petróleo, apresentam grande interesse do setor produtivo devido ao elevado controle de suas propriedades, associado ao baixo custo de produção e versatilidade. Tais fatores permitem que esses polímeros sejam excelentes substitutos de alguns materiais para aplicações em engenharia, como madeira, metal e a cerâmica (PAWLICKA; FRESQUI; TRSIC, 2013).

É de suma importância a utilização do plástico na indústria e no cotidiano. Sua invenção promoveu um grande avanço em áreas como saúde, alimentação e tecnologia, mas,

paradoxalmente pode causar poluição ambiental se seu uso e descarte não ocorrer de forma consciente (CONCEIÇÃO et al., 2019).

Estima-se que o mundo já produziu quase 9 bilhões de toneladas de plásticos (virgem e reciclado) desde 1950, onde 2,6 bilhões (29%) ainda estão em uso e 6,3 bilhões (71%) foram descartados. Destes, 800 milhões foram incinerados, 4,9 bilhões estão em aterros sanitários e na natureza e apenas 600 milhões foram reciclados. Somente no ano de 2016, a produção mundial atingiu 396 milhões de toneladas, e se esse ritmo continuar, em 2030 o mundo produzirá cerca de 550 milhões de toneladas do material (VASCONSELOS, 2019).

No Brasil, no ano de 2016 foram produzidas 6 milhões de toneladas de transformados de plástico, deste total, apenas 500 toneladas foram reciclados (ABIPLAST, 2017), evidenciando a necessidade de um incentivo à população para a correta separação e descarte dos resíduos sólidos.

2.4 Microplásticos

Ao ficarem expostos à radiação solar, oxigênio, variações de temperatura, umidade, os materiais plásticos se fragmentam e transformam-se em partículas menores denominadas microplásticos (FAGUNDES; MISSIO, 2019). Os processos de degradação, também conhecidos como foto-oxidativos, são responsáveis pelo fracionamento do material plástico em pedaços cada vez menores, até atingirem o nível molecular (IVAR DO SUL, 2014) com diâmetros menores que 5 mm.

Os microplásticos (MPs) são divididos em duas classes, de acordo com sua origem. Os denominados primários são àqueles já produzidos em escala microscópica, que compõe produtos como microesferas esfoliantes adicionadas em cosméticos, partículas anti-incrustantes utilizadas em embarcações, entre outras (GALLOWAY; COLE; LEWIS, 2017a). Já os secundários, são resultantes da fragmentação de plásticos maiores (OLIVATTO et al., 2018).

O primeiro relato na literatura científica sobre a existência das partículas microplásticas ocorreu na década de 1970 (BARBOZA; GIMENEZ, 2015), e desde então, surgiram preocupações quanto aos efeitos causados no ambiente, bem como em animais e seres humanos.

No ambiente, os microplásticos estão sendo fortemente pesquisados nos corpos hídricos marinhos, mas, estudos mostram que tais partículas também estão presentes em ecossistemas de água doce, solo e no ar atmosférico (OLIVATTO et al., 2018).

De acordo com Wright, Thompson e Galloway (2013), quando em contato com o ambiente marinho, os microplásticos são mais pervasivos que os macroplásticos (partículas

com diâmetro maior que 5 mm (BESSELING et al., 2014; DERRAIK, 2002; MOUCHI et al., 2019; PETTIPAS; BERNIER; WALKER, 2016; TANAKA et al., 2013)), atingindo quase todos os níveis tróficos, devido à sua fácil ingestão e difícil ou nula metabolização.

Não se sabe exatamente o tempo em que os plásticos podem permanecer nos oceanos, e nem a taxa de degradação e redução de tamanho, porém, existem registros de microplásticos com tamanhos de partículas de aproximadamente 20 micrômetros (μm) (BRANDON, 2017; CHEN et al., 2018). Tais dimensões atreladas à adsorção de nutrientes em sua superfície fazem com que sejam confundidos com alimentos de diversos animais invertebrados, fazendo dessas partículas uma fonte de alimento para essas espécies (SOBRAL; FRIAS; MARTINS, 2011).

A ingestão destas partículas por animais, são uma ameaça para os ecossistemas aquáticos, pois afeta toda a cadeia alimentar, enfraquecendo o crescimento, causando alterações hormonais prejudiciais ao ciclo reprodutivo, e conseqüentemente afetando a sobrevivência dessas espécies, que têm sua taxa de reprodução diminuída e crescente aumento no número de mortes (PEREIRA, 2014).

Por parte dos humanos, a ingestão deste material pode ocorrer durante a produção, uso e descarte (PEREIRA, 2014). Atualmente, alguns alimentos e bebidas já possuem certa quantidade dessas partículas microscópicas, como mostra um estudo realizado por Shruti et al. (2020), que detectaram a presença de microplásticos em cervejas, refrigerantes, chás frios e energéticos. Os efeitos dos microplásticos no meio ambiente, animais e seres humanos serão detalhados ao longo deste estudo.

2.4.1 Origem e fonte dos Microplásticos

A partir deste ponto da revisão, as fontes de MPs serão divididas pela origem, como primária ou secundária. Devido à pequena quantidade de dados, ainda não é possível classificar as fontes de acordo com a quantidade introduzida no meio ambiente.

Cole et al. (2011) foram os primeiros a definir que MP primário são àqueles já produzidos em dimensões menores que 5 mm, já os secundários, são resultantes da fragmentação de plásticos maiores.

Na produção industrial de plásticos, os pellets (granulados) são usados principalmente em processos de transformação pois, seu formato é fácil de transportar e acessível para a alimentação dos equipamentos industriais. Os pellets são também produzidos frequentemente no processo de reciclagem de resíduos plásticos pós consumo a partir da triagem, trituração, limpeza e fusão. Geralmente apresentam um diâmetro entre 4 e 8 mm e possuem formas

diferentes, dependendo do tipo de produção (WALDSCHLÄGER et al., 2020). Devido ao maior cuidado durante uso e transporte, as concentrações de pallets no ambiente diminuiram nos últimos anos (DUIS; COORS, 2016).

Segundo Waldschläger et al. (2020), MPs são usados em produtos de higiene pessoal e cosméticos, como silicones, polímeros funcionalizados, agentes hidrofílicos e formadores de filme. Eles contribuem para uma textura sedosa, melhora a estabilidade dos produtos e servem como cápsula para ingredientes ativos. Os peelings utilizados na pele, por exemplo, possuem partículas de microplástico na faixa de 420 µm. Essas partículas não apresentam sempre o mesmo formato, sendo apenas redondas (microesferas), mas também podem aparecer com irregularidades como desgastes, forma elíptica e fibrilar (NAPPER et al., 2015).

As chamadas microesferas, podem ser compostas pelos principais tipos de plásticos como polietileno (PE), polipropileno (PP), politereftalato de etileno (PET), poliamida (PA), politetrafluoretileno (PTFE), polimetilmetacrilato (PMMA), poliestireno (PS), poliuretano (PUR) e seus copolímeros. Essas partículas são descarregadas no ralo imediatamente após seu uso (creme dental, gel de banho, peelings), e conseqüentemente, no sistema de esgoto (WALDSCHLÄGER et al., 2020). Gouin et al. (2015) pressupõe que cerca de 11% (2300 toneladas/ano) do plástico que chega no mar do Norte, consiste em microesferas. Embora o peso seja relativamente baixo, o número de microesferas é enorme, devido ao seu pequeno diâmetro.

Durante o processo de lavagem de roupas, constituídas de poliéster, nylon e acrílico, fibras individuais são liberadas dos tecidos e lançadas como microplásticos secundários nas águas residuais (DE FALCO et al., 2018). Podem haver até 1900 fibras por peça (BROWNE et al., 2011) ou até 0,1 mg de fibras por grama de tecido (HERNANDEZ; NOWACK; MITRANO, 2017), o que corresponde a uma perda de 0,01% do material em cada lavagem (WALDSCHLÄGER et al., 2020).

Os lixões, embora proibidos na maioria dos países, contribuem enormemente para a entrada de microplástico no meio ambiente. O resíduo plástico não se decompõe biologicamente nos aterros, mas, fragmentam-se ao longo do tempo formando partículas cada vez menores. Enquanto a fragmentação refere-se à redução mecânica da integridade estrutural do plástico, a degradação refere-se à decomposição química do plástico (COLE et al., 2011). Barnes et al. (2009) presumiram que todos os produtos plásticos já produzidos e não termicamente reciclados ainda estão presentes no meio ambiente. Em 2016 cerca de 27,1 milhões de toneladas de resíduos de plástico pós consumo foram recolhidos na União Europeia, incluindo Noruega e Suíça. Desse total, 27,3% foram depositadas em aterro, 31,3% foram

recicladados (63% dentro da União Europeia e 37% fora) e 41,6% foram usados para recuperação de energia (PLASTICSEUROPE, 2018).

Além dos lixões, a disposição inadequada de resíduos sólidos em diversos locais contribui para a poluição do meio ambiente pois, os materiais degradam-se e tornam-se MPs secundários. Os resíduos mais frequentemente encontrados são garrafas, tampas de garrafa, cigarros e cotonetes. Todos os anos, cerca de 6 trilhões de cigarros são fumados em todo o mundo, dos quais 4,5 trilhões de bitucas de cigarro, que também são fontes de microplásticos, acabam no meio ambiente. Isso corresponde a uma quantidade de aproximadamente 750.000 toneladas (NOVOTNY; SLAUGHTER, 2014).

A indústria da construção civil também utiliza um número considerável de materiais plásticos, como tubos, revestimento e materiais isolantes. Durante a construção, o armazenamento incorreto e/ou descarte inadequado das embalagens os dispõe rapidamente ao ambiente. O poliestireno expandido, conhecido como isopor, é frequentemente transportado do canteiro de obras por deriva ou escoamento superficial (BATTULGA; KAWAHIGASHI; OYUNTSETSEG, 2019).

O MP também é usado em aplicações especiais como agente de jateamento para decapagem, limpeza, rugosidade ou refinação de superfícies, com partículas entre 0,2 e 2,0 mm de tamanho. Além disso, MPs também podem ser liberados no ambiente a partir do desgaste ou abrasão de pneus em estradas (BERTLING; BERTLING; HAMANN, 2018), visto que, os pneus são constituídos por elastômeros como borracha de estireno-butadieno (SBR) ou borracha de butadieno (BR). A média mundial per capita de abrasão de pneus no ambiente é de aproximadamente 0,81 kg/ano (WALDSCHLÄGER et al., 2020). Apesar de a emissão para o ambiente depender de fatores locais como o tipo de estrada e a presença ou não de sistemas de tratamento, estima-se que de 5 a 10% da abrasão dos pneus acaba no oceano, sendo os carros os principais responsáveis (WALDSCHLÄGER et al., 2020; KOLE et al., 2017a). O diâmetro das partículas de abrasão de carros varia de 50 a 350 μm (85%), 30 a 50 μm (8%), 10 a 30 μm (2%), 2,5 a 10 μm (4%) e <2,5 μm (1%) (VOGELSANG et al., 2019).

Áreas esportivas e playgrounds também podem gerar MPs, pois contém revestimentos de poliuretano esportivo (tartan track) e grama artificial, por exemplo. Bertling, Bertling e Hamann (2018) concluíram que essa é a quinta maior fonte de MP na Alemanha.

Portos, pesca e navegação também são fonte de MP no meio ambiente, embora representem uma proporção relativamente pequena de insumos de plástico em águas superficiais (WALDSCHLÄGER et al., 2020). Essa pequena quantidade de MP ocorre devido a lei aprovada em 1990, anexo V do Regulamento Internacional de Navegação (MARPOL),

que proíbe a disposição de resíduos diretamente de navios nos oceanos (BARNES et al., 2009). Obviamente, a perda não intencional de utensílios de pesca como as redes de poliamida continua.

Na tabela 3, foi elaborada uma compilação apresentando as principais fontes de geração de MP, sua classificação (primários ou secundários) e como chegam até o meio ambiente (pontual ou difuso).

Tabela 3 – Fonte, entrada, classificação e tipo de entrada de microplásticos no meio ambiente.

| Fonte | Entrada | Classificação | Tipo de entrada |
|----------------------------------|--------------------------------------|----------------------|------------------------|
| Produção industrial de plásticos | Deriva/escoamento superficial/ perda | Primário | Pontual/difusa |
| Produtos de higiene pessoal | Esgoto/ lamas de águas residuais | Primário | Pontual/difusa |
| Fibras sintéticas | Esgoto/ lamas de águas residuais | Secundário | Pontual/difusa |
| Aterros sanitários | Deriva/escoamento superficial | Secundário | Difusa |
| Construção civil | Deriva/escoamento superficial | Secundário | Difusa |
| Aplicações especiais | Deriva/escoamento superficial | Primário/ secundário | Difusa |
| Lixo | Deriva/escoamento superficial | Secundário | Difusa |
| Abrasão de pneus | Escoamento superficial | Secundário | Difusa |
| Quadra esportiva | Deriva/escoamento superficial | Secundário | Difusa |
| Portos, pesca e transporte | Deriva/perda | Secundário | Difusa |

Fonte: Adaptado (WALDSCHLÄGER et al., 2020).

De acordo com a tabela 3, observa-se que a maioria das fontes de microplásticos presentes no ambiente são secundários e de origem difusa, ou seja, não possuem uma única fonte de lançamento, tornando mais difícil o seu controle e identificação.

2.4.2 Caminhos de entrada de microplásticos no meio ambiente

Os caminhos de entrada são definidos como o caminho das partículas para o meio ambiente (WALDSCHLÄGER et al., 2020), ou seja, são os tipos de entrada, divididas em pontual ou difusa. Como a origem difusa é de difícil identificação, a discussão será permeada pela origem pontual.

Os principais caminhos pontuais para microplástico primário e secundário no ambiente são as estações de tratamento de efluentes (ETEs) e a aplicação de lodo de esgoto no solo. Além disso, o vento faz com que o MP seja transportado de seu local original, como aterros e canteiros de obras, para o ambiente (ALLEN et al., 2019; ROCHA-SANTOS; DUARTE, 2015).

Nas estações de tratamento de esgoto, de acordo com Magnusson e Norén (2014), foram encontradas entre 15 e 320 partículas de MP por litro de água residuária (DRIS et al., 2015a). Esses efluentes geralmente passam por três etapas de tratamento até serem clarificadas e descarregadas no ambiente. Nos poucos estudos sobre MPs em ETEs, as concentrações encontradas variaram de menos que 1 partícula/litro (BROWNE et al., 2011; MAGNUSSON; NORÉN, 2014; MINTENIG et al., 2014) até quase 100 partículas/litro (LESLIE; VAN VELZEN; VETHAAK, 2013).

Avaliações iniciais indicaram que as ETEs retém entre 95 e 99% dos microplásticos (MAGNUSSON; NORÉN, 2014; MINTENIG et al., 2014; TALVITIE et al., 2015), no entanto, em muitas ETEs ocorre o chamado transbordamento combinado de esgoto que, devido às fortes chuvas, o fluxo do efluente é elevado, causando assim a descarga do esgoto combinado com água da chuva, tratado apenas por sedimentação (WALDSCHLÄGER et al., 2020). Ainda não foram apresentados estudos para essa fonte de modo a quantificar os MP (LECHTHALER et al., 2019), porém, Kawecki e Nowack (2019) estimaram a quantidade de microplásticos em excesso no esgoto da Suíça e encontraram valores de $6,2 \pm 4,7$ toneladas por ano.

Apenas cerca de 20% das águas residuárias do mundo são tratadas antes de serem descarregadas no corpo d'água (UNITED NATIONS, 2018). No Brasil, de acordo com SNIS (2018), o país tratou aproximadamente 46% do esgoto coletado.

O lodo gerado no processo de tratamento de efluentes também é considerado um caminho de entrada para microplásticos no meio ambiente. O lodo é o material sólido filtrado para fora das águas residuais durante o processo de tratamento, juntamente com o lodo ativado na etapa de tratamento biológico, sendo aplicado em campos como fertilizante, depositado em aterros sanitários ou usado termicamente (WALDSCHLÄGER et al., 2020). Em 2008, a disposição em aterro e a fertilização representaram juntos 70% do total de lodos de esgoto na Europa (FYTILI; ZABANIOTOU, 2008).

No entanto, existem grandes diferenças entre os países europeus; Malta e Holanda por exemplo não usaram lodo de esgoto em 2014, enquanto a Irlanda utilizou cerca de 80% do lodo para a agricultura (HUDCOVÁ; VYMAZAL; ROZKOŠNÝ, 2019). Atualmente, o uso do lodo de esgoto no setor de agricultura na União Europeia é regulado apenas pelo teor de metais pesados (HUDCOVÁ; VYMAZAL; ROZKOŠNÝ, 2019). Com a diretiva europeia

86/278/CEE de 1986, vários países adotaram limites mais rigorosos, incluindo outros metais pesados, compostos orgânicos sintéticos bem como a contaminação microbiana (HUDCOVÁ; VYMAZAL; ROZKOŠNÝ, 2019). Porém, nenhum país estabeleceu limiares relativos ao conteúdo de MP no lodo de esgoto até agora (WALDSCHLÄGER et al., 2020).

Estudos recentes indicaram que entre 1000 (ZUBRIS; RICHARDS, 2005) e mais de 20.000 partículas/kg (MINTENIG et al., 2014) foram encontrados no lodo de esgoto (massa seca). Nizzeto, Futter e Langaas (2016) estimam que na Europa, entre 125 e 850 toneladas de MP por milhão de habitantes são liberados anualmente no meio ambiente ao aplicar lodo de esgoto no solo. Existem diferentes rotas de distribuição onde o lodo de esgoto depositado pode ser lixiviado e transportar partículas microplásticas. No entanto, as partículas não são apenas lixiviadas, mas também permeiam pelo solo e ficam armazenadas (HABIB; LOCKE; CANNONE, 1998; ZUBRIS; RICHARDS, 2005). Ao fertilizar solos com lodo de esgoto, ventos e chuvas podem atuar na superfície levando a uma maior propagação de MP (WALDSCHLÄGER et al., 2020). Somente quando o lodo de esgoto é termicamente reciclado a temperaturas acima de 300 °C, pode-se supor que todas as partículas de plástico são completamente destruídas e, portanto, nenhum MP pode ser liberado no meio ambiente (FRANCK, 2018; LIEBMANN, 2015). Dessa maneira, a incineração é a única alternativa atual ao ciclo de vida do MP.

2.4.3 Caminhos percorridos pelos microplásticos no meio ambiente

Depois de entrar no ambiente, o MP é distribuído por diferentes caminhos. A partir de estudos da literatura e com o objetivo de divulgar os resultados de diversas pesquisas a respeito desses trajetos, apresenta-se abaixo uma breve compilação.

De acordo com Waldschläger et al. (2020), o transporte de microplástico no ambiente pode ser dividido em aquático, terrestre e aéreo. No entanto, em função de processos como bioincrustação, degradação e fragmentação que alteram as propriedades das partículas ao longo do tempo e influenciam no comportamento do transporte, ainda não é possível a identificação da origem dos microplásticos (WALDSCHLÄGER et al., 2020).

O ambiente aquático pode ser dividido em água doce e salgada. Os ambientes de água doce incluem rios e lagos e de água salgada são costas, oceanos abertos, mar profundo e calotas polares (HARDESTY et al., 2017). As divisões em água doce e salgada são devido às diferentes densidades e tipos de correntes presentes em rios, lagos e oceanos. A transição entre estes ambientes são formados por estuários e áreas costeiras (WALDSCHLÄGER et al., 2020).

Mani et al. (2019) concluíram que os principais fatores que influenciam a distribuição e transporte dos MPs na água são a densidade do polímero, a hidrodinâmica local, a formação de biofilme no MP, a eficiência de fixação de MP em sólidos suspensos e a agregação de MP.

Em comparação com o sedimento natural, que tem densidade média de 2,65 kg/m³, os MPs podem ser mais leves (polietileno, polipropileno, poliestireno expandido (isopor)) ou mais pesados (politereftalato de etileno (PET), poliestireno e PVC) que a água, conseqüentemente as partículas podem flutuar ou afundar (WALDSCHLÄGER; SCHÜTTRUMPF, 2019b). Se o MP tem uma densidade menor que a da água, é mais provável que seja transportado pelo fluxo e acabe nos oceanos, ou então, seja retido por barreiras (barragens p.e.) (LEBRETON et al., 2017). Baseado na suposição de que a maioria das partículas de MP é flutuante, os rios foram por um longo período considerados apenas como caminhos de entrada para MPs no oceano (HORTON; DIXON, 2018). No entanto, apenas metade do plástico produzido é mais leve que a água, sendo transportado desta forma (BALLENT et al., 2013). Se o MP tem uma densidade inicial maior que a água, sedimentos no leito do rio ou no fluxo são fortes o suficiente para transportar a partícula para uma área de escoamento mais calmo (NIZZETTO et al., 2016b). Além da diferença de densidade entre MP e água, o comportamento de sedimentação depende também da forma das partículas. Pellets se comportam de maneira diferente de fibras e fragmentos (WALDSCHLÄGER; SCHÜTTRUMPF, 2019b), e partículas de formato irregular têm maior probabilidade de serem atraídas e retidas por sedimentos do que partículas esféricas (BALLENT et al., 2013).

Depois da partícula sedimentada no leito do rio, ela pode sobrepor-se a sedimentos naturais e infiltrar-se ou pode ser remobilizada novamente, no caso do fluxo apresentar velocidades fortes, durante inundações, por exemplo (HURLEY; WOODWARD; ROTHWELL, 2018). Eventos de inundação também podem transportar partículas flutuantes e não flutuantes e deposita-las nas planícies de inundação. A ressuspensão de partículas no leito do rio depende dos sedimentos onde os MPs se estabelecem, bem como a densidade dos MP (WALDSCHLÄGER; SCHÜTTRUMPF, 2019a) e do diâmetro das partículas (NIZZETTO et al., 2016a). Assim, partículas maiores são mais fáceis de serem retidas por sedimentos do que partículas menores. Estima-se que os MPs podem se estabelecer em áreas onde o escoamento seja reduzido (MANI et al., 2019), como por exemplo, em curvas de rios, porém, essa suposição ainda não foi comprovada (LIEDERMANN et al., 2018).

A extensão de infiltração depende das propriedades das partículas e dos sedimentos, no entanto, este assunto ainda não foi investigado (O'CONNOR et al., 2019). Porém, Frei et al. (2019) identificaram partículas de microplásticos nos sedimentos do rio Roter Main em uma

profundidade de até 60 cm, ou seja, a infiltração estava definitivamente acontecendo. Sendo assim, o processo de sedimentação que ocorre em rios pode ser visto como um sumidouro de microplásticos na água (BLAIR et al., 2017; CASTAÑEDA et al., 2014a; SCHEURER; BIGALKE, 2018; VERMEIREN; MUÑOZ; IKEJIMA, 2016).

A formação de biofilme em microplásticos fluviais foi investigada apenas superficialmente (HARRISON et al., 2018; PARRISH; FAHRENFELD, 2019), enquanto a formação de biofilmes no MP marinho já foi analisada com mais detalhes. De acordo com Harrison et al. (2018), os seguintes parâmetros devem ser avaliados ao considerar o crescimento de biofilmes nos MPs fluviais: a idade das partículas, o tipo de clima do local, incidência de luz, salinidade da água, oxigênio dissolvido e a pressão exercida sobre os MPs, bem como os movimentos em espiral das partículas na coluna de água e ocorrência de inundações. Contudo, a formação do biofilme não pode ser prevista sem um conhecimento preciso dos tempos de residência do MP em cada compartimento ambiental.

Quando considera-se os efeitos dos biofilmes no comportamento do transporte fluvial de MPs, pressupõe-se que eles alteram a densidade e superfície das partículas (PARRISH; FAHRENFELD, 2019). Mas pode-se supor que partículas de polímeros flutuantes acabem sofrendo sedimentação como resultado da bioincrustação e aglomeração de outras partículas (BOND et al., 2018).

De forma geral, densidade, diâmetro e forma dos microplásticos, bem como o fluxo de água e as propriedades naturais dos sedimentos influenciam no destino dos MPs em água doce, porém, a magnitude desta influência deve ser estudada com mais detalhes. Além disso, a densidade das partículas e demais propriedades podem variar com o tempo, pois sofrem degradação e formação de biofilme (WALDSCHLÄGER et al., 2020).

Reservatórios de água e lagos possuem alto potencial de retenção de MP devido ao movimento lento da água que retém essas partículas (NEL; DALU; WASSERMAN, 2018). Watkins et al. (2019) investigaram a coluna de água e os sedimentos em reservatórios e encontraram concentrações significativamente maiores de MP no sedimento do que na água. Eles encontraram concentrações mais baixas nas colunas de água, de modo que a sedimentação das partículas no reservatório ocorreu devido ao tempo necessário para o microplástico afundar.

As partículas também podem ser depositadas nos estuários dos rios devidos às diferentes densidades e influências do fluxo de água, porém essa teoria não pode ser comprovada até o momento (VERMEIREN; MUÑOZ; IKEJIMA, 2016).

Pouco se sabe sobre o comportamento do transporte de MPs na zona de transição entre ambientes fluviais e marinhos (BAPTISTA NETO et al., 2019; VERMEIREN; MUÑOZ;

IKEJIMA, 2016). Muitos centros urbanos e econômicos se desenvolveram nos estuários dos rios, e portanto, é de se esperar uma entrada elevada de MP (GRAY et al., 2018; YONKOS et al., 2014). Devido aos mecanismos dinâmicos de fluxo nos estuários, os MPs podem acumular-se nessas áreas, como foi comprovado para outros poluentes como metais e pesticidas (BROWNE; GALLOWAY; THOMPSON, 2010; COSTANZA et al., 1998). O encontro de água doce e salgada leva a um elevado fluxo de partículas em suspensão. Dessa forma, o fluxo e sedimentação de microplásticos flutuantes e não flutuantes é influenciado nos estuários (VERMEIREN; MUÑOZ; IKEJIMA, 2016).

Quando o movimento das marés no estuário é baixo, a água doce flui sobre a água salgada devido à menor densidade (WALDSCHLÄGER et al., 2020). Partículas não flutuantes, que estavam inicialmente no fundo da coluna de água doce, são então transportados na zona de transição entre água doce e salgada, enquanto partículas flutuantes de MP são transportados sem muita interação com a água salgada que chega ao mar aberto (VERMEIREN; MUÑOZ; IKEJIMA, 2016). Como a amplitude das marés nos estuários aumenta, também se eleva a mistura de água doce e salgada. Em estuários bem misturados, ocorre uma grande descarga de água doce misturada com água salgada e, como resultado, esses estuários acabam transportando muitos poluentes para o mar aberto (VERMEIREN; MUÑOZ; IKEJIMA, 2016). Fotopoulou e Karapanagioti (2012) sugeriram que, a interação de MP com a água salgada cria uma carga negativa na superfície do MP, o que leva à uma floculação de MP na foz do rio. Assim, estuários podem funcionar como um coletor para MPs fluviais (BAKIR; ROWLAND; THOMPSON, 2014b; VERMEIREN; MUÑOZ; IKEJIMA, 2016).

Microplásticos entram nos oceanos através de rios, do litoral ou embarcações marinhas e podem ser transportados através de correntes oceânicas, vento e ondas ou se depositarem nos sedimentos do fundo (WALDSCHLÄGER et al., 2020). As áreas marítimas offshore, aquicultura, tráfego de navios e locais de descarga de esgoto também desempenham papéis cruciais na poluição por microplásticos (DESFORGES et al., 2014; FRÈRE et al., 2017; LUSHER et al., 2014), como abrasão das tintas de navios durante a navegação e perda de material de instalações aquícolas que são também fontes importantes de microplásticos em águas marinhas (DUIS; COORS, 2016).

As correntes oceânicas de grande escala, como a corrente do Golfo que atravessa o oceano atlântico, e a corrente de Humboldt, que se desloca pela extensão do oceano pacífico (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009), juntamente com as correntes menores influenciadas pela força de Coriolis e devido ao chamado transporte de Ekman, formam cinco grandes bacias

marítimas nas quais MPs podem se acumular (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009; VAN SEBILLE; ENGLAND; FROYLAND, 2012).

Cada uma das cinco bacias marítimas tem um giro no oceano, mas apenas a Grande porção de lixo do pacífico (Great Pacific Garbage Patch) e a Porção de lixo do Atlântico (Atlantic Garbage Patch) retém as partículas ao longo do tempo (VAN SEBILLE; ENGLAND; FROYLAND, 2012). Estas porções de lixo podem ser consideradas sumidouros temporários de materiais plásticos. Além destas porções, o gelo do ártico também é visto como um coletor de MPs (PEEKEN et al., 2018). No inverno, as partículas ficam presas no gelo e retornam ao ciclo da água à medida que o gelo derrete. Como resultado de alterações na densidade da água devido a diferentes teores de sal ou temperaturas, as correntes oceânicas em grande escala são deslocadas da superfície para a profundidade em certos pontos, podendo transportar MPs com elas (PEEKEN et al., 2018).

Um fator que influencia o transporte vertical de MP nos oceanos é a densidade variável das partículas, que pode ser alterada pela bioincrustação, degradação e fragmentação. Depois de apenas algumas horas em água salgada, forma-se um biofilme em polímeros constituídos por polissacarídeos e bactérias não móveis (URBANEK; RYMOWICZ; MIROŃCZUK, 2018; YE; ANDRADY, 1991). A formação deste biofilme forma uma base para mais colonização, desta forma as algas verdes podem se depositar na superfície da partícula, atraindo por sua vez invertebrados. Essa comunidade biológica, que varia especificamente de polímero e geograficamente em sua composição, foi nomeado por Zettler, Mincer e Amaral (2013) como “plastisfério”.

Atualmente, quase não existem pesquisas sobre as consequências da formação de biofilme no comportamento do transporte de MPs (AMARAL-ZETTLER et al., 2015). Segundo Ryan (2015), a bioincrustação depende da área superficial das partículas, razão pela qual suspeita-se que a sedimentação dependerá do tamanho das partículas do MP. Esse processo de sedimentação impacta na distribuição de tamanhos e composição das partículas encontradas na superfície da água. Originalmente, assumiu-se que o biofilme nas partículas cresce ao longo do tempo, e em seguida, as partículas afundam no mar devido à sua maior densidade (ANDRADY, 2011; YE; ANDRADY, 1991).

Durante um período experimental de 20 semanas, Ye e Andrady (1991) mostraram que a densidade do microplástico inicialmente era de 0,9-0,95 kg/m³ aumentando para 1,15 kg/m³. Kaiser, Kowalski e Waniek (2017) realizaram experiências semelhantes com os MPs e conseguiram provar que as velocidades de sedimentação, altamente dependentes das densidades das partículas, dos pellets de poliestireno na água salgada aumentaram 81% dentro de seis

semanas. Mas Kooi et al. (2017) mostraram que as partículas oscilam bastante na água como resultado da bioincrustação, uma vez que o biofilme morre em águas mais profundas devido à falta de luz e a partícula torna-se mais leve e sobe para a superfície. Devido à chamada neve marinha, mesmo as partículas de MP inicialmente flutuantes poderão precipitar (PORTER et al., 2018). Ao contrário da bioincrustação, a neve marinha não depende da luz que entra na água e, portanto, pode transportar partículas para o fundo do mar (KOOI et al., 2017). Os agregados de neve marinha, geralmente maior que 200 μm , incorporam partículas de MP e têm maiores velocidades de sedimentação do que os componentes individuais (PORTER et al., 2018). Além disso, quando o MP é excretado pela biota, ele adere parcialmente às fezes e também afunda (GESAMP, 2015). Portanto, o fundo do mar é considerado como um coletor permanente de microplásticos.

Outro estudo supõe que 99% do plástico que entra nos oceanos termina abaixo de 100 m ou no fundo do mar (KOELMANS et al., 2017). Hardesty et al. (2017) determinaram que assumindo uma taxa de sedimentação entre 10 e 150 m por dia, pode levar até um ano para que a partícula alcance o fundo do mar. Em sedimentos marinhos, MPs foram detectados a uma profundidade de $3,5 \pm 0,5$ cm, com 97% das partículas encontradas no 2,5 cm superiores, sendo 66% nos primeiros 0,5cm (MARTIN et al., 2017). Nas áreas costeiras, o MP pode voltar para as praias através de ondas ou durante eventos de tempestade e ser temporariamente depositado lá. No entanto, também pode ser transportado novamente para os oceanos por escoamento superficial ou vento (WALDSCHLÄGER et al., 2020).

Apesar de o transporte de microplásticos em oceanos ter sido amplamente estudado nos últimos anos, ainda existem muitas questões em aberto. O processo básico de transporte ainda precisa ser melhor estudado, para que se possa entender melhor a deposição em sedimentos ou nas praias e identificar possíveis sumidouros permanentes.

O transporte de MP em ambientes terrestres é influenciado principalmente pelas propriedades das partículas e pela agregação do solo (RILLIG; INGRAFFIA; DE SOUZA MACHADO, 2017a). Devido à complexidade dos processos de transporte deste poluente no solo, a seção 2.4.5 é destinada apenas ao entendimento destes fenômenos.

O transporte aéreo de MPs se dá quando os mesmos são introduzidos na atmosfera pelo vento e transportados (GASPERI et al., 2018) junto com pó da estrada (abrasão de pneus e partículas de tinta). Fibras têxteis vêm sendo frequentemente detectadas no ar (DRIS et al., 2017). As partículas podem ser transportadas pelo vento por longas distâncias, e assim, alcançar áreas remotas como no Ártico (BERGMANN et al., 2019) ou lagos remotos (BATTULGA;

KAWAHIGASHI; OYUNTSETSEG, 2019). Durante a chuva ou neve, as partículas deixam a atmosfera e retornam aos compartimentos terrestres ou aquáticos (DRIS et al., 2016).

Ainda não se sabe até que ponto as propriedades das partículas influenciam no transporte e qual a máxima distância que os MPs podem ser levados pelo vento. São necessários estudos futuros para que estas dúvidas sejam sanadas.

2.4.4 Distribuição e concentração no meio ambiente

Para determinar a distribuição e abundância de microplásticos no meio ambiente, foram classificados os dados relevantes, que são apresentados na tabela 4. Como representado, sete continentes e quatro oceanos mostraram a presença de microplásticos nas águas do mar, águas superficiais, praias e sedimentos.

A maior concentração de microplásticos em água salgada foi de 279 partículas/m³, em água doce foi de 7924 partículas/m³ e nos sedimentos 285.673 partículas/m². Além disso, foi constatado a presença de microplásticos nas águas superficiais do mar de Ross, na Antártica, numa concentração de 0,0032-1,18 partículas/m³ (CINCINELLI et al., 2017), sedimentos na baía de Terra Nova também na Antártica de 0,67 a 68,36 partículas/m² (MUNARI et al., 2017), sedimentos no fundo do mar Ártico de 42-6595 partículas/kg (BERGMANN et al., 2017). Também foram encontrados de 0,04 a 1,67 itens por indivíduo (FANG et al., 2018) em organismos bentônicos do Ártico, confirmando que a poluição por microplástico também existe em áreas polares.

Como já discutido, a distribuição global e a abundância de microplásticos dependem de fatores ambientais, incluindo vento, marés, giros, escoamento de rios, aspectos econômicos da população local e fatores antropogênicos, incluindo irrigação de plantas com águas residuais contendo MPs (FRÈRE et al., 2017; IMHOF et al., 2017; SARAFRAZ; RAJABIZADEH; KAMRANI, 2016).

Utilizando MPs em águas superficiais como exemplo, Frère et al. (2017) descobriram que a alta concentração de microplásticos (0,48 partículas/m³, média $0,24 \pm 0,35$ partículas/m³) nas águas superficiais da Baía de Brest, na França, está diretamente relacionada à urbanização e alta densidade populacional na área de estudo. Frias, Otero e Sobral (2014) chegaram à mesma conclusão, de que a proximidade com áreas urbanas estava ligada a altas concentrações de microplásticos nas águas superficiais, isso porque as estações de tratamento de efluente descarregaram mais microplásticos em áreas de alta urbanização e com maior densidade populacional. Contudo, alguns estudos mostraram que altas concentrações de microplásticos

também podem estar presentes em áreas remotas e com baixa densidade populacional (WALDSCHLÄGER et al., 2020).

Altas concentrações de microplásticos (563 ± 1219 partículas/m²) também foram encontrados nos sedimentos de lagos remotos no Tibete Platô com atividades humanas limitadas, e Zhang et al. (2016) consideraram que a população ribeirinha pode contribuir para essa situação. Além disso, fatores ambientais também afetam a concentração de microplásticos em áreas urbanas, como as margens de afluentes, que exercem uma função essencial na alta concentração de microplásticos nos pontos de confluência do rio das pérolas em torno de Guangzhou (LIN et al., 2018).

A distribuição e concentração de microplásticos na água do mar também são afetadas por fatores ambientais e antropogênicos. Lusher et al. observaram uma alta concentração de microplásticos (22,5 partículas/m³) no nordeste do Oceano Atlântico. Eles propuseram que essa elevada concentração pode ser o resultado de vários fatores ambientais, incluindo vento, marés e correntes (LUSHER et al., 2014). O vento pode aumentar a mistura e causar a redistribuição vertical de partículas (KUKULKA et al., 2012), enquanto as correntes podem permitir que os microplásticos se reúnam em zonas de acumulação (LUSHER et al., 2014), e assim, sua ação combinada pode levar a regiões com alta concentração de MPs.

De Jesus Piñon-Colin et al. (2018) encontraram uma alta concentração de partículas microplásticas (267 partículas/kg, média de 135 ± 92 partículas/kg) nas praias turísticas das regiões de estudo, devido as atividades humanas (como por exemplo devido a produtos plásticos descartados pelos turistas e fibras liberadas por suas roupas). Locais mais diretamente expostos ao meio marinho (correntes e fluxo das marés) apresentaram maior abundância de microplásticos do que em locais com menos influência marinha (WESSEL et al., 2016), justamente pelo fato de que os resíduos plásticos podem ser arrastados até as praias pelas marés e correntes marinhas (DEKIFF et al., 2014; STORRIER et al., 2007).

Kim et al. (2015) encontraram uma elevada concentração de MPs (285.673 partículas/m²) na ilha de Soya, Coréia do Sul. Essa contaminação é atribuída às indústrias de aquicultura que utilizavam um grande número de poliestireno na fabricação de boias flutuantes, seguidas da deposição de poliestireno expandido nas praias através do vento ou correntes.

Castañeda et al. (2014) também citaram que fatores como a topografia da costa e água corrente afetaram a distribuição e abundância de MPs nos sedimentos do rio St. Lawrence. Dekiff et al. (2014) chegaram a uma conclusão semelhante e descobriram que o vento e as correntes de água impulsionaram a distribuição espacial de resíduos plásticos em sedimentos. A tabela 4 traz informações sobre a distribuição e concentração de MPs ao redor do mundo.

Tabela 4 – Distribuição e concentração de microplásticos no meio ambiente ao redor do mundo.

| Continente/ Oceano | País/Região | Localização | Tipo de amostra | Tamanho de partículas | Concentração | Referência |
|-------------------------------|--------------------|--|------------------------|----------------------------------|---------------------------------|--------------------------------------|
| Ásia | Índia | Lago Vembanad | Sedimentos do lago | <5mm | 96-496 itens/m ² | (SRUTHY; RAMASAMY, 2017) |
| | Catar | Praias ao longo da costa | Sedimentos da praia | <5mm | 36-228 itens/m ² | (ABAYOMI et al., 2017) |
| | Japão | Mares do leste asiático | Água do mar | <5mm | 3.74±10.40 itens/m ³ | (ISOBE et al., 2015) |
| | Israel | Costa mediterrânea | Água do mar | 0.3-5mm | 7.68±2.38 itens/m ³ | (VAN DER HAL; ARIEL; ANGEL, 2017) |
| | China | Seção de Guangzhou do Rio das Pérolas | Água doce | 20µm-5mm | 379±7924 itens/m ³ | (LIN et al., 2018) |
| | Coréia do Sul | Praia (Cabo de Soya) | Sedimentos da praia | 50µm-5µm | 56-285,673 itens/m ² | (KIM et al., 2015) |
| Europa | Bélgica | Costa belga | Sedimentos da praia | 38µm-1µm | 322-615 partículas/kg | (CLAESSENS et al., 2011) |
| | Alemanha | Linha costeira dos rios Reno e Meno | Sedimentos dos rios | 63µm-5 µm | 672-2175 partículas/kg | (KLEIN; WORCH; KNEPPER, 2015) |
| | Itália | Lagoa de Veneza | Sedimentos da lagoa | <1mm | 58±1265 itens/m ³ | (VIANELLO et al., 2013) |
| | Portugal | Rio Antuã | Água doce | 55µm-5mm | 0.24±0.35 itens/m ³ | (RODRIGUES et al., 2018) |
| | França | Baía de Brest | Água doce | <5mm | 16-312 partículas/kg | (FRÈRE et al., 2017) |

| | | | | | | |
|-------------------------|---------------|--|---------------------|------------|----------------------------------|-------------------------------------|
| América do Norte | México | Praia (Baja California) | Sedimentos da praia | <5mm | 5-117 itens/m ² | (DE JESUS PIÑON-COLIN et al., 2018) |
| | EUA | Praia (estuário do norte do Golfo do México) | Sedimentos da praia | 0.5-5mm | 2-8 fibras/g | (WESSEL et al., 2016) |
| | Canadá | Praia (Passagem Oriental da Nova Escócia) | Sedimentos da praia | <5mm | 12-1300 itens/m ² | (MATHALON; HILL, 2014) |
| América do sul | Brasil | Baía de Guanabara | Sedimentos da praia | <5mm | <1-169 itens/m ² | (DE CARVALHO; BAPTISTA NETO, 2016) |
| | Chile | Costa continental | Sedimentos da praia | 1-4.75mm | 688.9-3308 itens/m ² | (HIDALGO-RUZ; THIEL, 2013) |
| África | África do Sul | Costa sudeste | Sedimentos da praia | 65µm-5mm | 86.7-754.7 itens/m ² | (NEL; FRONEMAN, 2015) |
| | | Litoral Sul-africano | Sedimentos da praia | 63µm-5mm | 175-1933 itens/m ² | (NEL et al., 2017) |
| Oceania | Nova Zelândia | Litorais de Canterbury | Sedimentos da praia | <5mm | 4256.4 itens/km ² | (CLUNIES-ROSS et al., 2016) |
| | Austrália | Águas ao redor da Austrália | Água do mar | 0.4-5mm | 0.67-168.36 itens/m ² | (REISSER et al., 2013) |
| Antártica | | Baía da Terra Nova (Mar de Ross) | Sedimento marinhos | 0.3-5mm | 0.01-1.23 itens/m ³ | (MUNARI et al., 2017) |
| Oceano pacífico | | Mar de Bohai | Água do mar | 0.3-5mm | 0.045±0.093 itens/m ³ | (ZHANG et al., 2017c) |
| | | Mar da China Meridional | Água do mar | 0.3-5mm | 0.045±0.093 itens/m ³ | (CAI et al., 2018) |
| | | Nordeste do Oceano Pacífico | Água do mar | 64.8µm-5mm | 279±178 itens/m ³ | (DESFORGES et al., 2014) |

| | | | | | |
|-------------------------|---|-------------|-------------|-----------------------------|--|
| Oceano atlântico | Entre Bremerhaven, Alemanha e Cidade do Cabo, África do Sul | Água do mar | 0.25-5mm | 0-8.5 itens/m ³ | (KANHAI et al., 2017) |
| | Nordeste do Oceano Atlântico | Água do mar | 0.2-5mm | 0-22.5 itens/m ³ | (LUSHER et al., 2014) |
| | Superfície noroeste do mar da Europa | Água do mar | <4.75mm | 0-1.5 itens/m ³ | (MAES et al., 2017) |
| Oceano Índico | Águas Marinhas do Catar | Água do mar | 125 µm-5 mm | 0-3 itens/m ³ | (CASTILLO; AL-MASLAMANI; OBBARD, 2016) |
| Oceano ártico | Svalbard, Noruega | Água do mar | 0.25 - 5 mm | 0-11.5 itens/m ³ | (LUSHER et al., 2015) |

Fonte: adaptado de (YU et al., 2020).

Ao observar os dados sobre as concentrações de microplásticos (Tabela 4), foi constatado a dificuldade de se fazer comparações significativas entre os estudos, devido as diferenças nos métodos de amostragem e unidades quantitativas reportados pela literatura científica. Por exemplo, a pesca de arrasto ou a amostragem a granel é geralmente usada para amostragem de microplásticos na água (YU et al., 2020). Zhang et al. (2017) utilizaram uma rede de manta com malha de 330 μm para amostragem de microplásticos no mar de Bohai, enquanto Desforges et al. (2014) usaram um sistema de captação de água salgada do navio para grandes volumes de água do mar. O primeiro estudo dividiu as partículas de plástico em apenas uma categoria (0,3 – 1 mm) enquanto o segundo dividiu em três categorias: <100 μm , 100-500 μm e 500-1000 μm . Portanto, torna-se difícil comparar a concentração total de microplásticos entre estes dois estudos, exceto na faixa de 0,3-1 mm.

Em alguns casos, diferentes unidades de concentração são usadas para representar o acúmulo de microplásticos. Para estudos envolvendo a presença de microplásticos em água, o número de microplásticos é calculado por unidade de área ou volume, com unidades como partículas/ m^2 ou partículas/ m^3 (YU et al., 2020). Para quantificação em sedimentos, costuma-se usar unidades de microplásticos por área ou peso de sedimento, isto é, partículas/ m^2 ou partículas/kg. No entanto, algumas unidades não podem ser convertidas, como é o caso de partículas/ m^2 e partículas/ m^3 , pois são medidas com dimensões diferentes. Devido à inconsistência de unidades quantitativas, comparar o grau de poluição em diferentes regiões pode se tornar uma tarefa difícil (WALDSCHLÄGER et al., 2020).

Para amostragens em corpos d'água, são usadas principalmente as chamadas redes de Nêuston, que amostram os 25 cm superiores da água (WILBER, 1987) e têm geralmente malhas de 300 μm . No entanto, esse método possui várias desvantagens. Primeiro, a escolha do tamanho da malha influencia na detecção e concentração de MPs. Song et al. (2015) retiraram amostras com uma malhagem de 330 μm e com 50 μm e encontraram 47 ± 192 partículas/ m^3 na primeira e 1143 ± 3353 partículas/ m^3 na segunda. Isto indica que um tamanho maior de malha, o mais utilizado o momento (CAI et al., 2018), filtra apenas 4% da real quantidade de partículas. Cai et al. (2018) foram capazes de mostrar que na sua amostragem mais de 50% das partículas eram menores que 100 μm , sendo assim negligenciadas quando usam-se tamanhos de malha de 300 μm . Em segundo, apenas os primeiros 25 cm são amostrados. Considerando os processos de transporte já mencionados, a precisão deste método é duvidosa. Kukulka et al. (2012) determinaram que, devido à mistura causada pelo vento nas camadas superiores, as medições com as redes de Nêuston podem subestimar a quantidade de MPs nos oceanos por um fator de até 27 vezes menor.

Como o resultado destas amostragens são exclusivamente superficiais, quase não se sabe sobre a distribuição variável de microplásticos nas profundidades das massas de água, sendo difícil estimá-las. Por estas razões, deve-se notar que a amostragem superficial com as redes de Nêuston possuem baixo valor informativo sobre a poluição geral do corpo d'água (WALDSCHLÄGER et al., 2020).

Embora existam muitos estudos sobre MPs no meio ambiente, ainda é difícil avaliar a real situação. Considerando as grandes lacunas no conhecimento do comportamento do transporte de MPs no ambiente descritas acima, as concentrações apresentadas devem ser consideradas exclusivamente locais e dependentes do tempo, não representando de modo universal o comportamento deste poluente. Além disso, diferentes amostras e métodos de análises são utilizados, o que dificulta a comparação entre estudos.

Na maioria dos casos, a entrada de plástico no meio ambiente é determinada em função da densidade populacional do local ou do manuseio incorreto do material e desperdício. Um exemplo disso é o estudo de Lebreton et al. (2017), que consideravam os rios exclusivamente como vias de transporte de MPs para o mar. Com base em uma simulação numérica, assumiram uma entrada de 1,15 a 2,41 milhões de toneladas de resíduos plásticos dos rios para os oceanos. Segundo este estudo, os 20 rios mais poluídos estão localizados em sua maioria na Ásia e são responsáveis por cerca de 67% do total de resíduos. Entre esses rios, há sete rios na China (por exemplo, Yangtze), quatro rios na Indonésia (por exemplo, Brantas, Solo) e três rios na Nigéria (Cruz, Imo, Kwa Ibo). Na América do Sul apenas dois rios são representados, o rio Amazonas e o Magdalena. De acordo com Lebreton et al. (2017), não existe um único rio europeu ou norte-americano na lista dos 20 rios mais poluídos. Isso deve-se principalmente à melhor gestão de resíduos na Europa e na América do Norte. Em consideração à alta concentração de MP no rio Reno (KLEIN; WORCH; KNEPPER, 2015; MANI et al., 2015) e no rio Los Angeles (MOORE; LATTIN; ZELLERS, 2011) deve-se ao fato de que existem fontes adicionais devido a uma gestão ineficiente de resíduos sólidos, e que estes obviamente têm uma grande influência na poluição por MP no rios dos países desenvolvidos. Além disso, a maioria dos rios altamente poluídos ainda não foram amostrados, portanto os resultados do estudo não podem ser conclusivamente verificados.

Mesmo lagos muito remotos, como por exemplo na Mongólia, contem MPs. Até março de 2019 foram examinados 45 lagos, sendo que a maior concentração foi encontrada em um lago da China, como 15.000 partículas/m³ (WALDSCHLÄGER et al., 2020).

Existem cerca de 16,7 milhões de barragens (37.600 barragens acima de 15 m (ZARFL et al., 2014)) em rios de todo o mundo e 50% dos maiores rios são represados, portanto podem atuar como sumidouros de microplásticos (BLETTLER et al., 2018).

Devido à poluição MP em ambientes fluviais e marinhos, a detecção de MP nos estuários é razoável, mas muito pouca amostragem ocorreu até o momento (NAIDOO; GLASSOM; SMIT, 2015; ZHAO; ZHU; LI, 2015). Já que não se sabe muito sobre o comportamento do transporte de MP nos estuários, as previsões devem ser consideradas com cuidado.

De acordo com Van Sebille et al. (2015), entre 93 e 232 mil toneladas de plástico estão nadando na superfície do oceano. Eriksen et al. (2014) usaram modelos numéricos e suspeitam de até 66 mil toneladas na parte superior dos oceanos. Por outro lado, Cózar et al. (2014) pressupõe entre 7 e 35 mil toneladas de plásticos no Atlântico, Pacífico e Oceano Índico. O conjunto de dados sobre as concentrações de MPs nos oceanos ainda é muito limitada, sendo que grande parte dos oceanos ainda não foram amostrados e, portanto, estes números são apenas estimativas (WALDSCHLÄGER et al., 2020).

Segundo Van Sebille et al. (2015), quase 50% dos detritos flutuantes estão concentrados nas manchas de lixo. Atualmente, presume-se que existam cinco dessas manchas de lixo nos oceanos mas, que as concentrações de MPs no Mar do Norte e no Mediterrâneo são muito elevados. Além disso, suspeita-se que exista uma sexta mancha de lixo no mar de Barentes (VAN SEBILLE; ENGLAND; FROYLAND, 2012). A zona de acumulação melhor estudada até agora é a Grande Porção de Lixo do Pacífico. Considerando os dados de simulações numéricas, pesquisas e investigações de aeronaves e embarcações, a quantidade de plástico no Grande Porção de Lixo do Pacífico pode ser estimada entre 45 e 129 mil toneladas, espalhadas por uma área de 1,6 mil km² (WALDSCHLÄGER et al., 2020). Lebreton et al. (2018) estimaram que existem cerca de 1,1-3,5 trilhão de pedaços de plástico flutuando nesta região.

Os mais elevados níveis de poluição detectados em linhas costeiras e praias até agora foram de 50.000 partículas/kg no leste das Ilhas Frísia (Europa) (LIEBEZEIT; DUBAISH, 2012) e 285.673 partículas/m³ em uma praia na Coreia do Sul (KIM et al., 2015). Browne et al. (2011) investigaram linhas costeiras ao redor do mundo para identificar fontes e sumidouros de MPs, e mostraram uma correlação (regressão linear) entre a abundância de MP e a densidade populacional.

Até agora, poucos estudos trataram da concentração de MP no mar profundo (PENG et al., 2018; VAN CAUWENBERGHE et al., 2013; WOODALL et al., 2014). Van Cauwenberghe et al. (2013) examinaram a presença de MP no mar profundo em quatro locais, e detectaram

partículas de microplástico em três dos quatro locais. A profundidade de suas medições foi de 1176 m no mar profundo do Mediterrâneo, 2749 m no oceano Antártico e 4843 m no oceano Atlântico. Woodall et al. (2014) examinaram um total de 12 amostras de sedimentos em diferentes locais do fundo do mar e encontrou entre 1,4 e 40 fibras por 50 mL, com uma concentração média de $13,4 \pm 3,5$ fibras por 50 ml. Com estes dados, estimaram que haveria cerca de 4 bilhões de fibras/km² apenas no fundo do oceano Índico. Peng et al. (2018) amostraram água do mar (com uma profundidade de 2673-10908 m) e sedimentos (com uma profundidade de 5108-10908 m) na Fossa das Marianas, lugar mais profundo dos oceanos e, determinaram uma poluição por MP de até 13,51 partículas/L e 2200 partículas/L, respectivamente. Quando comparados com a poluição em outros compartimentos ambientais, a concentração de MPs no fundo do mar é significativamente maior.

Microplásticos também foram encontrados em habitats remotos como no gelo polar. Devido às variadas expansões do gelo, é difícil determinar a carga exata. Enquanto o gelo no Ártico tem dimensões de até 14 milhões de km² no inverno, no verão cerca de 4 a 5 milhões de km² foram descongelados apenas nos últimos anos (PODBREGAR; LOHMANN, 2014). Peeken et al. (2018) encontraram até 12 milhões de partículas de MP por m³ de gelo na corrente de Deriva Transpolar, enquanto Obbard et al. (2014) encontraram 234.000 partículas/m³. Essa diferença na concentração pode ser explicada devido à inúmeras metodologias e variações extremas da concentração de MP nos núcleos de gelo (PEEKEN et al., 2018). Usando os núcleos de gelo, Peeken et al. (2018) foram capazes de analisar a variabilidade espacial no mar e reconstruir locais de incorporação de MP. Lusher et al. (2015) examinaram a água do ártico em busca de MPs e encontraram uma média de 0,34 ($\pm 0,31$) partículas/m³ na superfície da água. As amostragens em profundidade de 6 m revelaram maiores concentrações médias, com 2,68 ($\pm 2,95$) partículas/m³. Com base nestes dados, uma descarga anual de MPs do gelo Ártico nos oceanos foi de até $8,7 \times 10^{20}$ partículas/ano entre 2011 e 2016 (PEEKEN et al., 2018). As concentrações de MPs nas águas do Ártico são baixas quando comparadas à outros locais (Tabela 5), mas as concentrações de partículas no gelo são significativamente maiores.

Embora o número de publicações sobre a presença de microplásticos em ambientes aquáticos aumentem continuamente, ainda existem áreas geográficas inexploradas. As altas concentrações de MP podem ser encontradas não apenas nas áreas de acúmulo de resíduo, mas também no mar do Norte, Mar Negro e Mar da China Meridional (WALDSCHLÄGER et al., 2020). No Mar Mediterrâneo, também foram encontradas altas concentrações (10-1000 partículas/m³). No entanto, muitas amostras também encontraram baixas concentrações (0,1–10 partículas/m³) ou muito baixas ($<0,1$ partículas/m³).

Desta maneira, a poluição ambiental é onipresente, porém algumas áreas são claramente mais poluídas que outras. É interessante salientar que tanto a grande porção de lixo do oceano Atlântico quanto do Índico, ainda não foram amostradas. A grande porção de lixo do Pacífico Sul foi amostrado apenas uma vez, e baixas concentrações de plástico puderam ser detectadas (ERIKSEN et al., 2013).

A tabela 5 mostra uma síntese do que foi apresentado acima, contendo os valores máximos das concentrações de MPs encontradas em compartimentos aquáticos individuais.

Tabela 5 – Máxima concentração de microplásticos na água e em sedimentos em diferentes ambientes.

| Ambiente | Local | Concentração máxima na água | Referência | Local | Concentração máxima nos sedimentos | Referência |
|------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|---|------------------------------------|
| Rios | Rio de Los Angeles | 12.932 partículas/m ³ | (MOORE; LATTIN; ZELLERS, 2011) | Rios do Noroeste (Reino Unido) | 517.000 partículas/m ² | (HURLEY; WOODWARD; ROTHWELL, 2018) |
| | Rio Reno | 892.777 partículas/km ² | (MANI et al., 2015) | Rio Reno (Alemanha) | 5440 partículas/kg | (BRANDSMA et al., 2013) |
| Lagos | Barragem de três gargantas (China) | 12.611 partículas/m ³ | (DI; WANG, 2018) | Lago Qinghai (China) | 1292 partículas/m ² | (XIONG et al., 2018) |
| | Lago Taihu (China) | 6.800.000 partículas/km ² | (SU et al., 2016) | Lago Ontário (Canadá) | 27.830 partículas/kg | (BALLENT et al., 2016) |
| Oceanos | Nordeste do Pacífico | 9.200 partículas/m ³ | (DESFORGES et al., 2014) | Praia (Coreia do Sul) | 285.673 partículas/m ² | (KIM et al., 2015) |
| | Costa Israelense do Mar Mediterrâneo | 64.812.600 partículas/km ² | (VAN DER HAL; ARIEL; ANGEL, 2017) | Ilhas Frísias Orientais (Alemanha) | 50.000 partículas/kg | (LIEBEZEIT; DUBAISH, 2012) |
| Estuários | Yangtzé (China) | 4137 partículas/m ³ | (ZHAO et al., 2014) | KwaZulu-Natal (África do Sul) | 745 partículas/500 ml | (NAIDOO; GLASSOM; SMIT, 2015) |

| | | | | | | |
|---------------------|------------------------------|----------------------------------|-----------------------|----------------------------------|--|-----------------------|
| Mar profundo | Fossa das Marianas | 13.510 partículas/m ³ | (PENG et al., 2018) | Fossa das Marianas | 6200 partículas/kg | (PENG et al., 2018) |
| Gelo Polar | Águas Superficiais do Ártico | 1,31 partículas/m ³ | (LUSHER et al., 2015) | Estreito de Fram/ Ártico Central | 12.000.000 partículas/m ³ de gelo | (PEEKEN et al., 2018) |

Fonte: Adaptado (WALDSCHLÄGER et al., 2020).

De modo geral, os fatores que influenciam a concentração de microplásticos na água são principalmente o vento, as marés, correntes oceânicas, fluxo de água nos rios, topografia da costa e fatores antropogênicos, incluindo densidade populacional, descarte de águas residuárias, presença de indústrias de aquicultura e aspectos econômicos da população.

É possível observar na tabela que as concentrações nas águas dos rios são tão altas quanto nos oceanos. Porém, deve-se ter em mente que o volume de água nos oceanos é significativamente superior do que nos rios (97% da água total da Terra em comparação com 0,02% nos rios (LORENZ; KASANG; LOHMANN, 2005)). Essas concentrações não podem ser generalizadas para o volume total, pois podem representar apenas concentrações de pico locais. Uma comparação sobre a contaminação em água doce e salgada é, portanto, difícil.

Até agora, as concentrações de MPs no ar foram investigados em alguns estudos (DRIS et al., 2016, 2017; GASPERI et al., 2018; REZAEI et al., 2019), onde o foco foram as fibras (GASPERI et al., 2018). No entanto, a identificação de MPs no ar pode confundir fibras naturais com fibras sintéticas. Dris et al. (2016) relataram uma precipitação atmosférica diária para dois locais em Paris de 2 a 355 fibras/m², com 29% das fibras sendo identificadas como MPs. As fibras tinham diâmetros entre 7 e 15 µm e seus comprimentos variavam entre 50 e 600 µm, sendo 50 µm o limite de observação. Poucos fragmentos de MPs encontrados na precipitação foram menores que 100 µm. Uma comparação do ar interno e externo, mostrou maiores concentrações de fibras em ambientes internos (1 a 60 fibras/m³) do que em ambientes externos (0,3-1,5 fibras/m³) (DRIS et al., 2017). De acordo com Gasperi et al. (2018), a maioria das fibras de MPs em ambientes internos consistiam em polipropileno.

É necessário ainda uma maior atenção sobre a concentração de microplásticos no ar atmosférico, visto que, até agora poucos estudos foram realizados.

2.4.5 *Microplásticos no solo*

A presença de microplásticos no solo influencia tanto suas propriedades físicas e químicas quanto a biota local. A origem, processos de transporte, influência e medidas preventivas dos microplásticos neste compartimento ambiental são apresentadas nesta seção.

2.4.5.1 Origem e migração de microplásticos no solo

Os microplásticos presentes no solo, assim como em outros compartimentos ambientais já apresentados são divididos em dois grupos, primários e secundários (COLE et al., 2011; DUIS; COORS, 2016; THOMPSON et al., 2004).

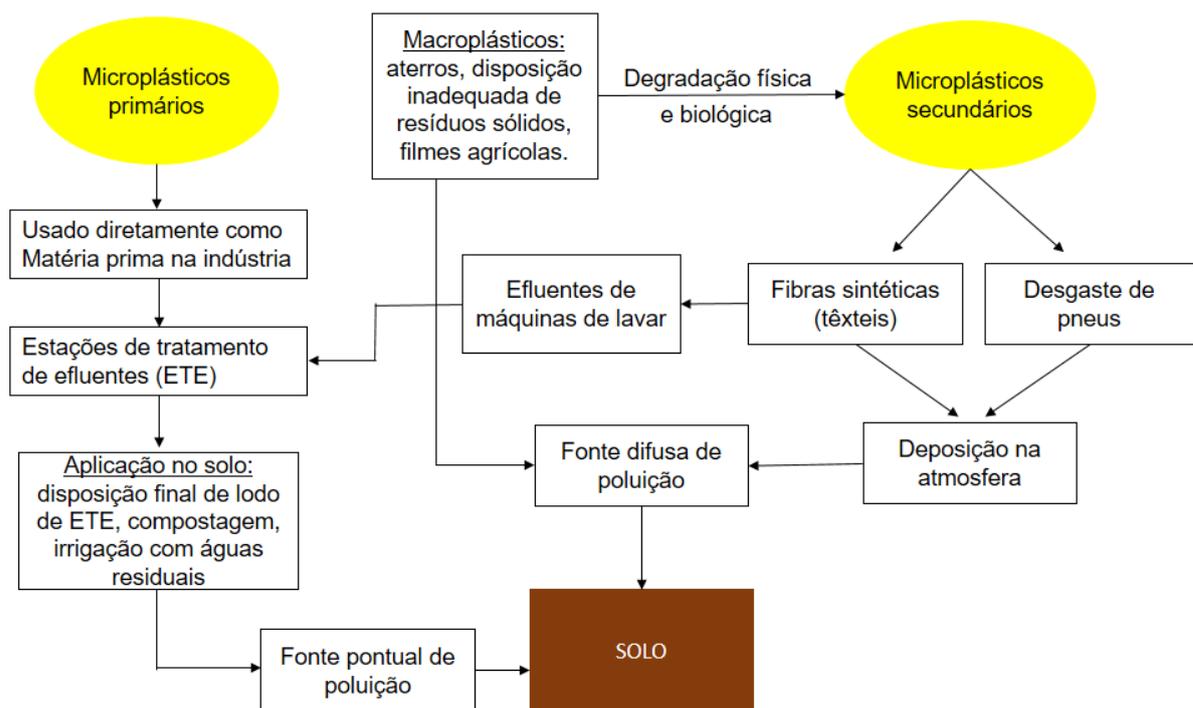
Diferente das fontes de microplásticos no oceano, que incluem principalmente fontes terrestres (80%), turismo costeiro, lazer, pesca comercial, navios e indústrias marinhas

(aquicultura, plataformas de petróleo, etc.)(ANDRADY, 2011; COLE et al., 2011; DOYLE et al., 2011), as fontes de entrada de microplástico no solo incluem aterros (HE et al., 2019), alterações no solo (ZUBRIS; RICHARDS, 2005), aplicações de lodo de esgoto na terra (CORRADINI et al., 2019; LI et al., 2018b; MINTENIG et al., 2017; ZIAJAHROMI et al., 2017), irrigação com águas residuais (GÜNDOĞDU et al., 2018; MASON et al., 2016), fertilizante orgânico (WEITHMANN et al., 2018), resíduos de filmes agrícolas (RAMOS et al., 2015; STEINMETZ et al., 2016), desgaste de pneus (KOLE et al., 2017b), deposição atmosférica (DRIS et al., 2015b, 2016, 2017; LIU et al., 2019), etc.

Além disso, plásticos presentes no solo podem se fragmentar através de processos biológicos realizados por organismos presentes no solo, como atividades de alimentação, digestão e excreção (CHAE; AN, 2018). A presença de microplásticos reduz severamente a qualidade do solo (DE SOUZA MACHADO et al., 2018a) e a migração e transferência trófica de microplásticos em solos altamente contaminados, particularmente aqueles solos irrigados com águas residuais e áreas cobertas por plástico filme, representam riscos substanciais para o ecossistema (GUO et al., 2020).

A figura 1 apresenta uma pequena síntese sobre a entrada de microplásticos no solo. É notória a presença de microplásticos primários e secundários que são oriundos de diferentes fontes, e posteriormente transportados para o solo.

Figura 1 – Fontes de microplásticos no solo.



Fonte: Do autor (2020).

A distribuição vertical e horizontal de microplásticos no solo pode ser influenciado por vários fatores (figura 2) como a biota, características dos macroporos (poros > 75 μm), agregação de partículas, rachaduras, e práticas agronômicas (RILLIG; INGRAFFIA; DE SOUZA MACHADO, 2017b; RILLIG; MULLER; LEHMANN, 2017). A literatura que trata sobre migração de microplásticos no solo por bioturbação (GABET; REICHMAN; SEABLOOM, 2003) sugere que os processos sofridos pelas plantas (crescimento e desenraizamento) e a trilha deixada por animais presentes no solo (larvas, minhocas, vertebrados, etc.) podem servir como caminhos preferenciais para passagem de microplásticos.

MPs também podem ser ingeridos e subsequentemente excretados por minhocas (CAO et al., 2017; HUERTA LWANGA et al., 2016; RILLIG; INGRAFFIA; DE SOUZA MACHADO, 2017b), transportados verticalmente da superfície à profundidade através de tocas de minhocas e espalhados lateralmente por grandes áreas pelo movimento de geofágicos, minhocas e mosquitos (HUERTA LWANGA et al., 2016; HURLEY; NIZZETTO, 2018; ZIAJAHROMI et al., 2018). Um estudo realizado por Al-Jaibachi et al. (2019) mostrou que larvas de mosquitos podem facilmente ingerir microplásticos, sendo que estes podem persistir no intestino do inseto durante a metamorfose e permanecer até a fase adulta. Da mesma forma, minhocas que contenham microplásticos em seu organismo, podem ser ingeridas por micro artrópodes do solo (GUTIÉRREZ-LÓPEZ; SALMON; TRIGO, 2001; SALMON; PONGE, 2001).

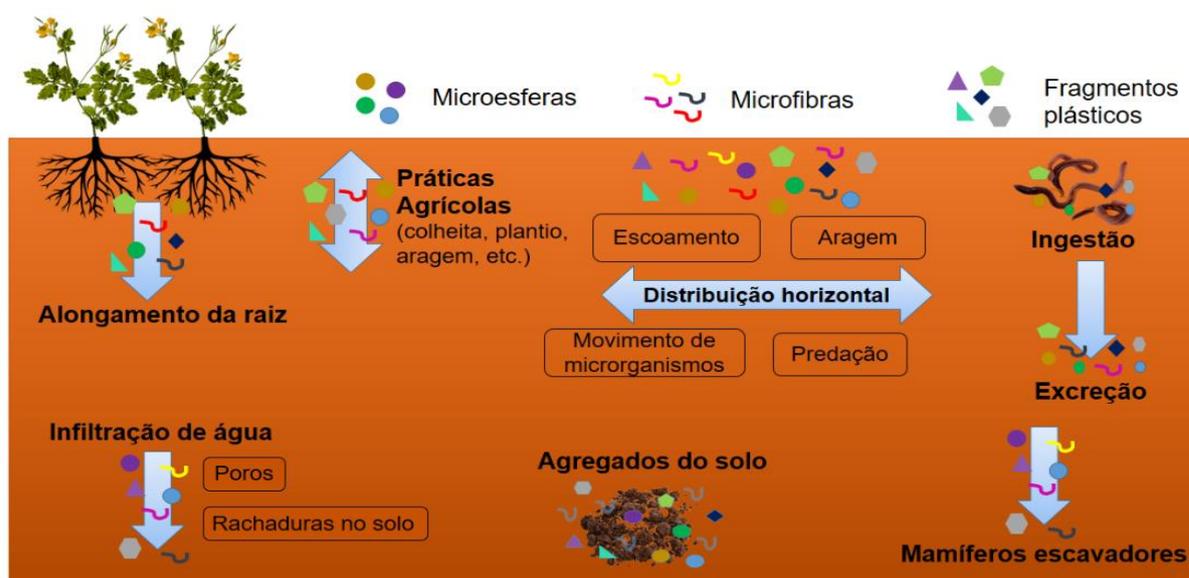
Ácaros e colêmbolos também são responsáveis por dispersar e redistribuir microplásticos, e alguns mamíferos como esquilos e toupeiras provavelmente também contribuem para dispersão de microplásticos no solo através de um mecanismo semelhante (MAASS et al., 2017; RILLIG, 2012). O transporte de microplásticos (100–200 μm) realizado pela espécie *Falsomia Candida* (até 4 cm após 5 dias) foi superior ao exercido pela espécie *Proisotoma Minuta* (cerca de 1 cm após uma semana), e a capacidade dos colêmbolos de dispersar esse material está fortemente associada ao tamanho dos organismos e dos microplásticos, bem como os seus diferentes tipos (MAASS et al., 2017).

Zhu et al. (2018b) descobriram que a capacidade de microartrópodes em transportar e distribuir microplásticos no solo pode ser amplificada na presença de espécies predadoras. Pode-se especular que ecossistemas do solo compostos por relações complexas e diversas entre espécies promovem uma migração maior de microplásticos quando comparada com a distribuição de uma única espécie (BARDGETT; VAN DER PUTTEN, 2014; BRADFORD, 2016; BRADFORD et al., 2002).

Sendo assim, rachaduras no solo, poros, práticas agrícolas (aração, colheita, etc.), alongamento das raízes das plantas, atividades de ingestão e excreção da fauna geofágica do solo (principalmente minhocas anécicas), bem como os comportamentos de escavação de mamíferos no solo, contribuem para o transporte vertical de microplásticos (GUO et al., 2020). Já as atividades predatórias, movimento de minhocas epigeicas e práticas agronômicas facilitam a distribuição horizontal destes materiais (GABET; REICHMAN; SEABLOOM, 2003; RILLIG; INGRAFFIA; DE SOUZA MACHADO, 2017b; RILLIG; MULLER; LEHMANN, 2017). Ademais, os diferentes tipos de microplásticos também podem influenciar a migração, já que microesferas e microfibras mostraram diferentes interações com os agregados do solo (DE SOUZA MACHADO et al., 2018b), que podem exercer efeitos potencialmente bloqueadores no transporte de microplásticos no solo.

O transporte também pode ser influenciado pelas propriedades da superfície do microplástico alterada pelo processo de degradação (GALLOWAY; COLE; LEWIS, 2017b; RILLIG; INGRAFFIA; DE SOUZA MACHADO, 2017b; RILLIG; MULLER; LEHMANN, 2017). A figura 2 sintetiza os vários fatores que afetam o deslocamento de microplásticos no solo.

Figura 2 – Movimentação de micropartículas plásticas no solo.



Fonte: Do autor (2020).

Além da migração dentro do solo, os microplásticos também podem migrar para o meio ambiente circundante, como ar e água, através de fenômenos naturais ou humanos, como vento, poeira, erosão e escoamento superficial (DRIS et al., 2017; O'CONNOR et al., 2019; REZAEI et al., 2019). MPs, especialmente microfibras presentes na superfície do solo podem ser

elevadas a atmosfera graças ao vento e ao fluxo de ar, permanecendo suspenso por algum tempo (DRIS et al., 2016; YURTSEVER; KAYA; BAYRAKTAR, 2018).

Microplásticos também podem alcançar subsuperfícies como aquíferos subterrâneos (GUO et al., 2020). Verificou-se recentemente que os números do ciclo hidrológico estavam correlacionados com as profundidades de penetração de microplásticos. Essa profundidade de penetração de 100 anos foi estimada em 5,24 m em média (faixa de 1,48 a 7,42 m) para as 347 cidades da China, com base no dados meteorológicos (O'CONNOR et al., 2019). Utilizando o modelo de contaminação do INCA, Nizzetto et al. (2016) desenvolveram uma simulação para determinar a porção de microplásticos transferida do solo para o rio Tamisa. Os resultados demonstraram que mais de 60% dos microplásticos no solo acabaram por migrar para as bacias hidrográficas e contaminar o ambiente aquático.

Sendo assim, os solos não podem ser apenas considerados sumidouros temporários ou permanentes para microplásticos mas, também uma fonte poluente para os ambientes circundantes.

2.4.5.2 Concentração de microplásticos no solo

O transporte de MPs no solo é influenciado pelo tamanho das partículas (RILLIG; INGRAFFIA; DE SOUZA MACHADO, 2017a) e pela hidrofobia (WAN; WILSON, 1994). O formato das partículas influencia na capacidade com que elas se empacotam na matriz do solo. MPs foram encontrados em até 25 cm de profundidade, devido à infiltração, após eventos de chuva, bioturbação (HUERTA LWANGA et al., 2017a), aração (RILLIG; ZIERSCH; HEMPEL, 2017), e fluxos de drenagem (ZUBRIS; RICHARDS, 2005).

Nizzetto e colaboradores presumem que os solos utilizados para agricultura e florestas retêm microplásticos em maior quantidade do que solos urbanos, devido à sua maior permeabilidade e menor escoamento superficial (NIZZETTO et al., 2016b).

Nos últimos anos, algumas amostragens nos solos foram realizadas (CORRADINI et al., 2019; FAN et al., 2019; HUERTA LWANGA et al., 2017a; SCHEURER; BIGALKE, 2018; ZHANG; LIU, 2018). A tabela 6 apresenta o nível de contaminação de diferentes solos por microplásticos. Podemos observar que, individualmente, o solo mais poluído é aquele utilizado para agricultura, e os de menor concentração de partículas são as planícies de inundação. De acordo com O'connor et al. (2019), os solos podem apresentar maior acumulação de MPs no meio ambiente mas, para tornar a avaliação mais robusta novos estudos devem ser realizados.

Tabela 6 – Concentração de microplásticos em diferentes solos.

| Local | Tipo de uso | Concentração de partículas | Profundidade da amostragem | Referência |
|----------|--|----------------------------|----------------------------|-------------------------------|
| Suíça | Planícies de inundação | 593 partículas/kg | 0-5 cm | (SCHEURER; BIGALKE, 2018) |
| Chile | Solo Agrícola (com tratamento de lodo de esgoto) | 1100-3500 partículas/kg | 0-25 cm | (CORRADINI et al., 2019) |
| China | Solo agrícola (com filme plástico) | 7100-42.960 partículas/kg | - | (ZHANG; LIU, 2018) |
| Alemanha | Solo agrícola (sem lodo de esgoto ou uso de plástico agrícola) | 0,34 partículas/kg | 0-5 cm | (PIEHL et al., 2018) |
| México | Jardim (sujo, com resíduos de plástico) | 900 partículas/kg | 0-20 cm | (HUERTA LWANGA et al., 2017a) |

Fonte: Adaptado (WALDSCHLÄGER et al., 2020).

A partir da pesquisa realizada, foi observada a existência de vários estudos sobre a concentração de MPs em ambiente aquáticos e, bem pouco sobre esse acúmulo no solo. Dessa maneira, a realização de novos estudos em diferentes solos e/ou diferentes países, ajudaria na composição de um banco de dados mais sólido e relevante.

2.4.5.3 Efeitos dos microplásticos no solo

Os MPs podem alterar as propriedades do solo, como estrutura, função e diversidade microbiana (HE et al., 2019; RILLIG, 2012). Além disso, podem trazer inúmeras consequências para plantas e animais, além dos potenciais riscos para qualidade dos alimentos que podem vir a ameaçar a saúde humana (MURUGAN; BEGGI; KUMAR, 2014; RILLIG et al., 2019b).

A presença de grande volume de resíduos plásticos no solo, pode ocasionar uma redução na condutividade hidráulica saturada e afetar a atividade microbiana e abundância, influenciando assim na fertilidade (KASIRAJAN; NGOUAJIO, 2012; WANG et al., 2015; ZHANG et al., 2017b). Em troca, no ambiente complexo do solo, as propriedades dos microplásticos são afetados por fatores físicos e abióticos (como erosão) e fatores bióticos

(como micróbios, minhocas e plantas), que dependem das propriedades físicas e químicas básicas do solo (GUO et al., 2020).

As interações entre solo e microplásticos podem resultar em comportamentos imprevisíveis de outros poluentes presentes no ambiente, causando assim problemas mais graves ao solo (GUO et al., 2020). A maioria dos estudos sobre microplásticos, estão focados na caracterização de indicadores semi-quantitativos e métricas qualitativas; no entanto, alguns estudos têm focado na alteração das propriedades físico-químicas do solo, micróbios presentes nele e na toxicologia de contaminação destes materiais (DE SOUZA MACHADO et al., 2018b; HE et al., 2018; LIU et al., 2017; YANG et al., 2018), assunto que será discutido nesta seção.

A natureza do solo pode ser a principal forma de entendermos os riscos aos ecossistemas terrestres gerados por microplásticos, já que podem interagir com diversas propriedades do solo (DE SOUZA MACHADO et al., 2018a, 2018b; LEHMANN; FITSCHEN; RILLIG, 2019; LIU et al., 2017; RILLIG, 2012). As micropartículas podem integrar-se aos agregados do solo e se incorporar aos aglomerados em diferentes graus; vagamente em tipos de fragmentos e mais rigidamente em tipos lineares (DE SOUZA MACHADO et al., 2018b; ZHANG; LIU, 2018). Conforme de Souza Machado et al. (2018b) as fibras de poliéster podem aumentar significativamente a capacidade de retenção de água no solo e diminuir a densidade aparente e os agregados estáveis em água. No entanto, o polietileno e poliacrílico não modificaram a capacidade de retenção de água (GUO et al., 2020). Portanto, microplásticos de diferentes materiais podem causar diferentes efeitos no solo.

Diferente de de Souza Machado et al. (2018b), Zhang et al. (2019) não detectaram alterações na densidade do solo, e indicaram um efeito negativo na capacidade de retenção de água quando submetido a microfibras de poliéster. Tais diferenças podem ser atribuídas ao caráter físico-químico do solo, como sólidos (minerais e humos), distribuição, tamanho dos poros no solo, etc. (SOLLINS; GREGG, 2017; ZHANG; ZHANG; LI, 2019).

As mudanças na dinâmica da água no solo, desencadeadas pelos microplásticos, poderiam implicar na resposta de múltiplos índices fisiológicos de eficiência fotossintética, indicando possíveis consequências para o desempenho de plantas (DE SOUZA MACHADO et al., 2019; FAUCON; HOUBEN; LAMBERS, 2017). Estudos também mostraram que os microplásticos alteram a permeabilidade e a retenção de água no solo, afetando sua evaporação (DE SOUZA MACHADO et al., 2018b; WANG et al., 2015).

Wan et al. (2019) investigaram como a evaporação de água e as rachaduras causadas por dessecação em dois solos argilosos, foram afetadas pela adição de microplásticos, e relataram que ambas aumentam de acordo com o aumento da quantidade do poluente. Além

disso, o acúmulo de substâncias húmicas, promovido pela adição de MPs, pode indicar que essas desempenham um papel na melhoria da qualidade do solo, já que tais substâncias dispõem da capacidade de melhorar a estabilidade do solo, aumentar a capacidade de retenção de água, disponibilidade de nutrientes, etc. (LIU et al., 2017; SCHNITZER, 1999). Com base nesses resultados, observa-se que os microplásticos podem alterar o ciclo da água nos solos, ampliar a escassez de água e afetar a migração de poluentes para camadas profundas do solo (RILLIG; INGRAFFIA; DE SOUZA MACHADO, 2017b).

Enzimas presentes no solo, que possuem elevada capacidade de catálise, estão intimamente associadas a múltiplos processos bioquímicos; tais enzimas atuam como um indicador que avalia a fertilidade do solo e desempenham um papel fundamental na regulação da ciclagem de nutrientes, como carbono, nitrogênio e fósforo (ALLISON; JASTROW, 2006; TRASAR-CEPEDA; LEIRÓS; GIL-SOTRES, 2008). Por exemplo, foi demonstrado que os microplásticos promovem efeitos significativos sobre as atividades de enzimas como a urease, catalase, diacetato de fluoresceína, hidrolase e fenol-oxidase (HUANG et al., 2019; LIU et al., 2017), que podem causar mudanças a curto prazo na qualidade do solo (MUSCOLO et al., 2014; MUSCOLO; SETTINERI; ATTINÀ, 2015).

A densidade aparente é um parâmetro importante para estipular o armazenamento de carbono no solo, e a presença de microplásticos pode levar a uma estimativa incorreta deste armazenamento (RILLIG, 2018). Ainda de acordo com Rilling (2018), como os microplásticos possuem polímeros contendo carbono, estes podem se disfarçar como um componente antropogênico significativo para o solo.

Durante um experimento de 30 dias (LIU et al., 2017), altos níveis de microplásticos (28% p/p) aumentaram significativamente o acúmulo de matéria orgânica dissolvida e facilitaram a liberação de nutrientes do solo, como carbono orgânico dissolvido, nitrogênio orgânico dissolvido e fósforo orgânico dissolvido. No entanto, quando o conteúdo de microplásticos foi reduzido (7% p/p), o acúmulo de matéria orgânica dissolvida diminuiu; os efeitos dos microplásticos foram insignificantes durante os sete primeiros dias, e as concentrações de nutrientes no solo não aumentaram significativamente de 14 a 30 dias. Portanto, os efeitos de microplásticos no solo dependem fortemente da concentração de microplásticos, além do tempo de exposição (DE SOUZA MACHADO et al., 2018b; LIU et al., 2017).

Estudos mostram que os recursos e os nutrientes do solo estão diretamente relacionados com a atividade microbiana (ARTHUR et al., 2012; GIRVAN et al., 2003; NAVEED et al., 2016; RILLIG; MULLER; LEHMANN, 2017). Mudanças no ambiente físico do solo,

principalmente na agregação, onde encontra-se microfibras, afetam a evolução microbiana diferentemente de um solo não estruturado com microfibra (RILLIG; MULLER; LEHMANN, 2017; RILLIG, 2018).

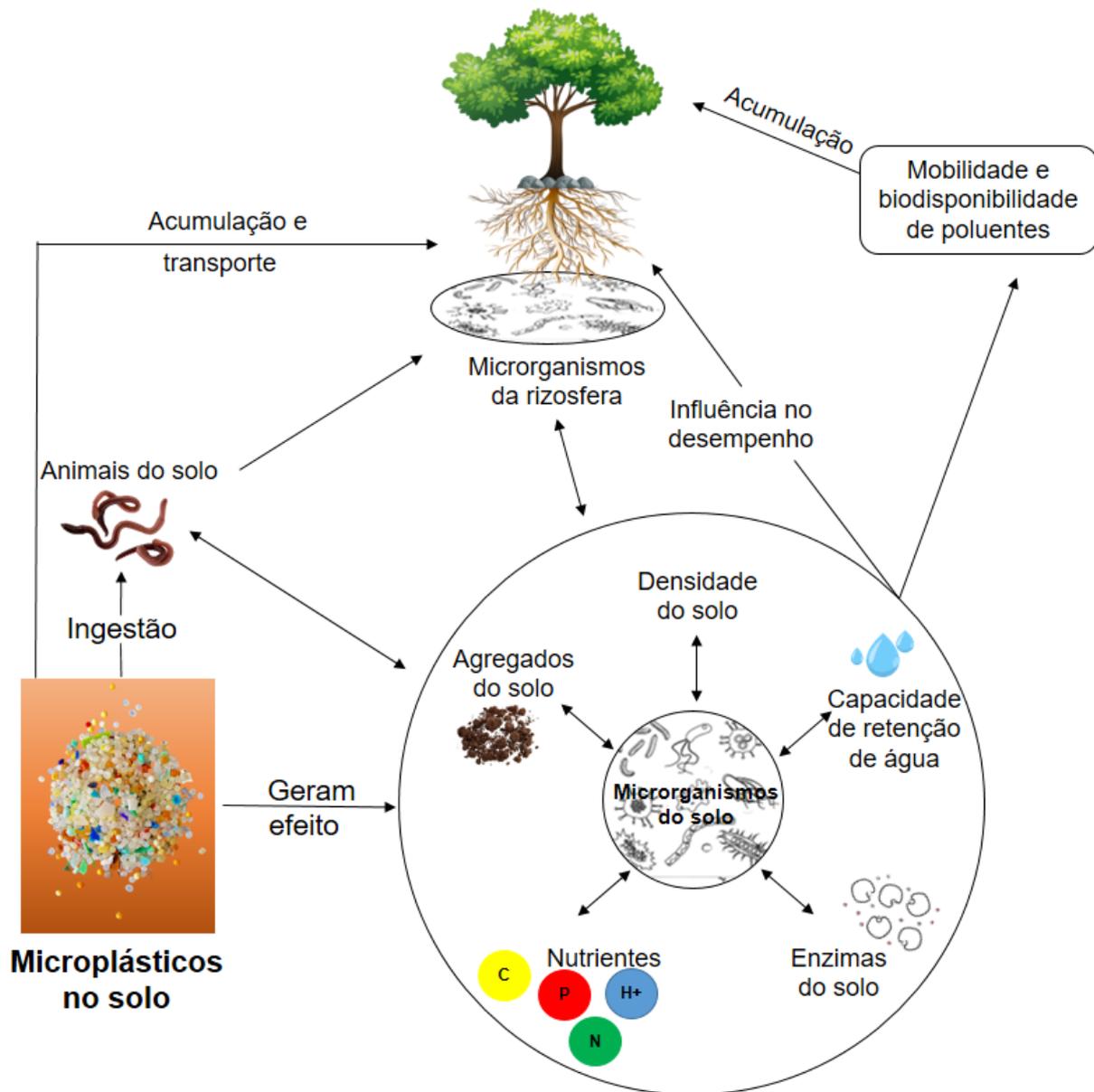
Quando tratado com micróbios vivos, o solo apresentou maior número de agregados formados. Em comparação com o tratamento estéril, este efeito positivo foi neutralizado sob tratamento com microfibras (LEHMANN; FITSCHEN; RILLIG, 2019). Além disso, alterações na porosidade e umidade do solo causadas por microplásticos, podem alterar também o fluxo de oxigênio, o que mudaria a distribuição relativa de microrganismos anaeróbicos e aeróbicos (RUBOL et al., 2013). Ademais, alterações nos espaços porosos, causados pela presença de microplásticos, podem levar à perda de micro-habitat e conseqüentemente à extinção de microrganismos nativos (VERESOGLOU; HALLEY; RILLIG, 2015).

Judy et al. (2019) constataram que a presença de MPs no solo interfere significativamente na estrutura da comunidade microbiana, como diminuição na respiração. Como a matéria orgânica dissolvida atua como um substrato e uma importante fonte de carbono para os microrganismos, ela está intimamente ligada à eutrofização da água e ao efeito estufa (DEFOREST et al., 2004a, 2004b; MARSCHNER; KALBITZ, 2003). Dessa forma, alterações na matéria orgânica dissolvida induzida por microplásticos podem afetar as funções do solo e as comunidades microbianas.

De Souza Machado et al. (2019) descobriram que os fungos micorrízicos arbusculares (FMA), que se associam às raízes, também sofreram alterações em diferentes graus, devido a presença de microplásticos.

Em suma, os microplásticos podem causar uma série de efeitos sobre as propriedades do solo, exercendo uma certa pressão de seleção de microrganismos, levando a uma mudança na estrutura e diversidade da comunidade, além de conseqüências evolutivas (RILLIG et al., 2019a). A figura 3, apresenta o impacto causado pelos microplásticos no solo, desde modificações nas funções, pressões de seleção de microrganismos até os efeitos no crescimento de plantas e adsorção de íons.

Figura 3 – Impacto da presença de microplásticos no solo.



Fonte: Do autor (2020).

O surgimento de microplásticos no ecossistema não apenas afeta a saúde e a função do solo, mas também altera suas propriedades biofísicas levando a mudanças complexas no comportamento ambiental de outros poluentes do solo (ALIMI et al., 2018; WANG et al., 2018a; YANG et al., 2019).

Devido a sua grande área superficial, os microplásticos têm uma capacidade elevada de adsorção; assim, enquanto contém aditivos como dietil-hexil ftalato, poluente predominantemente orgânico usado durante a produção de plástico (GROH et al., 2019; HAHLADAKIS et al., 2018a); também adsorvem contaminantes perigosos, incluindo produtos

químicos orgânicos tóxicos, como éteres de difenila polibromado (PBDE) e perfluoroquímicos (PFOS), metais pesados como zinco, cobre e chumbo e antibióticos (BRENNECKE et al., 2016; GAYLOR; HARVEY; HALE, 2013; HODSON et al., 2017; LAGANÀ et al., 2019; LI; ZHANG; ZHANG, 2018; WANG et al., 2015). Vários pesquisadores estudaram a presença de padrões de liberação/migração de aditivos e outras substâncias potencialmente tóxicas (metais tóxicos, poluentes orgânicos persistentes, etc.) existentes em todos os tipos de plásticos (GROH et al., 2019; HAHLADAKIS et al., 2018a). Estas pesquisas, fornecem implicações de que os componentes químicos tóxicos presentes nos microplásticos, podem migrar lentamente do interior à superfície e migrar dos microplásticos para o solo, propiciando condições de risco para o ecossistema e para saúde.

Hüffer et al. (2019) compararam as capacidades de sorção de solos sem microplásticos de polietileno e solos adicionados com 10% de microplásticos polietileno (abreviado como Solo + PE) para contaminantes orgânicos. Observaram que a capacidade de sorção do solo + PE foi significativamente inferior ao do solo “limpo”, ou seja, microplásticos de polietileno poderiam enfraquecer sua capacidade de sorção, facilitando assim a mobilidade de contaminantes orgânicos. Tal comportamento pode ser atribuído ao fato de que as interações moleculares (principalmente interações inespecíficas de van-der Waals) entre PE e sorbatos foram mais fracas (HÜFFER; HOFMANN, 2016), e nenhuma ponte catiônica entre PE e sorbatos existia, resultando em efeitos de diluição após a adição de microplásticos de polietileno no solo (HÜFFER et al., 2019). Por sua vez, a capacidade dos microplásticos adsorverem outros poluentes, foi influenciada pelas características do próprio solo e pelas propriedades microplásticas (YANG et al., 2019).

Li, Zhang e Zhang (2018) relataram que antibióticos contendo grupos carbonila, como amoxicilina, tetraciclina e ciprofloxacina mostram uma capacidade de sorção particularmente alta de poliamida (PA), isto, devido à sua estrutura porosa e a ligação de hidrogênio entre seu grupo amida (grupo doador de prótons) e os grupos carbonila (grupo receptor de prótons) (ANTONY et al., 2010).

A presença de matéria orgânica dissolvida (MOD) afeta as reações químicas dos contaminantes por competirem pelos locais de adsorção, expondo novos locais com superfície reativa e reações de oxirredução (POLUBESOVA; CHEFETZ, 2014). Além disso, a matéria orgânica dissolvida pode diminuir a sorção de contaminantes no solo e melhorar a dessorção (YU et al., 2011). Portanto, o aumento no acúmulo de MOD induzida por microplásticos podem facilitar a transformação e mobilidade de contaminantes no solo, afetando assim sua toxicidade e biodisponibilidade (LI et al., 2018a; LIU et al., 2017). Além disso, por ser fotossensibilizador,

a MOD pode afetar a fotólise de contaminantes (LUO et al., 2017). Devido à adsorção competitiva e aceleração da dissolução de minerais, bem como a complexação de metais à matéria orgânica dissolvida, o potencial redox e a hidrólise podem ser afetadas (POLUBESOVA; CHEFETZ, 2014). Assim sendo, alternâncias no conteúdo e composição da MOD influenciarão no comportamento ambiental e na degradabilidade de contaminantes no solo, provavelmente agravando a poluição (GUO et al., 2020). Liu et al. (2017) relataram que um material semelhante ao ácido fúlvico aumentou no solo após a adição de microplásticos, afetando o transporte e biodisponibilidade de contaminantes. Isso pode ser explicado pelo fato de que os ácidos fúlvicos, que representam uma grande proporção de matéria orgânica dissolvida em solo, também podem atuar como agentes transportadores de contaminantes, como metais pesados e produtos químicos orgânicos (CHIRENJE; RIVERO; MA, 2002; PERMINOVA et al., 2001).

De acordo com Boots, Russell e Green (2019), polietileno de alta densidade foi capaz de diminuir o pH do solo, o que pode resultar num aumento da forma solúvel/permutável para metais pesados, aumentando assim a mobilidade e biodisponibilidade (YU et al., 2016). Portanto, microplásticos desempenham funções como catadores e transportadores, tanto no ambiente marinho quanto no solo, enquanto atua como um múltiplo estressor (WANG et al., 2018a), influenciando nas propriedades, funções e na microbiota do solo.

2.4.6 Riscos ao meio ambiente

Os microplásticos são detectados em quase todos os ambientes e atualmente são um tema frequente de pesquisa no campo da poluição ambiental (HORTON; DIXON, 2018; THOMPSON, 2015). Contudo, embora o número de estudos sobre os MPs esteja aumentando, existe uma carência na abordagem sobre a avaliação de riscos.

Os componentes dos microplásticos, como resíduos de monômeros e aditivos, podem ser liberados durante o uso e descarte dos produtos plásticos, sendo que, algumas dessas substâncias podem ser nocivas ao meio ambiente. Os monômeros são as unidades básicas dos materiais poliméricos, que na maioria das vezes são considerados inertes devido a sua elevada massa molar (TEUTEN et al., 2009). No entanto, alguns estudos mostraram que monômeros podem ter efeitos prejudiciais.

Lithner, Larsson e Dave (2011) classificaram os polímeros com base no risco ambiental dos monômeros e descobriram que o monômero de estireno acarreta um risco mutagênico ou

carcinogênico, classificando o poliestireno como um dos polímeros mais perigosos, e listando-o como substância tóxica, pela agência de proteção ambiental dos EUA (EPA).

Como consequência de suas propriedades físicas e químicas, microplásticos podem adsorver contaminantes químicos presentes no ambiente circundante, incluindo hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs, por exemplo, naftaleno e fenantreno) (HÜFFER; HOFMANN, 2016; WANG; WANG, 2018), bifenilos policlorados (PCBs, por exemplo, triclorobifenil, tetraclorobifenil) (VELZEBOER; KWADIJK; KOELMANS, 2014), antibióticos (por exemplo, tetraciclina, ciprofloxacina) (LI; ZHANG; ZHANG, 2018; XU et al., 2018), pesticidas organoclorados (OCPs, por exemplo, diclorodifeniltricloroetano ou DDT) (BAKIR; ROWLAND; THOMPSON, 2014a), e metais pesados (por exemplo, cádmio, cromo e cobre) (HOLMES; TURNER; THOMPSON, 2014).

Estudos têm mostrado que as concentrações desses poluentes nos microplásticos são superiores às do ambiente circundante, devido à forte capacidade de sorção dos fragmentos de plástico (HIRAI et al., 2011; LEE; SHIM; KWON, 2014). Por exemplo, os PCBs podem se acumular em pellets de plástico a níveis de até seis ordens de magnitude superiores do que na água do mar (MATO et al., 2001). As principais razões para essa acumulação, são que os MPs possuem uma grande área superficial, bem como suas moléculas tem a mesma polaridade observada em diversos poluentes orgânicos (LEE; SHIM; KWON, 2014).

A capacidade de adsorção de contaminantes no microplástico é impactada pela natureza química do material polimérico. Isto ocorre devido as diferentes propriedades físicas e químicas de cada um, como área superficial (TEUTEN et al., 2007) e cristalinidade (KARAPANAGIOTI; KLONTZA, 2008), afetando o acúmulo de produtos químicos em resíduos plásticos (PASCALL et al., 2005). O polietileno tem grande afinidade com os contaminantes orgânicos apolares devido à sua grande área superficial (TEUTEN et al., 2007) e volume livre (PASCALL et al., 2005).

O poliestireno tem uma alta capacidade sorviva porque a presença de benzeno aumenta a distância entre as cadeias poliméricas adjacentes, permitindo que substâncias se difundam no polímero mais facilmente (PASCALL et al., 2005). Essas tendências podem não ser aplicáveis a todos os tipos de contaminantes devido às interações específicas entre polímeros e outros compostos (SMEDES et al., 2009). Por exemplo, a poliamida adsorve melhor a trimetoprima quando comparado ao polietileno e poliestireno (LI; ZHANG; ZHANG, 2018). Além disso, a capacidade e a taxa de adsorção de contaminantes por microplásticos é afetada pelo tamanho das partículas. Nano e microplásticos conseguem liberar para o meio substâncias de baixa massa

molar mais rápido que resíduos plásticos milimétricos, devido à sua maior área superficial (KOELMANS et al., 2013).

O aumento da taxa de adsorção e a capacidade de resíduos plásticos menores liberarem outras substâncias que se encontram em seu interior podem aumentar os riscos associados ao meio ambiente (VELZEBOER; KWADIJK; KOELMANS, 2014).

Visto que os microplásticos podem ocasionar diversas mudanças no meio ambiente, é de extrema importância, a realização de pesquisas que prevejam seus impactos.

2.4.7 Riscos ecológicos

A ingestão é a interação mais frequente entre organismos marinhos e microplásticos. Estima-se que aproximadamente 690 espécies foram afetadas pela poluição plástica marinha em 2015, e pelo menos 10% dessas espécies ingeriram microplásticos (GALL; THOMPSON, 2015). Moore (2008) observou que os organismos podem confundir microplásticos com presas e ingeri-los diretamente. Além disso, detritos plásticos ou MPs foram identificados nos intestinos ou tecidos de diversos organismos marinhos, incluindo peixes (LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2013; NEVES et al., 2015), bivalves (VAN CAUWENBERGHE; JANSSEN, 2014), zooplâncton (DESFORGES; GALBRAITH; ROSS, 2015; FRIAS; OTERO; SOBRAL, 2014), aves marinhas (BLIGHT; BURGER, 1997), tartarugas (BUGONI; KRAUSE; PETRY, 2001) e baleias (DE STEPHANIS et al., 2013). A tabela 7 exhibe a ingestão de microplásticos por organismos marinhos (bivalves, zooplâncton e peixes) no meio ambiente. Já a influência desse material pode ser observada na figura 4.

Em termos de danos físicos, os detritos de plástico causam efeitos mecânicos diretos nos organismos marinhos, através do emaranhamento e ingestão (DERRAIK, 2002; GREGORY, 2009). Detritos plásticos (principalmente fibras sintéticas) engolidas por organismos marinhos podem levar a bloqueios intestinais, enquanto microplásticos duros com formas irregulares e bordas afiadas, podem penetrar na parede intestinal e danificar o sistema digestivo. Todos esses efeitos podem diminuir a ingestão de alimentos, levando à fome e conseqüentemente à morte (DUIS; COORS, 2016; WRIGHT et al., 2013).

Tabela 7 – Ingestão de microplásticos por bivalves, zooplâncton e peixes no meio ambiente natural.

| Espécie | Local de amostragem | Tamanho do microplástico (µm) | Quantidade de microplásticos | Unidade | Referência | |
|-------------|------------------------------|-------------------------------|------------------------------|---------------|----------------------|-----------------------------------|
| Bivalves | <i>Mytilus edulis</i> | Costa franco-belga-holandesa | 20-90 | 0,20 ± 0,30 | Itens/g | (VAN CAUWENBERGHE et al., 2015) |
| | | Costas atlânticas francesas | 20-5000 | 0,23 ± 0,20 | Itens/g | (PHUONG et al., 2018) |
| | | Bélgica | 200-1500 | 0,26-0,51 | Itens/g | (DE WITTE et al., 2014) |
| | | Mar do norte | 5-5000 | 0,36 ± 0,07 | Itens/g | (VAN CAUWENBERGHE; JANSSEN, 2014) |
| | | Águas costeiras da China | 5-5000 | 0,9-4,6 | Itens/g | (LI et al., 2016) |
| | Ostras | Oceano atlântico | 5-5000 | 0,47 ± 0,16 | Itens/g | (VAN CAUWENBERGHE; JANSSEN, 2014) |
| | | Costas atlânticas francesas | 20-5000 | 0,18 ± 0,16 | Itens/g | (PHUONG et al., 2018) |
| Zooplâncton | | Mar da Sardenha | 200-5000 | 0,17 ± 0,32 | Itens/m ³ | (PANTI et al., 2015) |
| | | Mar da China Meridional | 4-2399 | 4,1-131,5 | Itens/m ³ | (SUN et al., 2017) |
| | | Mar amarelo | 9,86-996,75 | 12,24 ± 25,70 | Itens/m ³ | (SUN et al., 2018) |
| | | Águas da costa portuguesa | <5000 | 0,002-0,036 | Itens/m ³ | (FRIAS; OTERO; SOBRAL, 2014) |
| Peixes | Peixes pelágicos e demersais | Plymouth, Reino Unido | 130-5000 | 1,90 ± 0,10 | Itens/peixe | (LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2013) |
| | | Costa portuguesa | 217-4810 | 1,40 ± 0,66 | Itens/peixe | (NEVES et al., 2015) |
| | Peixes mesopelágicos | Atlântico norte | 500-5000 | 1,20 ± 0,54 | Itens/peixe | (LUSHER et al., 2016) |

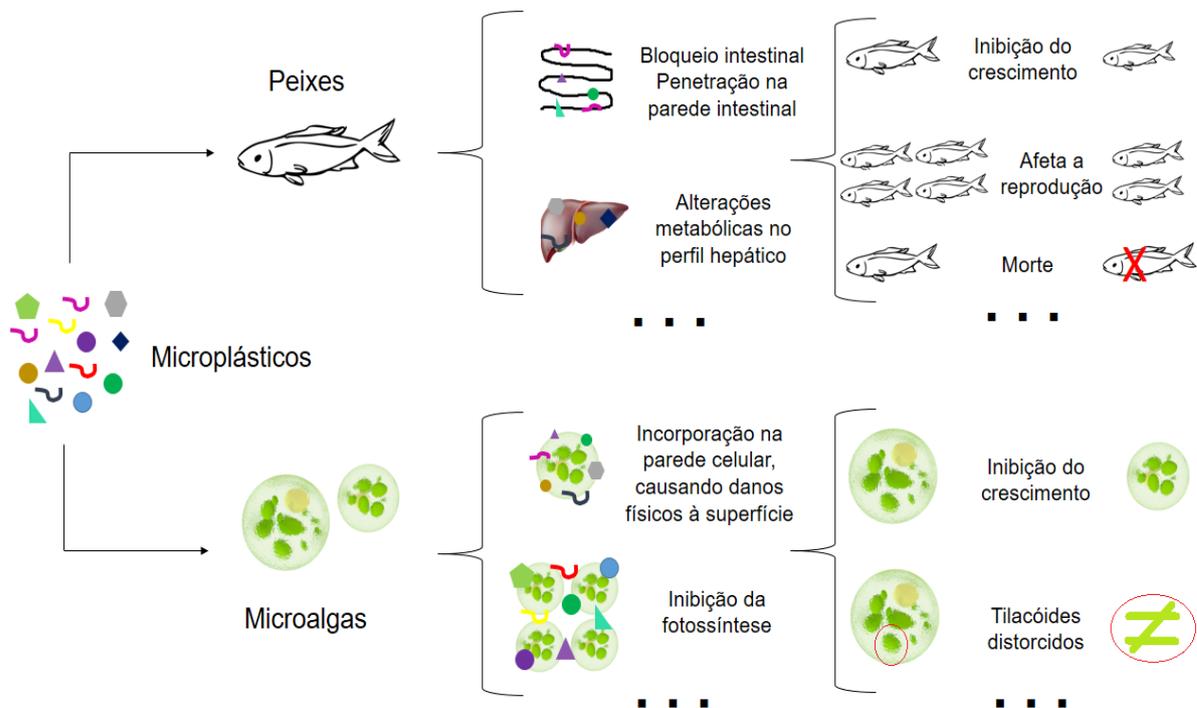
| | | | | | | |
|--|------------------------------|---|------------|-----------------|-------------|-----------------------------------|
| | Peixes demersais | Atlântico espanhol e costas do mediterrâneo | 3800-3100 | $1,56 \pm 0,50$ | Itens/peixe | (BELLAS et al., 2016) |
| | Boops Boops (boga-do-mar) | Ilhas Baleares | 0,001-5000 | $3,75 \pm 0,25$ | Itens/peixe | (NADAL; ALOMAR; DEUDERO, 2016) |

Fonte: adaptado (YU et al., 2020).

Cole et al. (2013) mostraram que a captação de algas por crustáceos (copépode *Centropages typicus*) foi reduzido significativamente após 24h de exposição à microesferas de poliestireno (7,3 μm) em concentrações de 7000 partículas/ml. Além disso, Zhang et al. (2017a) descobriram que os microplásticos podem incorporar-se nas paredes celulares das algas e causar dano físico em sua superfície. Ademais, os danos físicos e o estresse oxidativo causados pelos microplásticos, podem distorcer os tilacóides das microalgas (MAO et al., 2018).

Lei et al. (2018) demonstraram que partículas microplásticas (~70 μm) causavam danos intestinais no peixe-zebra (*Danio rerio*), incluindo ruptura de vilosidades intestinais e quebra celular, enquanto 10 mg/L de polipropileno causou redução média de 27,1% na taxa de sobrevivência. Além disso, Lee et al. (2013) descobriram que microesferas de dois tamanhos (0,5 μm e 6 μm) reduziram significativamente a fecundidade dos copépodes (*Tigriopus japonicus*) em todas as concentrações testadas (0,125, 1,25, 12,5, e 25 mg/ml). A diminuição observada na fecundidade pode ser devido à presença de microplásticos, causando redução na ingestão de alimentos e, deixando o organismo com energia insuficiente para reproduzir (BARATA; PORTE; BAIRD, 2004; HUTCHINSON, 2007). Em suma, os efeitos físicos dos microplásticos nos organismos marinhos incluem, redução na ingestão de alimentos e inibição do crescimento e reprodução, que em casos mais graves pode levar à morte.

Figura 4 – Influência de microplásticos em peixes e microalgas.



Fonte: do autor (2020).

O dano toxicológico decorre principalmente de aditivos e produtos químicos adsorvidos na superfície dos microplásticos, que entram nos organismos com as partículas e podem ser liberados através de processos de dessorção, prejudicando, o animal (BAKIR; ROWLAND; THOMPSON, 2014b; COLE et al., 2011; WANG; WANG, 2018; WATTS et al., 2014). Por exemplo, poluentes (nonilfenol e fenantreno) adsorvidos em microplásticos de policloreto de vinila (PVC) e aditivos (triclosan e éter pentabromodifenílico) presentes nos plásticos, foram detectados nos tecidos da *Arenicola marina* expostas por 10 dias à esses microplásticos (BROWNE et al., 2013).

Aditivos comuns como éteres difenílicos polibromados (PBDEs), ftalatos e bisfenol A, podem interferir na síntese de hormônios endógenos, causando problemas morfológicos permanentes por exposição no estágio de desenvolvimento e, distúrbios sexuais em adultos (TALSNESS et al., 2009). Oehlmann et al. (2009) demonstraram que os ftalatos e o bisfenol A podem prejudicar o desenvolvimento de crustáceos e anfíbios causando até alterações genéticas. Além de sua toxicidade direta para os organismos, os microplásticos também podem atuar como vetores para a transferência de poluentes da água do mar para o interior dos organismos (HARTMANN et al., 2017; KOELMANS et al., 2016). Wardrop et al. (2016) confirmaram que PBDEs adsorvidos em microplásticos podem ser transferidos para peixes e acumular-se em seus corpos.

Bakir et al. (2016) descobriram que surfactantes presentes no sistema intestinal poderiam aumentar significativamente as taxas de dessorção de poluentes orgânicos persistentes (DDT, fenantreno e bis-2-etilhexilftalato (DEHP)) adsorvidos em microplásticos, sendo a taxa de dessorção 30 vezes mais rápida que na água do mar, aumentando assim a toxicidade de poluentes orgânicos para animais marinhos. Além disso, poluentes orgânicos persistentes adsorvidos em MPs são geralmente tóxicos, e seu acúmulo nos organismos pode interromper processos fisiológicos (por exemplo, divisão celular, imunidade, secreção hormonal) e causar danos aos órgãos (COLE et al., 2011; VASSEUR; COSSU-LEGUILLE, 2006).

Rochman et al. (2013) descobriram que o peixe medaka ingeria microplásticos de polietileno de baixa densidade contendo hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs), bifenilos policlorados (PCBs) e éteres difenílicos polibromados (PBDEs), provocando alterações histopatológicas no fígado.

Além dos danos causados em organismos marinhos, é importante salientar que os microplásticos também prejudicam a fauna e flora terrestre. Microplásticos aderidos à superfície externa dos organismos podem dificultar diretamente sua capacidade de locomoção

(KIM; AN, 2019). Além disso, tais materiais podem causar danos ao esôfago, obstrução intestinal, diminuição da reprodução e respostas bioquímicas (diminuição da imunidade, distúrbios no metabolismo, etc.) (LAHIVE et al., 2019; LÖNNSTEDT; EKLÖV, 2016; WANG et al., 2019b) nos organismos terrestres.

Resultados de Cao et al. (2017), sugerem que os microplásticos podem significativamente inibir o crescimento de minhocas e causar um efeito letal em concentração de exposição de 1% e 2% (p/p). Após 28 dias de exposição aos microplásticos, foram observados danos histopatológicos em minhocas, e respostas do sistema imunológico foram confirmadas devido ao aumento de nutrientes como proteínas, lipídios e polissacarídeos (RODRIGUEZ-SEIJO et al., 2017). A ingestão de alimentos e posterior excreção realizada por caracóis (*Achatina fulica*) foram reduzidas a diferentes graus após 28 dias de exposição a microfibras e, estas provocaram lesões significativas na parede gastrointestinal destes animais (SONG et al., 2019).

Lu et al. (2018) relataram que a exposição de camundongos a microplásticos pode induzir a um distúrbio hepático do metabolismo lipídico, diminuição da secreção de mucina intestinal e diminuição de algumas expressões de RNA mensageiro (RNAm) de alguns genes-chave, que controlam a lipogênese e a síntese de triglicerídeos hepáticos no fígado e na gordura epididimal. Além disso, dependendo da quantidade consumida, podem ocorrer problemas na estrutura intestinal destes animais, causando desequilíbrio da flora bacteriana (disbiose) e alteração na riqueza e diversidade da microbiota presente no intestino (LU et al., 2018). A disbiose e inflamação intestinal também foram encontradas em *Enchytraeus crypticus* (ZHU et al., 2018a), e *Folsomia candida* (JU; ZHU; QIAO, 2019; ZHU et al., 2018b). Esses resultados comprovam que a ingestão de microplásticos por diferentes organismos podem danificar importantes funções ecofisiológicas que controlam a saúde e a biodiversidade (BROWNE et al., 2013).

Além dos riscos de ingestão direta e dos efeitos intrínsecos causados pela toxicidade dos aditivos em plásticos, os contaminantes adsorvidos em MPs agravam a contaminação em animais (BESSELING et al., 2013; GROH et al., 2019; HAHLADAKIS et al., 2018b; HODSON et al., 2017; RODRÍGUEZ-SEIJO et al., 2019). Uma maior quantidade de zinco foi desorvido dos microplásticos para tripas de minhoca, sugerindo que a biodisponibilidade de zinco pode ser aumentada pela adsorção em microplásticos (HODSON et al., 2017). Porém, Wang et al. (2019a) relataram algumas constatações diferentes, onde a adição de microplásticos em níveis elevados (5% e 10% p/p) diminuíram o acúmulo de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) e bifenilos policlorados (PCB) em minhocas da espécie *Eisenia fétida*. Isto

pode ser explicado através dos mecanismos pelos quais estes contaminantes orgânicos hidrofóbicos são absorvidos por minhocas, que são principalmente absorção dérmica e ingestão (GUO et al., 2020). A absorção dérmica está relacionada com a concentração do poluente na água do solo, que é diminuída pela adição de microplásticos devido à hidrofobicidade e, a forte capacidade de absorção de contaminantes orgânicos hidrofóbicos (WANG et al., 2018b). Por outro lado, a taxa de ingestão de solo por minhocas é significativamente superior (10-1000 vezes) à taxa de ingestão de microplásticos (WANG et al., 2019a). Esses resultados comprovam que os mecanismos de adsorção/dessorção de microplásticos a contaminantes orgânicos e inorgânicos, bem como in vitro e in vivo, podem ser diferentes, sendo necessário pesquisas aprofundadas (GUO et al., 2020).

Apesar de serem necessários mais estudos, alguns autores indicaram ser significante os efeitos causados por microplásticos em plantas como trigo (*Triticum aestivum*) (QI et al., 2018), azevém perene (*Lolium perenne*) (BOOTS; RUSSELL; GREEN, 2019), fava (*Vicia faba*) (JIANG et al., 2019), agrião (*Lepidium sativum*) (BOSKER et al., 2019), e cebolinha (*Allium fistulosum*) (DE SOUZA MACHADO et al., 2019).

Microplásticos de poliestireno (MPs-PS) podem induzir a uma inibição do crescimento, dano genotóxico e oxidativo à *Vicia faba* hidropônica, e utilizando microscopia de varredura confocal a laser, foi possível identificar que uma grande quantidade de 100 nm de MPs-PS se acumulou nas pontas das raízes (JIANG et al., 2019). Bosker et al. (2019) descobriram que microplásticos (4,8 µm) podem acumular-se nos poros da cápsula de sementes de agrião (*Lepidium sativum*) e observaram uma diminuição significativa da taxa de germinação após 8h de exposição além de diferenças significativas no crescimento radicular após 24h de exposição.

Os microplásticos acumulados nas plantas podem desencadear um efeito de bloqueio nas conexões celulares ou poros da parede celular, influenciando assim na absorção e transporte de nutrientes para a planta (ASLI; NEUMANN, 2009; MA et al., 2010). De Souza Machado et al. (2019) investigaram os efeitos de seis microplásticos diferentes de três tipos, incluindo fibras, miçangas e fragmentos, na cebolinha (*Allium fistulosum*). Constataram alterações significativas na biomassa, composição do tecido elementar (teor de água, teor de nitrogênio nas folhas e razão C-N), nas características (incluindo comprimento da raiz, diâmetro médio da raiz, área radicular e densidade do tecido radicular) e simbioses radiculares. No entanto, Judy et al. (2019) relataram algumas descobertas diferentes, onde não houve mudanças significativas na emergência de plântulas e na biomassa do trigo, quando expostos a microplásticos.

São necessárias mais pesquisas que abordem lacunas de conhecimento sobre a influência dos microplásticos em plantas, animais terrestres e aquáticos, onde estudos futuros serão de grande interesse.

2.4.8 Riscos para saúde

Os microplásticos podem entrar no sistema digestivo humano principalmente através da cadeia alimentar, ou seja, quando os humanos se alimentam de animais contaminados com essas micropartículas. Porém, alguns estudos demonstram que existem alimentos de origem não animal com a presença deste poluente.

Uma pesquisa realizada por Liebezeit e Liebezeit (2014), mostrou que em 24 marcas de cervejas alemãs foram encontrados microplásticos, além disso, tal material ainda está presente em parte das marcas de sal industrial (TEIXEIRA; TEIXEIRA, 2019). De acordo com Orb Media (2018), que avaliou o conteúdo de 11 diferentes marcas de água engarrafada no mundo, mostraram que, em média, existem cerca de 325 partículas de microplástico por litro de água, sendo que algumas possuem tamanhos de até 6,5 μm .

Alguns estudos observaram a presença de microplásticos em mexilhões e peixes capturados em águas costeiras. Por exemplo, Li et al. (2016) descobriram que mexilhões em águas costeiras chinesas continham microplásticos com concentrações no tecido de 0,9-4,6 itens/g. Já Jabeen et al. (2017) constataram que peixes costeiros e frescos na China continham microplásticos em abundância, variando de 0,2-17,2 itens/g. Mexilhões e peixes são frutos do mar populares e Bouwmeester, Hollman e Peters (2015) previram que estas partículas seriam transferidas para a cadeia alimentar, levando a uma acumulação biológica devido à sua persistência. Portanto, riscos potenciais à saúde humana podem estar associados com o consumo de frutos do mar contendo microplásticos.

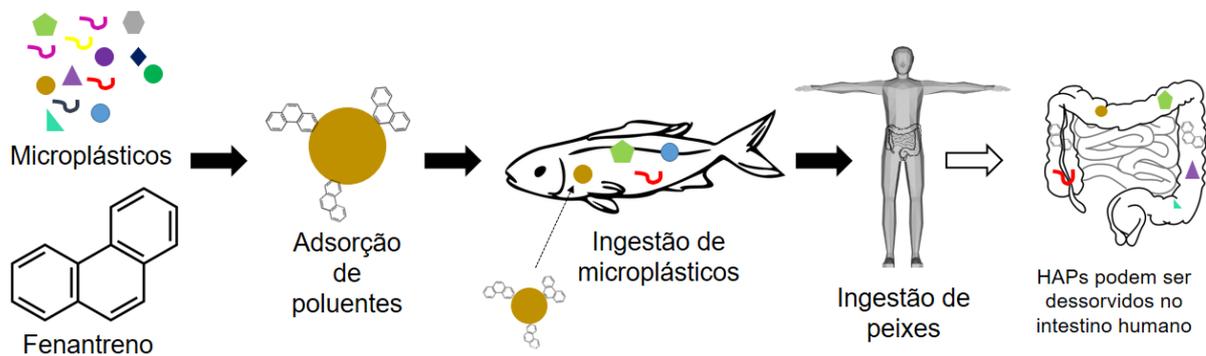
Em seus estudos, Van Cauwenberghe e Janssen (2014) relataram que os europeus que consomem moluscos podem ingerir 11.000 itens de microplásticos por ano. Isso demonstra que os microplásticos podem de fato ser transferidos através da cadeia alimentar e assim entrar no organismo humano, podendo levar a riscos para a saúde ainda desconhecidos.

Além dos microplásticos, os poluentes adsorvidos sobre eles, como plastificantes, retardantes de chama, antioxidantes e estabilizadores de radiação ultravioleta também podem ter efeitos negativos no organismo. Vários deles foram identificados como perigosos, incluindo retardantes de chama bromados (éteres difenílicos polibromados (PBDE)), estabilizadores de

calor a base de compostos de chumbo e plastificantes baseados em ftalatos (HALDEN, 2010; LITHNER; LARSSON; DAVE, 2011). O bisfenol A, que é usado na produção de policarbonato, pode causar desregulação endócrina, causando efeitos negativos na saúde humana (HALDEN, 2010).

Os camundongos são estudados como modelo em inúmeras investigações sobre riscos à saúde de mamíferos. Estudos mostraram que os MPs podem modificar a composição da microbiota intestinal e induzir distúrbios hepáticos em camundongos (LU et al., 2018). Dessa forma, a presença de microplásticos pode sobrecarregar o fígado e intestino humano. Na figura 5, podemos observar como acontece o processo de contaminação dos seres humanos por microplásticos e seus poluentes (fenantreno (HAP)) adsorvidos na cadeia alimentar. O fenantreno é adsorvido por microplásticos, que ingeridos por peixes acabam transferidos aos seres humanos que o consomem, afetando diretamente o intestino.

Figura 5 – Possível entrada de contaminantes e microplásticos no ser humano através da cadeia alimentar.



Fonte: do autor (2020).

Bakir, Rowland e Thompson (2014a) descobriram que a taxa de desorção de poluentes adsorvidos em microplásticos foi 30 vezes mais rápida sob condições fisiológicas intestinais simuladas, do que na água do mar, indicando que os poluentes podem ser desorvidos no intestino humano, afetando negativamente a saúde.

Pequenos fragmentos de plástico descobertos nos otólitos de peixes-lanterna, fezes de leões marinhos Hooker e focas, sugerem que existe a transferência trófica de microplásticos (ERIKSSON; BURTON, 2003; MCMAHON; HOLLEY; ROBINSON, 1999). Simulações realizadas confirmaram a hipótese de que microplásticos podem transferir de presas (níveis tróficos mais baixos) para predadores (níveis tróficos mais altos) em uma cadeia alimentar

(BATEL et al., 2016; MURRAY; COWIE, 2011; NELMS et al., 2018; SANTANA; MOREIRA; TURRA, 2017; SETÄLÄ; FLEMING-LEHTINEN; LEHTINIEMI, 2014).

Quando o tempo de retenção de microplásticos nos órgãos de presas é maior que o tempo entre a ingestão e a excreção, os predadores podem ser contaminados (FARRELL; NELSON, 2013; WATTS et al., 2014), ou seja, a transferência de microplásticos ao longo de cadeias tróficas é um fenômeno onipresente. Dessa forma, espera-se que ocorra biomagnificação tanto nos ecossistemas marinhos quanto nos terrestres (AU et al., 2017).

Em um estudo recente, Huerta Lwanga et al. (2017) relataram partículas microplásticas nas moelas e fezes de galinhas que foram alimentadas com lavouras sem a presença de microplásticos; existindo duas possíveis explicações: (1) macropelásticos são convertidos em microplásticos quando passam pelo trato digestivo; (2) microplásticos em galinhas podem originar-se do consumo de minhocas concentradas em microplásticos. Uma demonstração da segunda hipótese indicaria que a transferência trófica de microplásticos é possível em cadeias alimentares terrestres (HUERTA LWANGA et al., 2017b). Além disso, um experimento toxicológico estudando microplásticos em camundongos relatou o acúmulo destes poluentes nos tecidos, fígado, rim, e intestino (DENG et al., 2017).

Aproximadamente 90% das partículas microplásticas consumidas pelos humanos podem passar pelo intestino sem nenhum efeito, mas dependendo do tamanho podem se prender na parede intestinal e percorrer o sistema linfático do organismo, além de entrarem na corrente sanguínea antes de se alojarem nos rins e fígado (TYREE; MORRISON, 2017).

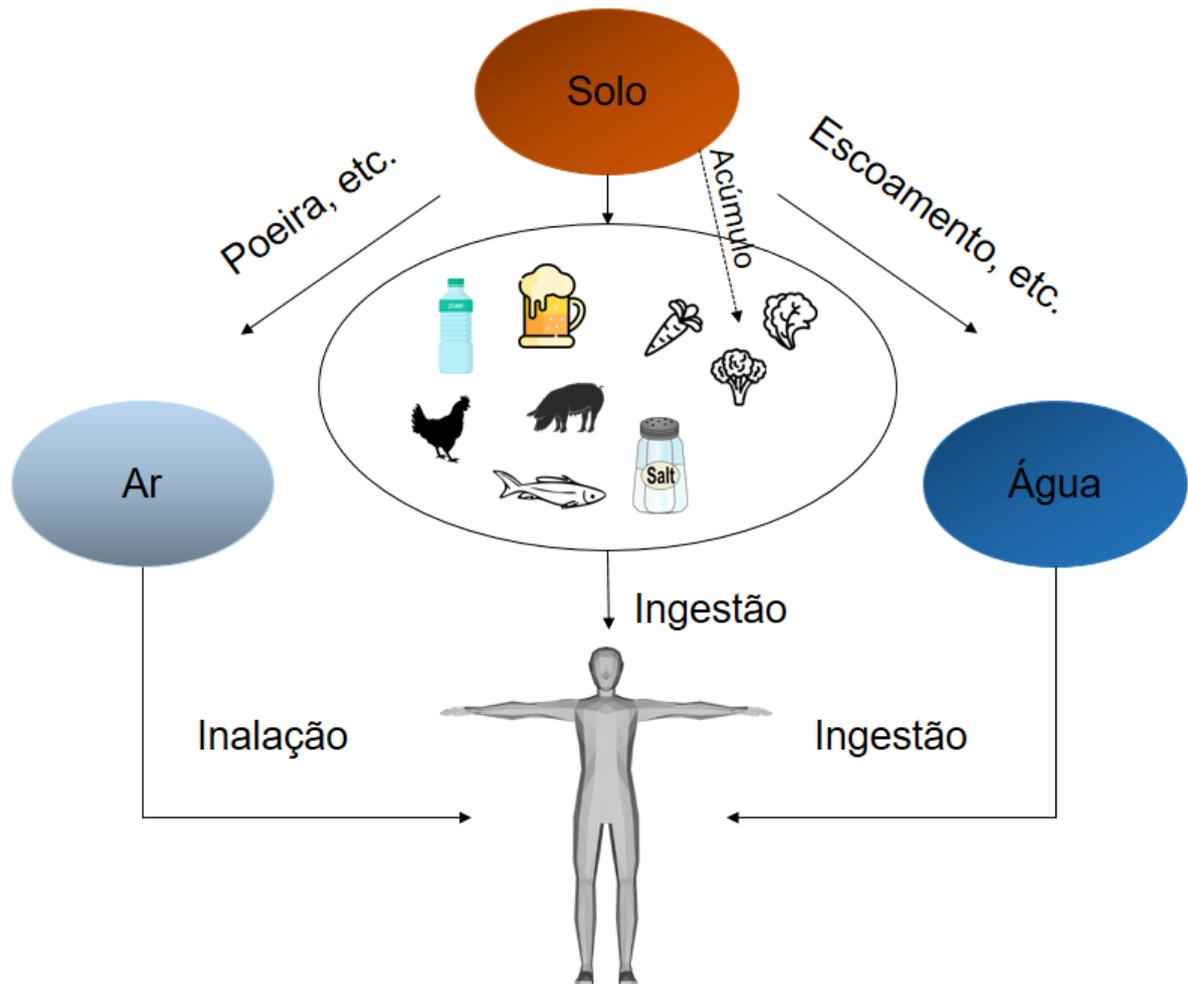
Existe ainda uma lacuna quanto aos impactos negativos dos microplásticos na saúde humana (OLIVATTO et al., 2018). Até agora, sabemos que as bactérias presentes neles podem causar doenças, já que, devido a seu tamanho, penetram diretamente nos órgãos (TEIXEIRA; TEIXEIRA, 2019).

Além da ingestão, existem riscos de inalação pois, estão presentes na atmosfera. Dependendo da concentração e tempo de exposição, podem ocasionar desde doenças respiratórias e cardiovasculares, até mesmo câncer de pulmão (OLIVATTO et al., 2018). Porém, poucas pesquisas foram realizadas para comprovar o que de fato esses materiais podem causar na saúde humana.

De forma geral, os microplásticos podem entrar no corpo humano através de vários caminhos (figura 6), como inalação de poeira e consumo de água ou, até mesmo por alimentos contaminados (DRIS et al., 2017; OSSMANN et al., 2018; PRATA, 2018; SCHYMANSKI et al., 2018). A estimativa de ingestão de microplásticos por inalação de poeira para adultos e

crianças apresentou uma média de 1063 a 3223 partículas por ano, respectivamente (DEHGHANI; MOORE; AKHBARIZADEH, 2017).

Figura 6 – Exposição humana ao microplástico através de diferentes rotas.



Fonte: do autor (2020).

2.4.9 Medidas de controle e prevenção

Presume-se que as fontes de microplásticos para os ecossistemas continuem aumentando ao longo dos anos, devido ao aumento da produção, aumento da população e uso excessivo de plástico, sua difícil degradação, além das quantidades substanciais já existentes (HAHLADAKIS et al., 2018a, 2018b; THOMPSON, 2015). Portanto, medidas de controle e remediação são urgentemente necessárias para atenuar a poluição causada por microplásticos e aliviar os riscos que estes possam causar.

Nas últimas décadas, o lixo plástico tem sido exportado para outros países. Lá, são separados manualmente, já que, as máquinas de reciclagem não conseguem segregar os

plásticos em reutilizáveis ou não (GUO et al., 2020). No entanto, realocar os resíduos em vez de melhorar o processo de tratamento não é uma solução eficaz a longo prazo. Em 2017, a China introduziu um regulamento que proíbe a importação de lixo estrangeiro (CHINA, 2017). Esta proibição de importação de resíduos plásticos deve ser considerada um impulso para o desenvolvimento de uma gestão sustentável, melhorando o tratamento e aumentando as taxas de reciclagem nos países exportadores (UNEP, 2018a, 2018b).

Dentre os diversos produtos obtidos a partir dos polímeros, têm-se as sacolinhas plásticas, que substituíram as tradicionais embalagens de papel, a partir da década de 70 (SANTOS et al., 2012). De acordo com o Ministério do Meio Ambiente, anualmente são consumidas de 500 bilhões a 1 trilhão de sacolas plásticas no mundo, sendo essas, potenciais geradoras de microplásticos. Assim sendo, vários países já adotaram medidas para banir ou diminuir o uso de sacolas plásticas e, ao mesmo tempo, estimular o uso das sacolas ecológicas. Em 2007, São Francisco se tornou a primeira cidade americana a eliminar o uso de sacolas plásticas, e em 2014 a Califórnia proibiu a distribuição gratuita deste material. Na Irlanda, a partir de 2002 começou a cobrança pelo seu uso, diminuindo em 90% o total consumido. O mesmo ocorreu no Reino Unido, que desde 2013, também é cobrado do consumidor um valor sobre a sacola plástica, incentivando assim o uso de sacolas ecológicas (ECOPLUS, 2017).

No Brasil, algumas capitais brasileiras já sancionaram leis que limitam ou proíbem o uso de sacolinhas plásticas em estabelecimentos comerciais. Belo Horizonte, capital mineira, foi a primeira cidade no país a adotar tal medida através da lei municipal 9.529/2008. Em São Paulo, a norma está em vigor desde 2015, por meio da lei municipal 15.374/2011. Mais recentemente, em 2019, Rio de Janeiro também aderiu à causa, através da lei 8.473/2019 (LEAL, 2019).

Grandes pesquisas, estudando os riscos ao meio ambiente e à saúde, associados aos microplásticos em ambientes marinhos foi realizada e, estratégias de supervisão e gestão desses ambientes foram promulgadas (MST, 2018; UNEP, 2018a, 2018b). Contudo, as políticas de gerenciamento da poluição no solo estão atrasadas. Regulamentos específicos precisam ser implementados e legislações para controle da poluição por microplásticos precisam ser desenvolvidas (GUO et al., 2020).

É necessário urgentemente o desenvolvimento de novas tecnologias de remoção de microplásticos; por exemplo, a adição de processos de remoção de microplásticos durante o tratamento de águas residuais ajudará a reduzir a quantidade de microplásticos que entram nos ecossistemas do solo pela irrigação com esgoto tratado. Recentemente, a remoção de

microplásticos por biorremediação ganhou grande interesse devido ao seu potencial de conservação de energia e proteção ambiental. Neste processo, microrganismos são empregados na biodegradação dos polímeros, que atuam como fonte de carbono e fornecem energia (CARUSO, 2015).

Assim, para evitar a poluição secundária ao meio ambiente, tanto quanto possível, são necessários vários organismos diferentes na biodegradação de microplásticos, isto é, o primeiro deve ser capaz de quebrar polímeros complexos em moléculas menores de cadeias curtas (por exemplo, oligômeros ou seus constituintes monômeros); o segundo ser capaz de usar os oligômeros ou monômeros e excretar compostos residuais simples; e o terceiro ser capaz de usar estes resíduos excretados (SHAH et al., 2008). Mesmo no solo rico em substâncias húmicas, produtos naturais e biomassa microbiana, a biodegradação das partículas microplásticas dificilmente alcança 100% (NARAYAN, 1993). Neste caso, combinadas várias tecnologias para controle de microplásticos, incluindo remoção e degradação físico-química (fotodegradação, oxidação, degradação térmica, etc.), bem como a biorremediação, deverão produzir melhores resultados (SHAH et al., 2008).

Entidades governamentais podem contribuir para a redução dos microplásticos nos ecossistemas através de cinco formas: (1) esclarecendo as responsabilidades e aplicando devidas sanções; (2) instituir o princípio poluidor pagador e protetor recebedor como princípios básicos ao projetarem impostos ambientais; (3) educação ambiental a fim de causar sensibilização sobre microplásticos; (4) consulta pública, desde indivíduos comuns até grupos ambientais sem fins lucrativos, melhorando a participação e desenvolvimento de mecanismos de feedback e de interesse público (GUO et al., 2020), e (5) fomentar a pesquisa científica a fim de se descobrir novas tecnologias para tratamento e remoção de microplásticos.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Distribuição, concentração e riscos dos microplásticos no meio ambiente

Com base em uma análise bibliométrica de publicações científicas obtidas na Web of Science, este trabalho mostra que as atuais pesquisas sobre microplásticos se concentram principalmente na distribuição, concentração e riscos associados. Para caracterizar a distribuição e concentração de microplásticos com maior precisão, a literatura científica recomenda o uso de métodos uniformes de amostragem e unidades de concentração, o que permitirá comparações significativas entre os estudos.

Para amostragem de água, a literatura científica indica usar a água do sistema de admissão da embarcação, pois assim, não se perderá plásticos menores como ocorre no método de arraste. Para amostragem de sedimentos, é recomendável usar partículas/m² em vez de partículas/kg, devido aos pesos variáveis de sedimentos em diferentes densidades.

Como consequência de seu pequeno tamanho, os microplásticos são facilmente ingeridos por uma grande variedade de organismos marinhos e se acumulam em seus corpos, o que representa riscos físicos e toxicológicos à sua saúde. Alguns organismos marinhos (por exemplo, mexilhões e peixes) são fornecidos como frutos do mar para consumo humano, e pessoas que comem organismos contaminados com microplásticos também podem enfrentar riscos potenciais à saúde. Portanto, a literatura no geral, sugere considerável atenção à transferência e acúmulo de microplásticos na cadeia alimentar e seus impactos negativos na saúde humana, a fim de entender os riscos associados aos microplásticos de maneira mais abrangente.

A maioria das pesquisas científicas sobre microplásticos concentra-se principalmente em ambientes marinhos e de água doce, enquanto estudos sobre solo e ar são raramente conduzidos. Comparado com os estudos no ambiente aquático, os dados de monitoramento da distribuição e concentração de microplásticos no solo são insuficientes e ainda não possuem métodos de análise padrão, sendo necessárias investigações e pesquisas sistemáticas sobre o assunto.

Microplásticos no solo também podem representar riscos para a saúde humana ainda desconhecidos. Além disso, microplásticos também foram observados na atmosfera, colocando em risco a saúde devido à exposição direta ao ar. Portanto, são necessárias pesquisas futuras direcionadas aos impactos dos microplásticos em diferentes ambientes e sua relação com a cadeia alimentar.

Caminhos percorridos pelo microplástico no meio ambiente

Com base na concentração de microplásticos no meio ambiente e os processos de transporte subsequentes, foram observados que os estudos podem ser realizados de forma adaptada, considerando as concentrações ambientais relevantes e, como esses poluentes afetam a fauna e flora. Somente assim, é possível identificar todos os receptores de MP e estimar as consequências de sua contaminação. Com base no conhecimento atual, várias lacunas de pesquisa podem ser apontadas:

- Uma avaliação quantitativa e precisa das fontes de microplásticos ainda não foi realizada pela literatura;
- As fontes e os caminhos de entrada costumam ser mistos, levando a confusões e imprecisões;
- Existem grandes lacunas geográficas nos estudos sobre MP no ambiente, especialmente em água doce na África, Ásia, América do Sul e Austrália;
- É essencial padronizar a amostragem e a análise de MPs no ambiente aquático e terrestre, a fim de se obter concentrações em unidades comparáveis (idealmente partículas e massa por volume). Para encontrar métodos de amostragem significativos, um melhor conhecimento das variações espaciais e temporais nas concentrações de MP no ambiente é necessário;
- Os movimentos verticais e horizontais dos MPs no ambiente terrestre e aquático ainda são pouco compreendidos;
- Ainda não é possível quantificar o total de MP transferido dos rios para os oceanos e nem a quantidade restante nos rios e solos circundantes;
- Os sumidouros de MPs ainda devem ser pesquisados pois, as literaturas apresentaram apenas suposições. Assim, mais estudos voltados para sedimentos no fundo do mar devem ser realizados;
- Os receptores e as consequências causadas no meio ambiente só podem ser estimados até o momento, visto que aspectos importantes como exposição, são inexistentes;
- Ainda é inviável, uma avaliação bem fundamentada sobre os verdadeiros riscos da presença de MPs no meio ambiente, utilizando apenas as literaturas existentes.

O ponto crucial para redução da poluição por microplásticos deverá ser antes de sua geração. Se isto não for possível, também podem ser criadas formas de proteção aos receptores

dos MPs. Neste caso, dispositivos que pudessem receber o MP no ambiente antes que ele possa causar grandes danos, seria uma boa alternativa. Outra forma, é o uso ponderado e consciente dos materiais plásticos.

Possíveis fontes, mecanismos de migração e aspectos toxicológicos de microplásticos no solo

Microplásticos podem entrar em ecossistemas do solo através de aterros, filmes de cobertura agrícola, irrigação com esgoto tratado, além de outras fontes e, são comuns em solos aráveis. A migração vertical e horizontal de microplásticos é influenciada por diversos fatores, como a biota e as próprias características do solo que, quando integrados aos seus agregados, podem mudar a estrutura do mesmo. Os microplásticos também podem interagir com outros fatores do solo, influenciando sua saúde e função. Além disso, possuem elevada capacidade de adsorção de contaminantes perigosos, agravando a poluição do solo e aumentando os efeitos adversos para organismos e humanos. Estes materiais podem facilmente ser ingeridos pelos organismos do solo devido ao seu pequeno tamanho e são conseqüentemente transferidos através da cadeia alimentar; a ingestão de microplásticos causa problemas fisiológicos, mecânicos e efeitos potenciais no crescimento de plantas. Além disso, podem ser acumulados e transportados através delas. Dessa forma, são necessárias medidas para remediação e mitigação dos riscos da poluição por partículas microplásticas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABAYOMI, O. A. et al. Microplastics in coastal environments of the Arabian Gulf. **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, n. 1, p. 181–188, 15 nov. 2017.
- ABIPLAST, A. B. DA INDÚSTRIA. Indústria Brasileira de Transformação e Reciclagem de Material Plástico - Perfil 2017. **Abiplast**, p. 45, 2017.
- ABRELPE. Panorama Dos Sólidos. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019**, p. 68, 2019.
- AL-JAIBACHI, R.; CUTHBERT, R. N.; CALLAGHAN, A. Examining effects of ontogenic microplastic transference on Culex mosquito mortality and adult weight. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 871–876, 15 fev. 2019.
- ALIMI, O. S. et al. **Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport** *Environmental Science and Technology* American Chemical Society, , 20 fev. 2018.
- ALLEN, S. et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. **Nature Geoscience**, v. 12, n. 5, p. 339–344, 1 maio 2019.
- ALLISON, S. D.; JASTROW, J. D. Activities of extracellular enzymes in physically isolated fractions of restored grassland soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 11, p. 3245–3256, 1 nov. 2006.
- AMARAL-ZETTLER, L. A. et al. The biogeography of the Plastisphere: implications for policy. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 10, p. 541–546, 1 dez. 2015.
- ANBUMANI, S.; KAKKAR, P. **Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review** *Environmental Science and Pollution Research* Springer Verlag, , 1 maio 2018. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-018-1999-x>>. Acesso em: 1 jul. 2020
- ANCAT. **Anuário da Reciclagem 2017/2018** São Paulo, 2019.
- ANDRADY, A. L. **Microplastics in the marine environment** *Marine Pollution Bulletin* Pergamon, , 1 ago. 2011.
- ANTONY, A. et al. Assessing the oxidative degradation of polyamide reverse osmosis membrane-Accelerated ageing with hypochlorite exposure. **Journal of Membrane Science**, v. 347, n. 1–2, p. 159–164, 1 fev. 2010.
- ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. **Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <www.MarineDebris.noaa.gov>. Acesso em: 16 jun. 2020.
- ARTHUR, E. et al. Soil microbial and physical properties and their relations along a steep copper gradient. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 159, p. 9–18, 15 set. 2012.
- ASLI, S.; NEUMANN, P. M. Colloidal suspensions of clay or titanium dioxide nanoparticles can inhibit leaf growth and transpiration via physical effects on root water transport. **Plant, Cell and Environment**, v. 32, n. 5, p. 577–584, 1 maio 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT Nbr 10004. . 2004, p. 71.

- 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, 1 maio 2017.
- 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, 1 dez. 2016.
- 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, 1 fev. 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, 1 mar. 2014b.
- BALLENT, A. et al. Modelled transport of benthic marine microplastic pollution in the Nazaré Canyon. **Biogeosciences**, v. 10, n. 12, p. 7957–7970, 6 dez. 2013.
- BALLENT, A. et al. Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 110, n. 1, p. 383–395, 15 set. 2016.
- 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, 1 mar. 2019.
- BARATA, C.; PORTE, C.; BAIRD, D. J. **Experimental designs to assess endocrine disrupting effects in invertebrates: A review** *Ecotoxicology* Springer, , ago. 2004.
- BARBOZA, L. G. A.; GIMENEZ, B. C. G. **Microplastics in the marine environment: Current trends and future perspectives** *Marine Pollution Bulletin* Elsevier Ltd, , 15 ago. 2015.
- BARDGETT, R. D.; VAN DER PUTTEN, W. H. **Belowground biodiversity and ecosystem functioning** *Nature* Nature Publishing Group, , 27 nov. 2014.
- 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.
- 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. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 35, n. 7, p. 1656–1666, 1 jul. 2016.
- BATTULGA, B.; KAWAHIGASHI, M.; OYUNTSETSEG, B. Distribution and composition of plastic debris along the river shore in the Selenga River basin in Mongolia. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 14, 2019.
- BELLAS, J. et al. Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 55–60, 15 ago. 2016.
- BERGMANN, M. et al. High Quantities of Microplastic in Arctic Deep-Sea Sediments from the HAUSGARTEN Observatory. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 19, p. 11000–11010, 3 out. 2017.

- BERGMANN, M. et al. White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. **Science Advances**, v. 5, n. 8, p. eaax1157, 14 ago. 2019.
- BERTLING, J.; BERTLING, R.; HAMANN, L. Kunststoffe in der Umwelt : Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie. **Fraunhofer Institut**, p. 1–56, 2018.
- BESSELING, E. et al. Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.). **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 1, p. 593–600, 2 jan. 2013.
- BESSELING, E. et al. Nanoplastic affects growth of *S. obliquus* and reproduction of *D. magna*. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 20, p. 12336–12343, 21 out. 2014.
- BEZERRA, F. C. B.; BEZERRA, A. K. L. O pequeno município pós-Constituição de 1988 e as limitações de gestão impostas pelo controle externo: dificuldades em implementar a Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). **Revista Jus Navigandi**, nov. 2015.
- BLAIR, R. M. et al. Micro- and Nanoplastic Pollution of Freshwater and Wastewater Treatment Systems. **Springer Science Reviews**, v. 5, n. 1–2, p. 19–30, 7 dez. 2017.
- BLETTLER, M. C. M. et al. **Freshwater plastic pollution: Recognizing research biases and identifying knowledge gaps** *Water Research* Elsevier Ltd, , 15 out. 2018.
- BLIGHT, L. K.; BURGER, A. E. Occurrence of plastic particles in seabirds from the eastern North Pacific. **Marine Pollution Bulletin**, v. 34, n. 5, p. 323–325, 1 maio 1997.
- BOND, T. et al. The occurrence and degradation of aquatic plastic litter based on polymer physicochemical properties: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 7–9, p. 685–722, 3 maio 2018.
- BOOTS, B.; RUSSELL, C. W.; GREEN, D. S. Effects of Microplastics in Soil Ecosystems: Above and below Ground. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 19, p. 11496–11506, 1 out. 2019.
- 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, 1 jul. 2019.
- BOUWMEESTER, H.; HOLLMAN, P. C. H.; PETERS, R. J. B. **Potential Health Impact of Environmentally Released Micro- and Nanoplastics in the Human Food Production Chain: Experiences from Nanotoxicology** *Environmental Science and Technology* American Chemical Society, , 4 ago. 2015.
- BRADFORD, M. A. et al. Impacts of soil faunal community composition on model grassland ecosystems. **Science**, v. 298, n. 5593, p. 615–618, 18 out. 2002.
- BRADFORD, M. A. **Re-visioning soil food webs** *Soil Biology and Biochemistry* Elsevier Ltd, , 1 nov. 2016.
- BRANDON, J. The distribution of suspended microplastics and nanoplastics in the Northeast Pacific and their effects on zooplankton consumers. 2017.
- BRANDSMA, S. H. et al. Microplastics in river suspended particulate matter and sewage treatment plants. 2013.
- BRASIL. **LEI N 12.305, DE 2 DE AGOSTO DE 2010**. Disponível em:

<<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>>. Acesso em: 16 fev. 2020a.

BRASIL. **DECRETO N 7.404, DE 23 DE DEZEMBRO DE 2010**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm>. Acesso em: 16 fev. 2020b.

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.

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

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, 2 dez. 2013.

BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T. S.; THOMPSON, R. C. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. **Environmental Science and Technology**, v. 44, n. 9, p. 3404–3409, 1 maio 2010.

BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M. V. Marine debris and human impacts on sea turtles in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, n. 12, p. 1330–1334, 1 dez. 2001.

CAI, M. et al. Lost but can't be neglected: Huge quantities of small microplastics hide in the South China Sea. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 1206–1216, 15 ago. 2018.

CAO, D. et al. Effects of polystyrene microplastics on the fitness of earthworms in an agricultural soil. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 61, n. 1, 2017.

CARUSO, G. Plastic Degrading Microorganisms as a Tool for Bioremediation of Plastic Contamination in Aquatic Environments. **Journal of Pollution Effects & Control**, v. 03, n. 03, 2015.

CASTAÑEDA, R. A. et al. Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 71, n. 12, p. 1767–1771, 13 dez. 2014a.

CASTAÑEDA, R. A. et al. Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 71, n. 12, p. 1767–1771, 13 dez. 2014b.

CASTILLO, A. B.; AL-MASLAMANI, I.; OBBARD, J. P. Prevalence of microplastics in the marine waters of Qatar. **Marine Pollution Bulletin**, v. 111, n. 1–2, p. 260–267, 15 out. 2016.

CEMPRE. O compromisso do setor empresarial para a aplicação da Política Nacional de Resíduos Sólidos. [Http://Cempre.Org.Br/Artigo-Publicacao/Artigos](http://Cempre.Org.Br/Artigo-Publicacao/Artigos), p. 5, 2015.

CHAE, Y.; AN, Y. J. **Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review** *Environmental Pollution* Elsevier Ltd, , 1 set. 2018.

CHEN, C. S. et al. The impact of nanoplastics on marine dissolved organic matter assembly. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 316–320, 1 set. 2018.

CHINA. **General Office of the State Council**. Disponível em: <http://www.gov.cn/zhengce/content/%0A2017-07/27/content_5213738.htm>.

CHIRENJE, T.; RIVERO, C.; MA, L. Q. Leachability of Cu and Ni in wood ash-amended soil

- as impacted by humic and fulvic acid. **Geoderma**, v. 108, n. 1–2, p. 31–47, 1 jul. 2002.
- CINCINELLI, A. et al. Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica): Occurrence, distribution and characterization by FTIR. **Chemosphere**, v. 175, p. 391–400, 1 maio 2017.
- CLAESSENS, M. et al. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 10, p. 2199–2204, 1 out. 2011.
- CLUNIES-ROSS, P. et al. Synthetic shorelines in New Zealand? Quantification and characterisation of microplastic pollution on Canterbury’s coastlines. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 50, n. 2, p. 317–325, 2 abr. 2016.
- COLE, M. et al. **Microplastics as contaminants in the marine environment: A review** *Marine Pollution Bulletin* Pergamon, , 1 dez. 2011.
- COLE, M. et al. Microplastic ingestion by zooplankton. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 12, p. 6646–6655, 18 jun. 2013.
- CONCEIÇÃO, M. M. et al. O Plástico Como Vilão Do Meio Ambiente. **Revista Geociências - UNG-Ser**, v. 18, n. 1, p. 50, 2019.
- CORRADINI, F. et al. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. **Science of the Total Environment**, v. 671, p. 411–420, 25 jun. 2019.
- COSTANZA, R. et al. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 3–15, 1 abr. 1998.
- CÓZAR, A. et al. Plastic debris in the open ocean. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 28, p. 10239–10244, 15 jul. 2014.
- DE CARVALHO, D. G.; BAPTISTA NETO, J. A. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Ocean and Coastal Management**, v. 128, p. 10–17, 1 ago. 2016.
- DE FALCO, F. et al. Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 916–925, 1 maio 2018.
- DE JESUS PIÑON-COLIN, T. et al. Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, v. 131, p. 63–71, 1 jun. 2018.
- DE SOUZA MACHADO, A. A. et al. **Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems** *Global Change Biology* Blackwell Publishing Ltd, , 1 abr. 2018a.
- DE SOUZA MACHADO, A. A. et al. Impacts of Microplastics on the Soil Biophysical Environment. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 17, p. 9656–9665, 4 set. 2018b.
- 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.
- DE STEPHANIS, R. et al. As main meal for sperm whales: Plastics debris. **Marine Pollution Bulletin**, v. 69, n. 1–2, p. 206–214, 15 abr. 2013.
- DE WITTE, B. et al. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. **Marine Pollution Bulletin**, v. 85, n. 1, p. 146–155, 15

ago. 2014.

DEFOREST, J. L. et al. Atmospheric Nitrate Deposition, Microbial Community Composition, and Enzyme Activity in Northern Hardwood Forests. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 1, p. 132–138, 1 jan. 2004a.

DEFOREST, J. L. et al. Atmospheric nitrate deposition and the microbial degradation of cellobiose and vanillin in a northern hardwood forest. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, n. 6, p. 965–971, 1 jun. 2004b.

DEHGHANI, S.; MOORE, F.; AKHBARIZADEH, R. Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 25, p. 20360–20371, 1 set. 2017.

DEKIFF, J. H. et al. Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. **Environmental Pollution**, v. 186, p. 248–256, 1 mar. 2014.

DENG, Y. et al. Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–10, 24 abr. 2017.

DERRAIK, J. G. B. **The pollution of the marine environment by plastic debris: A review** *Marine Pollution Bulletin* Pergamon, , 1 set. 2002.

DESFORGES, J. P. W. et al. Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 79, n. 1–2, p. 94–99, 15 fev. 2014.

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, n. 3, p. 320–330, 12 jun. 2015.

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

DOYLE, M. J. et al. Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific ocean. **Marine Environmental Research**, v. 71, n. 1, p. 41–52, 1 fev. 2011.

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

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

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, 15 mar. 2016.

DRIS, R. et al. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. **Environmental Pollution**, v. 221, p. 453–458, 1 fev. 2017.

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* Springer Verlag, , 1 dez. 2016.

ERIKSEN, M. et al. Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. **Marine Pollution Bulletin**, v. 68, n. 1–2, p. 71–76, 15 mar. 2013.

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, 10 dez. 2014.

- ERIKSSON, C.; BURTON, H. Origins and Biological Accumulation of Small Plastic Particles in Fur Seals from Macquarie Island. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 32, n. 6, p. 380–384, 1 set. 2003.
- FAGUNDES, L. M.; MISSIO, E. Brazilian Journal of Development Resíduos plásticos nos oceanos: ameaça à fauna marinha Plastic residues in the oceans: threat to marine wildlife. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 3, p. 2396–2401, 13 fev. 2019.
- FAN, Y. et al. Distribution, sedimentary record, and persistence of microplastics in the Pearl River catchment, China. **Environmental Pollution**, v. 251, p. 862–870, 1 ago. 2019.
- FANG, C. et al. Microplastic contamination in benthic organisms from the Arctic and sub-Arctic regions. **Chemosphere**, v. 209, p. 298–306, 1 out. 2018.
- FARRELL, P.; NELSON, K. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). **Environmental Pollution**, v. 177, p. 1–3, 1 jun. 2013.
- FAUCON, M. P.; HOUBEN, D.; LAMBERS, H. **Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services****Trends in Plant Science**Elsevier Ltd, , 1 maio 2017.
- FECHINE, G. J. M. **Polímeros biodegradáveis: tipos, mecanismos, normas e mercado mundial**. 23. ed. [s.l.] Editora Mackenzie, 2013.
- FOTOPOULOU, K. N.; KARAPANAGIOTI, H. K. Surface properties of beached plastic pellets. **Marine Environmental Research**, v. 81, p. 70–77, 1 out. 2012.
- FRANCK, J. From Small to World Largest. 2018.
- FREI, S. et al. Occurrence of microplastics in the hyporheic zone of rivers. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–11, 1 dez. 2019.
- 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, 1 jun. 2017.
- FRIAS, J. P. G. L.; OTERO, V.; SOBRAL, P. Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters. **Marine Environmental Research**, v. 95, p. 89–95, 1 abr. 2014.
- FYTILI, D.; ZABANIOTOU, A. **Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods-A review****Renewable and Sustainable Energy Reviews**Pergamon, , 1 jan. 2008.
- GABET, E. J.; REICHMAN, O. J.; SEABLOOM, E. W. The Effects of Bioturbation on Soil Processes and Sediment Transport. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 31, n. 1, p. 249–273, 28 maio 2003.
- GALL, S. C.; THOMPSON, R. C. The impact of debris on marine life. **Marine Pollution Bulletin**, v. 92, n. 1–2, p. 170–179, 15 mar. 2015.
- GALLOWAY, T. S.; COLE, M.; LEWIS, C. **Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem****Nature Ecology and Evolution**Nature Publishing Group, , 20 abr. 2017a. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41559-017-0116>>. Acesso em: 1 jul. 2020
- GALLOWAY, T. S.; COLE, M.; LEWIS, C. **Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem****Nature Ecology and Evolution**Nature Publishing Group, , 20 abr. 2017b.

GASPERI, J. et al. **Microplastics in air: Are we breathing it in?** *Current Opinion in Environmental Science and Health* Elsevier B.V., , 1 fev. 2018.

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 and Technology*, v. 47, n. 23, p. 13831–13839, 3 dez. 2013.

GESAMP. Sources, fate and effects of MP in the marine environment. *Journal Series GESAMP Reports and Studies*, v. 90, p. 98, 2015.

GIRVAN, M. S. et al. Soil type is the primary determinant of the composition of the total and active bacterial communities in arable soils. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 69, n. 3, p. 1800–1809, 1 mar. 2003.

GOUIN, T. et al. Use of Micro-Plastic Beads in Cosmetic Products in Europe and Their Estimated Emissions to the North Sea Environment. *SOFW Journal*, v. 141, n. January, p. 40–46, 2015.

GRAY, A. D. et al. Microplastic in two South Carolina Estuaries: Occurrence, distribution, and composition. *Marine Pollution Bulletin*, v. 128, p. 223–233, 1 mar. 2018.

GREGORY, M. R. 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: Biological Sciences*, v. 364, n. 1526, p. 2013–2025, 27 jul. 2009.

GROH, K. J. et al. **Overview of known plastic packaging-associated chemicals and their hazards** *Science of the Total Environment* Elsevier B.V., , 15 fev. 2019.

GÜNDOĞDU, S. et al. Microplastics in municipal wastewater treatment plants in Turkey: a comparison of the influent and secondary effluent concentrations. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, n. 11, p. 1–10, 1 nov. 2018.

GUO, J. J. et al. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment International*, v. 137, n. September 2019, p. 105263, 2020.

GUTIÉRREZ-LÓPEZ, M.; SALMON, S.; TRIGO, D. Movement response of Collembola to the excreta of two earthworm species: Importance of ammonium content and nitrogen forms. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 43, n. 1, p. 55–62, 1 jan. 2001.

HABIB, D.; LOCKE, D. C.; CANNONE, L. J. Synthetic fibers as indicators of municipal sewage sludge, sludge products, and sewage treatment plant effluents. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 103, n. 1–4, p. 1–8, abr. 1998.

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** *Journal of Hazardous Materials* Elsevier B.V., , 15 fev. 2018a.

HAHLADAKIS, J. N. et al. Post-consumer plastic packaging waste in England: Assessing the yield of multiple collection-recycling schemes. *Waste Management*, v. 75, p. 149–159, 1 maio 2018b.

HALDEN, R. U. Plastics and Health Risks. *Annual Review of Public Health*, v. 31, n. 1, p. 179–194, 17 mar. 2010.

HARDESTY, B. D. et al. Using Numerical Model Simulations to Improve the Understanding

of Micro-plastic Distribution and Pathways in the Marine Environment. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, n. MAR, p. 30, 31 mar. 2017.

HARRISON, J. P. et al. Microplastic-associated biofilms: A comparison of freshwater and marine environments. In: **Handbook of Environmental Chemistry**. [s.l.] Springer Verlag, 2018. v. 58p. 181–201.

HARTMANN, N. B. et al. Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 13, n. 3, p. 488–493, 1 maio 2017.

HE, L. et al. Influence of Nano- and Microplastic Particles on the Transport and Deposition Behaviors of Bacteria in Quartz Sand. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 20, p. 11555–11563, 16 out. 2018.

HE, P. et al. Municipal solid waste (MSW)landfill: A source of microplastics? -Evidence of microplastics in landfill leachate. **Water Research**, v. 159, p. 38–45, 1 ago. 2019.

HERNANDEZ, E.; NOWACK, B.; MITRANO, D. M. Polyester Textiles as a Source of Microplastics from Households: A Mechanistic Study to Understand Microfiber Release during Washing. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 7036–7046, 20 jun. 2017.

HIDALGO-RUZ, V.; THIEL, M. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): A study supported by a citizen science project. **Marine Environmental Research**, v. 87–88, p. 12–18, 1 jun. 2013.

HIRAI, H. et al. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1683–1692, 1 ago. 2011.

HODSON, M. E. et al. Plastic Bag Derived-Microplastics as a Vector for Metal Exposure in Terrestrial Invertebrates. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 8, p. 4714–4721, 18 abr. 2017.

HOLMES, L. A.; TURNER, A.; THOMPSON, R. C. Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. **Marine Chemistry**, v. 167, p. 25–32, 1 dez. 2014.

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

HUANG, Y. et al. LDPE microplastic films alter microbial community composition and enzymatic activities in soil. **Environmental Pollution**, v. 254, p. 112983, 1 nov. 2019.

HUDCOVÁ, H.; VYMAZAL, J.; ROZKOŠNÝ, M. Present restrictions of sewage sludge application in agriculture within the European Union. **Soil and Water Research**, v. 14 (2019), n. No. 2, p. 104–120, 5 abr. 2019.

HUERTA LWANGA, E. et al. Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 5, p. 2685–2691, 1 mar. 2016.

HUERTA LWANGA, E. et al. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–7, 1 dez. 2017a.

HUERTA LWANGA, E. et al. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–7, 1 dez. 2017b.

HÜFFER, T. et al. Polyethylene microplastics influence the transport of organic contaminants in soil. **Science of the Total Environment**, v. 657, p. 242–247, 20 mar. 2019.

HÜFFER, T.; HOFMANN, T. Sorption of non-polar organic compounds by micro-sized plastic particles in aqueous solution. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 194–201, 1 jul. 2016.

HURLEY, R. R.; NIZZETTO, L. **Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks** *Current Opinion in Environmental Science and Health* Elsevier B.V., , 1 fev. 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, 1 abr. 2018.

HUTCHINSON, T. H. **Small is useful in endocrine disrupter assessment - Four key recommendations for aquatic invertebrate research** *Ecotoxicology* Springer, , 13 fev. 2007.

IMHOF, H. K. et al. Spatial and temporal variation of macro-, meso- and microplastic abundance on a remote coral island of the Maldives, Indian Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 116, n. 1–2, p. 340–347, 15 mar. 2017.

ISOBE, A. et al. East Asian seas: A hot spot of pelagic microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 2, p. 618–623, 30 dez. 2015.

IVAR DO SUL, J. A. Contaminação ambiental por microplásticos em Fernando de Noronha , Abrolhos e Trindade. **Tese (Pós Graduação em Oceanografia) - Programa de Pós Graduação em Oceanografia - Universidade Federal de Pernambuco**, p. 75, 2014.

JABEEN, K. et al. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. **Environmental Pollution**, v. 221, p. 141–149, 1 fev. 2017.

JIANG, X. et al. Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant *Vicia faba*. **Environmental Pollution**, v. 250, p. 831–838, 1 jul. 2019.

JU, H.; ZHU, D.; QIAO, M. Effects of polyethylene microplastics on the gut microbial community, reproduction and avoidance behaviors of the soil springtail, *Folsomia candida*. **Environmental Pollution**, v. 247, p. 890–897, 1 abr. 2019.

JUDY, J. D. et al. Microplastics in municipal mixed-waste organic outputs induce minimal short to long-term toxicity in key terrestrial biota. **Environmental Pollution**, v. 252, p. 522–531, 1 set. 2019.

KAISER, D.; KOWALSKI, N.; WANIEK, J. J. Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. **Environmental Research**, v. 12, n. 124003, 2017.

KANHAI, L. D. K. et al. Microplastic abundance, distribution and composition along a latitudinal gradient in the Atlantic Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 115, n. 1–2, p. 307–314, 15 fev. 2017.

KARAPANAGIOTI, H. K.; KLONTZA, I. Testing phenanthrene distribution properties of virgin plastic pellets and plastic eroded pellets found on Lesvos island beaches (Greece). **Marine Environmental Research**, v. 65, n. 4, p. 283–290, 1 maio 2008.

KASIRAJAN, S.; NGOUAJIO, M. **Polyethylene and biodegradable mulches for agricultural applications: A review** *Agronomy for Sustainable Development* Springer-Verlag France, , 12 jan. 2012.

- KAWECKI, D.; NOWACK, B. Polymer-Specific Modeling of the Environmental Emissions of Seven Commodity Plastics As Macro- and Microplastics. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 16, p. 9664–9676, 20 ago. 2019.
- 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, 12 abr. 2015.
- KIM, S. W.; AN, Y. J. Soil microplastics inhibit the movement of springtail species. **Environment International**, v. 126, p. 699–706, 1 maio 2019.
- KLEIN, S.; WORCH, E.; KNEPPER, T. P. Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the rhine-main area in Germany. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 10, p. 6070–6076, 19 maio 2015.
- KOELMANS, A. A. et al. Plastic as a carrier of POPs to aquatic organisms: A model analysis. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 14, p. 7812–7820, 16 jul. 2013.
- 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* American Chemical Society, , 5 abr. 2016.
- KOELMANS, A. A. et al. All is not lost: Deriving a top-down mass budget of plastic at sea. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 11, 2017.
- KOLE, P. J. et al. Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 10, p. 1265, 20 out. 2017a.
- KOLE, P. J. et al. Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 10, p. 1265, 20 out. 2017b.
- KOOI, M. et al. Ups and Downs in the Ocean: Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 14, p. 7963–7971, 18 jul. 2017.
- KUKULKA, T. et al. The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. **Geophysical Research Letters**, v. 39, n. 7, 1 abr. 2012.
- LAGANÀ, P. et al. Do plastics serve as a possible vector for the spread of antibiotic resistance? First insights from bacteria associated to a polystyrene piece from King George Island (Antarctica). **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 222, n. 1, p. 89–100, 1 jan. 2019.
- LAHIVE, E. et al. Microplastic particles reduce reproduction in the terrestrial worm *Enchytraeus crypticus* in a soil exposure. **Environmental Pollution**, v. 255, p. 113174, 1 dez. 2019.
- LEBRETON, L. et al. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–15, 1 dez. 2018.
- LEBRETON, L. C. M. et al. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p. 1–10, 7 jun. 2017.
- LECHTHALER, S. et al. **Sampling concept for microplastic...shwater and freshwater sediments**. Disponível em: <<https://www.ingentaconnect.com/content/schweiz/fal/pre>

- prints/content-fal_000_0_0000_0000_lechthaler_1176_prepub;jsessionid=345sq6k1k86oo.x-ic-live-01>. Acesso em: 15 jun. 2020.
- LEE, H.; SHIM, W. J.; KWON, J. H. Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals. **Science of the Total Environment**, v. 470–471, p. 1545–1552, 1 fev. 2014.
- LEE, K. W. et al. Size-dependent effects of micro polystyrene particles in the marine copepod *tigriopus japonicus*. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 19, p. 11278–11283, 1 out. 2013.
- LEHMANN, A.; FITSCHEN, K.; RILLIG, M. Abiotic and Biotic Factors Influencing the Effect of Microplastic on Soil Aggregation. **Soil Systems**, v. 3, n. 1, p. 21, 22 mar. 2019.
- LEI, L. et al. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. **Science of the Total Environment**, v. 619–620, p. 1–8, 1 abr. 2018.
- LESLIE, H. A.; VAN VELZEN, M. J. M.; VETHAAK, A. D. **Microplastic survey of the Dutch environment Novel data set of microplastics in North Sea sediments, treated wastewater effluents and marine biota**. [s.l: s.n.].
- LI, G. et al. Biochars induced modification of dissolved organic matter (DOM) in soil and its impact on mobility and bioaccumulation of arsenic and cadmium. **Journal of Hazardous Materials**, v. 348, p. 100–108, 15 abr. 2018a.
- LI, J. et al. Microplastics in mussels along the coastal waters of China. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 177–184, 1 jul. 2016.
- LI, J.; ZHANG, K.; ZHANG, H. Adsorption of antibiotics on microplastics. **Environmental Pollution**, v. 237, p. 460–467, 1 jun. 2018.
- LI, X. et al. Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. **Water Research**, v. 142, p. 75–85, 1 out. 2018b.
- LIEBEZEIT, G.; DUBAISH, F. Microplastics in beaches of the East Frisian Islands Spiekeroog and Kachelotplate. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 89, n. 1, p. 213–217, 20 jul. 2012.
- LIEBEZEIT, G.; LIEBEZEIT, E. Synthetic particles as contaminants in German beers. **Food Additives and Contaminants - Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment**, v. 31, n. 9, p. 1574–1578, 2014.
- LIEBMANN, B. **MIKROPLASTIK IN DER UMWELT Vorkommen, Nachweis und Handlungsbedarf**. [s.l: s.n.].
- LIEDERMANN, M. et al. A Methodology for Measuring Microplastic Transport in Large or Medium Rivers. **Water**, v. 10, n. 4, p. 414, 2 abr. 2018.
- LIN, L. et al. Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: A case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 375–381, 10 dez. 2018.
- LITHNER, D.; LARSSON, A.; DAVE, G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 18, p. 3309–3324, 15 ago. 2011.
- LIU, H. et al. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese

- loess soil. **Chemosphere**, v. 185, p. 907–917, 1 out. 2017.
- LIU, K. et al. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. **Science of the Total Environment**, v. 675, p. 462–471, 20 jul. 2019.
- LÖNNSTEDT, O. M.; EKLÖV, P. Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology. **Science**, v. 352, n. 6290, p. 1213–1216, 3 jun. 2016.
- LORENZ, S. J.; KASANG, D.; LOHMANN, G. Die Variation der globalen Wasserverteilung mit der Klimaentwicklung. **EPIC3In: Warnsignal Klima - Genug Wasser für alle? Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg. Eds.: José L. Lozà, Hartmut Graßl, Peter Hupfer, Lukas Menzel, Christian-D. Schönwiese, pp., pp. 153-158, 2005.**
- LU, L. et al. Polystyrene microplastics induce gut microbiota dysbiosis and hepatic lipid metabolism disorder in mice. **Science of the Total Environment**, v. 631–632, p. 449–458, 1 ago. 2018.
- LUO, H. W. et al. Photochemical reactions between mercury (Hg) and dissolved organic matter decrease Hg bioavailability and methylation. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1359–1365, 1 jan. 2017.
- LUSHER, A. L. et al. Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: Validated and opportunistic sampling. **Marine Pollution Bulletin**, v. 88, n. 1–2, p. 325–333, 15 nov. 2014.
- LUSHER, A. L. et al. Microplastics in Arctic polar waters: The first reported values of particles in surface and sub-surface samples. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, p. 1–9, 8 out. 2015.
- LUSHER, A. L. et al. Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. **ICES Journal of Marine Science**, v. 73, n. 4, p. 1214–1225, 1 mar. 2016.
- LUSHER, A. L.; MCHUGH, M.; THOMPSON, R. C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine Pollution Bulletin**, v. 67, n. 1–2, p. 94–99, 15 fev. 2013.
- MA, X. et al. **Interactions between engineered nanoparticles (ENPs) and plants: Phytotoxicity, uptake and accumulation** *Science of the Total Environment* Elsevier, , 15 jul. 2010.
- MAASS, S. et al. Transport of microplastics by two collembolan species. **Environmental Pollution**, v. 225, p. 456–459, 1 jun. 2017.
- MAES, T. et al. Microplastics Baseline Surveys at the Water Surface and in Sediments of the North-East Atlantic. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, n. MAY, p. 135, 26 maio 2017.
- MAGNUSSON, K.; NORÉN, F. **Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant.** [s.l: s.n.]. Disponível em: <www.ivl.se>. Acesso em: 15 jun. 2020.
- MANI, T. et al. Microplastics profile along the Rhine River. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, p. 1–7, 8 dez. 2015.
- MANI, T. et al. Microplastic Pollution in Benthic Midstream Sediments of the Rhine River. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 10, p. 6053–6062, 21 maio 2019.
- MAO, Y. et al. Phytoplankton response to polystyrene microplastics: Perspective from an entire growth period. **Chemosphere**, v. 208, p. 59–68, 1 out. 2018.

MARCHI, C. M. D. F. CENÁRIO MUNDIAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS E O FRENTE À LOGÍSTICA REVERSA. p. 118–135, 2011.

MARSCHNER, B.; KALBITZ, K. **Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils.** Geoderma. *Anais...Elsevier*, 1 maio 2003

MARTIN, J. et al. The Deposition and Accumulation of Microplastics in Marine Sediments and Bottom Water from the Irish Continental Shelf. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–9, 1 dez. 2017.

MASON, S. A. et al. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 1045–1054, 1 nov. 2016.

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, 15 abr. 2014.

MATO, Y. et al. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 2, p. 318–324, 15 jan. 2001.

MCMAHON, C. R.; HOLLEY, D.; ROBINSON, S. The diet of itinerant male Hooker's sea lions, *Phocarctos hookeri*, at sub-Antarctic Macquarie Island. **Wildlife Research**, v. 26, n. 6, p. 839–846, 1999.

MINTENIG, S. M. et al. **Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen Probenanalyse mittels Mikro-FTIR Spektroskopie.** [s.l.: s.n.].

MINTENIG, S. M. et al. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. **Water Research**, v. 108, p. 365–372, 1 jan. 2017.

MOORE, C. J. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. **Environmental Research**, v. 108, n. 2, p. 131–139, 1 out. 2008.

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, mar. 2011.

MOUCHI, V. et al. Long-term aquaria study suggests species-specific responses of two cold-water corals to macro-and microplastics exposure *. 2019.

MST. MST. Disponível em:
<http://www.most.gov.cn/kjbgz/201811/t20181101_142541.htm>.

MUNARI, C. et al. Microplastics in the sediments of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). **Marine Pollution Bulletin**, v. 122, n. 1–2, p. 161–165, 15 set. 2017.

MURRAY, F.; COWIE, P. R. Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 6, p. 1207–1217, 1 jun. 2011.

MURUGAN, R.; BEGGI, F.; KUMAR, S. Belowground carbon allocation by trees, understory vegetation and soil type alter microbial community composition and nutrient cycling in tropical Eucalyptus plantations. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 76, p. 257–267, 1 set. 2014.

MUSCOLO, A. et al. Biological indicators to assess short-term soil quality changes in forest ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 45, p. 416–423, 1 out. 2014.

- MUSCOLO, A.; SETTINERI, G.; ATTINÀ, E. Early warning indicators of changes in soil ecosystem functioning. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 542–549, 1 jan. 2015.
- NADAL, M. A.; ALOMAR, C.; DEUDERO, S. High levels of microplastic ingestion by the semipelagic fish bogue *Boops boops* (L.) around the Balearic Islands. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 517–523, 1 jul. 2016.
- NAIDOO, T.; GLASSOM, D.; SMIT, A. J. Plastic pollution in five urban estuaries of KwaZulu-Natal, South Africa. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 1, p. 473–480, 15 dez. 2015.
- NAPPER, I. E. et al. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 99, n. 1–2, p. 178–185, 15 out. 2015.
- NARAYAN, R. Biodegradation of polymeric materials (anthropogenic macromolecules) during composting. **Publishers Washington, OH**, p. 339–362, 1993.
- NATIONS, U. **2018 UN World Water Development Report, Nature-based Solutions for Water**.
- NAVEED, M. et al. Spatial variability of microbial richness and diversity and relationships with soil organic carbon, texture and structure across an agricultural field. **Applied Soil Ecology**, v. 103, p. 44–55, 1 jul. 2016.
- NEL, H. A. et al. Do microplastic loads reflect the population demographics along the southern African coastline? **Marine Pollution Bulletin**, v. 115, n. 1–2, p. 115–119, 15 fev. 2017.
- 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, 15 jan. 2018.
- NEL, H. A.; FRONEMAN, P. W. A quantitative analysis of microplastic pollution along the south-eastern coastline of South Africa. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 1, p. 274–279, 15 dez. 2015.
- NELMS, S. E. et al. Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. **Environmental Pollution**, v. 238, p. 999–1007, 1 jul. 2018.
- NEVES, D. et al. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 1, p. 119–126, 15 dez. 2015.
- NIZZETTO, L. et al. Assessment of contaminant fate in catchments using a novel integrated hydrobiogeochemical-multimedia fate model. **Science of the Total Environment**, v. 544, p. 553–563, 15 fev. 2016a.
- NIZZETTO, L. et al. A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. **Environmental Science: Processes and Impacts**, v. 18, n. 8, p. 1050–1059, 1 ago. 2016b.
- NIZZETTO, L.; FUTTER, M.; LANGAAS, S. **Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin?** *Environmental Science and Technology* American Chemical Society, , 18 out. 2016.
- NOVOTNY, T. E.; SLAUGHTER, E. Tobacco Product Waste: An Environmental Approach to Reduce Tobacco Consumption. **Current Environmental Health Reports**, v. 1, n. 3, p. 208–216, set. 2014.

- O'CONNOR, D. et al. Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet-dry cycles. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 527–534, 1 jun. 2019.
- ORBARD, R. W. et al. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. **Earth's Future**, v. 2, n. 6, p. 315–320, 1 jun. 2014.
- OEHLMANN, J. et al. **A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife** *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* Royal Society, , 27 jul. 2009.
- OLIVATTO, G. P. et al. Microplastics: Contaminants of global concern in the Anthropocene. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 6, p. 1968–1989, 1 nov. 2018.
- ORB MEDIA. **Water: Tap, Bottled and Microplastics**. Disponível em: <<https://orbmedia.org/blog/water-tap-bottled-microplastics>>. Acesso em: 18 mar. 2020.
- OSSMANN, B. E. et al. Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. **Water Research**, v. 141, p. 307–316, 15 set. 2018.
- PANTI, C. et al. Occurrence, relative abundance and spatial distribution of microplastics and zooplankton NW of Sardinia in the Pelagos Sanctuary Protected Area, Mediterranean Sea. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 618, 2015.
- PARRISH, K.; FAHRENFELD, N. L. Microplastic biofilm in fresh- And wastewater as a function of microparticle type and size class. **Environmental Science: Water Research and Technology**, v. 5, n. 3, p. 495–505, 1 mar. 2019.
- PASCALL, M. A. et al. Uptake of polychlorinated biphenyls (PCBs) from an aqueous medium by polyethylene, polyvinyl chloride, and polystyrene films. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 53, n. 1, p. 164–169, 12 jan. 2005.
- PAWLICKA, A.; FRESQUI, M.; TRSIC, M. **Curso de química para engenharia: materiais**. 1. ed. Barueri/SP: Manole LTDA., 2013.
- PEEKEN, I. et al. Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 1–12, 1 dez. 2018.
- PENG, X. et al. Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. **Geochemical Perspectives Letters**, n. 10.7185, 2018.
- PEREIRA, A. P. C.; GUARNIERI, P. Lógica reversa de lâminas pós-consumo e política nacional de resíduos sólidos: estudo em uma instituição federal. **Revista Eletronica Gestão & Saúde**, v. 4, n. 3, p. 3435, 11 nov. 2014.
- PEREIRA, F. C. Microplásticos no ambiente marinho: mapeamento de fontes e identificação de mecanismos de gestão para minimização da perda de pellets plásticos. p. 144, 2014.
- PERMINOVA, I. V. et al. Quantification and prediction of the detoxifying properties of humic substances related to their chemical binding to polycyclic aromatic hydrocarbons. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 19, p. 3841–3848, 1 out. 2001.
- PETTIPAS, S.; BERNIER, M.; WALKER, T. R. A Canadian policy framework to mitigate plastic marine pollution. 2016.
- PHUONG, N. N. et al. Factors influencing the microplastic contamination of bivalves from the French Atlantic coast: Location, season and/or mode of life? **Marine Pollution Bulletin**, v. 129, n. 2, p. 664–674, 1 abr. 2018.

PIEHL, S. et al. Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–9, 1 dez. 2018.

PLASTICSEUROPE. Plastics – the Facts. **Plastics – the Facts 2018**, p. 38, 2018.

PODBREGAR, N.; LOHMANN, D. **Im Fokus: Meereswelten**. [s.l.] Springer Berlin Heidelberg, 2014.

POLUBESOVA, T.; CHEFETZ, B. **DOM-affected transformation of contaminants on mineral surfaces: A review** **Critical Reviews in Environmental Science and Technology** Taylor & Francis Group , , 1 jan. 2014.

PORTER, A. et al. Role of Marine Snows in Microplastic Fate and Bioavailability. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 12, p. 7111–7119, 19 jun. 2018.

PRATA, J. C. **Airborne microplastics: Consequences to human health?** **Environmental Pollution** Elsevier Ltd , , 1 mar. 2018.

QI, Y. et al. Macro- and micro- plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. **Science of the Total Environment**, v. 645, p. 1048–1056, 15 dez. 2018.

RAMOS, L. et al. Polyethylene film incorporation into the horticultural soil of small periurban production units in Argentina. **Science of the Total Environment**, v. 523, p. 74–81, 1 ago. 2015.

REISSER, J. et al. Marine Plastic Pollution in Waters around Australia: Characteristics, Concentrations, and Pathways. **PLoS ONE**, v. 8, n. 11, p. e80466, 27 nov. 2013.

REZAEI, M. et al. Wind erosion as a driver for transport of light density microplastics. **Science of the Total Environment**, v. 669, p. 273–281, 15 jun. 2019.

RILLIG, M. C. **Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil?** **Environmental Science and Technology** American Chemical Society , , 19 jun. 2012.

RILLIG, M. C. **Microplastic Disguising As Soil Carbon Storage** **Environmental Science and Technology** American Chemical Society , , 5 jun. 2018.

RILLIG, M. C. et al. Evolutionary implications of microplastics for soil biota. **Environmental Chemistry**, v. 16, n. 1, p. 3, 2019a.

RILLIG, M. C. et al. Microplastic effects on plants. **New Phytologist**, v. 223, n. 3, p. 1066–1070, 29 ago. 2019b.

RILLIG, M. C.; INGRAFFIA, R.; DE SOUZA MACHADO, A. A. Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems. **Frontiers in Plant Science**, v. 8, p. 1805, 18 out. 2017a.

RILLIG, M. C.; INGRAFFIA, R.; DE SOUZA MACHADO, A. A. Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems. **Frontiers in Plant Science**, v. 8, p. 1805, 18 out. 2017b.

RILLIG, M. C.; MULLER, L. A. H.; LEHMANN, A. **Soil aggregates as massively concurrent evolutionary incubators** **ISME Journal** Nature Publishing Group , , 1 set. 2017.

RILLIG, M. C.; ZIERSCH, L.; HEMPEL, S. Microplastic transport in soil by earthworms. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–6, 1 dez. 2017.

ROCHA-SANTOS, T.; DUARTE, A. C. **A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment** **TrAC -**

Trends in Analytical Chemistry Elsevier B.V., , 1 fev. 2015.

ROCHMAN, C. M. et al. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. **Scientific Reports**, v. 3, n. 1, p. 1–7, 21 nov. 2013.

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

RODRIGUEZ-SEIJO, A. et al. Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouché. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 495–503, 1 jan. 2017.

RODRÍGUEZ-SEIJO, A. et al. Low-density polyethylene microplastics as a source and carriers of agrochemicals to soil and earthworms. **Environmental Chemistry**, v. 16, n. 1, p. 8, 2019.

RUBOL, S. et al. Modeling soil moisture and oxygen effects on soil biogeochemical cycles including dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA). **Advances in Water Resources**, v. 62, p. 106–124, 1 out. 2013.

RYAN, P. G. Does size and buoyancy affect the long-distance transport of floating debris? **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 084019, 2015.

SALMON, S.; PONGE, J. F. Earthworm excreta attract soil springtails: Laboratory experiments on *Heteromurus Nitidus* (Collembola: Entomobryidae). **Soil Biology and Biochemistry**, v. 33, n. 14, p. 1959–1969, 1 nov. 2001.

SANTANA, M. F. M.; MOREIRA, F. T.; TURRA, A. Trophic transference of microplastics under a low exposure scenario: Insights on the likelihood of particle cascading along marine food-webs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 121, n. 1–2, p. 154–159, 2017.

SARAFRAZ, J.; RAJABIZADEH, M.; KAMRANI, E. The preliminary assessment of abundance and composition of marine beach debris in the northern Persian Gulf, Bandar Abbas City, Iran. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 96, n. 1, p. 131–135, 2016.

SCHEURER, M.; BIGALKE, M. Microplastics in Swiss Floodplain Soils. **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 6, p. 3591–3598, 20 mar. 2018.

SCHNITZER, M. A Lifetime Perspective on the Chemistry of Soil Organic Matter. **Advances in Agronomy**, v. 68, n. C, p. 1–58, 1 jan. 1999.

SCHYMANSKI, D. et al. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. **Water Research**, v. 129, p. 154–162, 1 fev. 2018.

SETÄLÄ, O.; FLEMING-LEHTINEN, V.; LEHTINIEMI, M. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 77–83, 1 fev. 2014.

SHAH, A. A. et al. **Biological degradation of plastics: A comprehensive review** *Biotechnology Advances* Elsevier, , 1 maio 2008.

SHIM, W. J.; HONG, S. H.; EO, S. E. **Identification methods in microplastic analysis: A review** *Analytical Methods* Royal Society of Chemistry, , 7 mar. 2017. Disponível em: <<https://pubs.rsc.org/en/content/articlehtml/2017/ay/c6ay02558g>>. Acesso em: 1 jul. 2020

SHRUTI, V. C. et al. First study of its kind on the microplastic contamination of soft drinks,

cold tea and energy drinks - Future research and environmental considerations. **Science of the Total Environment**, v. 726, 2020.

SMEDES, F. et al. Polymer-water partition coefficients of hydrophobic compounds for passive sampling: Application of cosolvent models for validation. **Environmental Science and Technology**, v. 43, n. 18, p. 7047–7054, 15 set. 2009.

SNIS. **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto**, 2018. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos/diagnostico-dos-servicos-de-agua-e-esgotos-2018>>

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

SOLLINS, P.; GREGG, J. W. Soil organic matter accumulation in relation to changing soil volume, mass, and structure: Concepts and calculations. **Geoderma**, v. 301, p. 60–71, 1 set. 2017.

SONG, Y. et al. Uptake and adverse effects of polyethylene terephthalate microplastics fibers on terrestrial snails (*Achatina fulica*) after soil exposure. **Environmental Pollution**, v. 250, p. 447–455, 1 jul. 2019.

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, n. 1–2, p. 202–209, 15 abr. 2015.

SOUZA, M. DO C. B. M.; MELLO, I. S. Artigo de Discussão Resíduos sólidos: coleta seletiva estímulo para o aumento da reciclagem e melhoria de renda dos catadores. **Revista Eletrônica Gestão & Saúde**, v. 06, n. 3, p. 2959–81, 2015.

SRUTHY, S.; RAMASAMY, E. V. Microplastic pollution in Vembanad Lake, Kerala, India: The first report of microplastics in lake and estuarine sediments in India. **Environmental Pollution**, v. 222, p. 315–322, 1 mar. 2017.

STEINMETZ, Z. et al. **Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation?** *Science of the Total Environment* Elsevier B.V., , 15 abr. 2016.

STORRIER, K. L. et al. Beach Litter Deposition at a Selection of Beaches in the Firth of Forth, Scotland. **Journal of Coastal Research**, v. 234, n. 234, p. 813–822, 1 jul. 2007.

SU, L. et al. Microplastics in Taihu Lake, China. **Environmental Pollution**, v. 216, p. 711–719, 1 set. 2016.

SUN, X. et al. Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 115, n. 1–2, p. 217–224, 15 fev. 2017.

SUN, X. et al. Microplastics in seawater and zooplankton from the Yellow Sea. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 585–595, 1 nov. 2018.

TALSNESS, C. E. et al. **Components of plastic: Experimental studies in animals and relevance for human health** *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* Royal Society, , 27 jul. 2009.

TALVITIE, J. et al. Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. **Water Science and Technology**, v. 72, n. 9, p. 1495–1504, 1 nov. 2015.

TANAKA, K. et al. Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 69, n. 1–2, p. 219–222, 15 abr. 2013.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. 2. ed. Nova York: McGraw Hill, 2002.

TEIXEIRA, R. W.; TEIXEIRA, L. D. Aspectos Negativos dos Microplásticos na Saúde Humana. **Anais do Encontro Nacional de Pós Graduação**, v. 3, n. 1, p. 149–153, 9 out. 2019.

TEUTEN, E. L. et al. Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. **Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 22, p. 7759–7764, 15 nov. 2007.

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, 27 jul. 2009.

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

THOMPSON, R. C. Microplastics in the marine environment: Sources, consequences and solutions. In: **Marine Anthropogenic Litter**. [s.l.] Springer International Publishing, 2015. p. 185–200.

TRASAR-CEPEDA, C.; LEIRÓS, M. C.; GIL-SOTRES, F. Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils. Some implications for their use as indicators of soil quality. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, n. 9, p. 2146–2155, 1 set. 2008.

TYREE, C.; MORRISON, D. **Microplástico encontrado em água engarrafada global**. Disponível em: <<https://orbmedia.org/stories/contém-plástico/>>. Acesso em: 9 mar. 2020.

UNEP. **How China's Ban of Plastic Wastes Imports Can help us Beat Pollution**. Disponível em: <<https://www.unenvironment.org/news-and-stories/story/how-chinas-ban-plasticwaste-%0Aimports-can-help-us-beat-pollution>>.

UNEP. **Beat Plastic Pollution**. Disponível em: <<http://www.worldenvironmentday.global/en/about/%0Abeat-plastic-pollution>>.

URBANEK, A. K.; RYMOWICZ, W.; MIROŃCZUK, A. M. **Degradation of plastics and plastic-degrading bacteria in cold marine habitats** *Applied Microbiology and Biotechnology* Springer Verlag, , 1 set. 2018.

VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Microplastic pollution in deep-sea sediments. **Environmental Pollution**, v. 182, p. 495–499, 1 nov. 2013.

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, 1 abr. 2015.

VAN CAUWENBERGHE, L.; JANSSEN, C. R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. **Environmental Pollution**, v. 193, p. 65–70, 1 out. 2014.

VAN DER HAL, N.; ARIEL, A.; ANGEL, D. L. Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 116, n. 1–2, p. 151–155, 15 mar. 2017.

VAN SEBILLE, E. et al. A global inventory of small floating plastic debris. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 12, 2015.

VAN SEBILLE, E.; ENGLAND, M. H.; FROYLAND, G. Origin, dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. **Environmental Research Letters**, v. 7, n. 44040, 2012.

VASCONSELOS, Y. Planeta plástico. **Revista Pesquisa Fapesp**, 2019.

VASSEUR, P.; COSSU-LEGUILLE, C. **Linking molecular interactions to consequent effects of persistent organic pollutants (POPs) upon populations**ChemospherePergamon, , 1 fev. 2006.

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

VERESOGLOU, S. D.; HALLEY, J. M.; RILLIG, M. C. **Extinction risk of soil biota**Nature CommunicationsNature Publishing Group, , 23 nov. 2015.

VERMEIREN, P.; MUÑOZ, C. C.; IKEJIMA, K. **Sources and sinks of plastic debris in estuaries: A conceptual model integrating biological, physical and chemical distribution mechanisms**Marine Pollution BulletinElsevier Ltd, , 15 dez. 2016.

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, 20 set. 2013.

VOGELSANG, C. et al. **Microplastics in road dust – characteristics, pathways and measures**. [s.l: s.n.].

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.

WALDSCHLÄGER, K.; SCHÜTTRUMPF, H. Erosion Behavior of Different Microplastic Particles in Comparison to Natural Sediments. **Environmental Science and Technology**, 2019a.

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

WAN, J.; WILSON, J. L. Colloid transport in unsaturated porous media. **Water Resources Research**, v. 30, n. 4, p. 857–864, 1 abr. 1994.

WAN, Y. et al. Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil. **Science of the Total Environment**, v. 654, p. 576–582, 1 mar. 2019.

WANG, F. et al. **Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review**Water ResearchElsevier Ltd, , 1 ago. 2018a.

WANG, J. et al. Evaluation of different methods for assessing bioavailability of DDT residues during soil remediation. **Environmental Pollution**, v. 238, p. 462–470, 1 jul. 2018b.

WANG, J. et al. Negligible effects of microplastics on animal fitness and HOC bioaccumulation in earthworm *Eisenia fetida* in soil. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 776–784, 1 jun. 2019a.

WANG, J. et al. **Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review**Science of the Total EnvironmentElsevier B.V., , 15 nov. 2019b.

WANG, W.; WANG, J. Different partition of polycyclic aromatic hydrocarbon on environmental particulates in freshwater: Microplastics in comparison to natural sediment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 147, p. 648–655, 1 jan. 2018.

WANG, Z. et al. Effects of residual plastic film on soil hydrodynamic parameters and soil structure. **Nongye Jixie Xuebao/Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery**, v. 46, n. 5, 25 maio 2015.

WARDROP, P. et al. Chemical Pollutants Sorbed to Ingested Microbeads from Personal Care Products Accumulate in Fish. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 7, p. 4037–4044, 5 abr. 2016.

WATKINS, L. et al. The effect of dams on river transport of microplastic pollution. **Science of the Total Environment**, v. 664, p. 834–840, 10 maio 2019.

WATTS, A. J. R. et al. Uptake and retention of microplastics by the shore crab *carcinus maenas*. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 15, p. 8823–8830, 5 ago. 2014.

WEITHMANN, N. et al. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. **Science Advances**, v. 4, n. 4, p. eaap8060, 4 abr. 2018.

WESSEL, C. C. et al. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 178–183, 15 ago. 2016.

WILBER, J. R. **Plastic in the North Atlantic**, 1987.

WOODALL, L. C. et al. The deep sea is a major sink for microplastic debris. **Royal Society Open Science**, v. 1, n. 4, p. 140317, 1 dez. 2014.

WRIGHT, S. L. et al. **Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms** *Current Biology* Cell Press, , 2 dez. 2013.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. **The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review**. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* Elsevier, , 1 jul. 2013.

XIONG, X. et al. Sources and distribution of microplastics in China's largest inland lake – Qinghai Lake. **Environmental Pollution**, v. 235, p. 899–906, 1 abr. 2018.

XU, B. et al. Microplastics play a minor role in tetracycline sorption in the presence of dissolved organic matter. **Environmental Pollution**, v. 240, p. 87–94, 1 set. 2018.

YANG, J. et al. Effects of soil environmental factors and UV aging on Cu²⁺ adsorption on microplastics. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 22, p. 23027–23036, 1 ago. 2019.

YANG, X. et al. Influence of microplastic addition on glyphosate decay and soil microbial activities in Chinese loess soil. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 338–347, 1 nov. 2018.

YE, S.; ANDRADY, A. L. Fouling of floating plastic debris under Biscayne Bay exposure conditions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 22, n. 12, p. 608–613, 1 dez. 1991.

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

YU, H. et al. Combined effects of DOM extracted from site soil/compost and biosurfactant on

the sorption and desorption of PAHs in a soil-water system. **Journal of Hazardous Materials**, v. 190, n. 1–3, p. 883–890, 15 jun. 2011.

YU, H. Y. et al. Cadmium availability in rice paddy fields from a mining area: The effects of soil properties highlighting iron fractions and pH value. **Environmental Pollution**, v. 209, p. 38–45, 1 fev. 2016.

YU, Q. et al. Distribution, abundance and risks of microplastics in the environment. **Chemosphere**, v. 249, p. 126059, 2020.

YURTSEVER, M.; KAYA, A. T.; BAYRAKTAR, S. Ç. A Research on Microplastic Presence in Outdoor Air. In: [s.l.] Springer, Cham, 2018. p. 89–97.

ZANTA, V. M.; FERREIRA, C. F. A. **Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos**. 1. ed. [s.l.] Rima Artes e Textos, 2003.

ZARFL, C. et al. A global boom in hydropower dam construction. **Aquatic Sciences**, v. 77, n. 1, p. 161–170, 25 out. 2014.

ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J.; AMARAL-ZETTLER, L. A. Life in the “plastisphere”: Microbial communities on plastic marine debris. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 13, p. 7137–7146, 2 jul. 2013.

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, 1 jan. 2017a.

ZHANG, D. et al. Effect of residual plastic film on soil nutrient contents and microbial characteristics in the farmland. **Scientia Agricultura Sinica**, v. 50, n. 2, p. 310–319, 16 jan. 2017b.

ZHANG, G. S.; LIU, Y. F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. **Science of the Total Environment**, v. 642, p. 12–20, 15 nov. 2018.

ZHANG, G. S.; ZHANG, F. X.; LI, X. T. Effects of polyester microfibers on soil physical properties: Perception from a field and a pot experiment. **Science of the Total Environment**, v. 670, p. 1–7, 20 jun. 2019.

ZHANG, K. et al. Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 450–455, 1 dez. 2016.

ZHANG, W. et al. Microplastic pollution in the surface waters of the Bohai Sea, China. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 541–548, 1 dez. 2017c.

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, n. 1–2, p. 562–568, 15 set. 2014.

ZHAO, S.; ZHU, L.; LI, D. Microplastic in three urban estuaries, China. **Environmental Pollution**, v. 206, p. 597–604, 14 nov. 2015.

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, 1 ago. 2018a.

ZHU, D. et al. Trophic predator-prey relationships promote transport of microplastics compared with the single *Hypoaspis aculeifer* and *Folsomia candida*. **Environmental Pollution**, v. 235, p. 150–154, 1 abr. 2018b.

ZIAJAHROMI, S. et al. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. **Water Research**, v. 112, p. 93–99, 1 abr. 2017.

ZIAJAHROMI, S. et al. Environmentally relevant concentrations of polyethylene microplastics negatively impact the survival, growth and emergence of sediment-dwelling invertebrates. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 425–431, 1 maio 2018.

ZUBRIS, K. A. V.; RICHARDS, B. K. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. **Environmental Pollution**, v. 138, n. 2, p. 201–211, 1 nov. 2005.