XVIII SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE
XVIII ENCONTRO DE RECURSOS HÍDRICOS EM SERGIPE

DESAFIOS METODOLÓGICOS ASSOCIADOS À CARACTERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM AMBIENTES AQUÁTICOS

Rodrigo de Moraes Pompeu [1]; Marcelo Campos [2]; Amanda Negreli Moyano de Pádua [3]; Mileidy Guarnieri [4]; Fábio José Roca dos Santos [5] & Kennedy Francis Roche [6]

RESUMO – A poluição por microplásticos tornou-se uma das principais preocupações ambientais da atualidade. Embora os métodos de caracterização dessas partículas tenham sido desenvolvidos para ambientes marinhos, sua aplicação em sistemas continentais ainda apresenta limitações técnicas e operacionais. Este trabalho revisa a evolução metodológica da área, comparando estratégias de amostragem nos oceanos com as particularidades dos ambientes fluviais. Os rios apresentam elevada variabilidade hidrodinâmica, heterogeneidade espacial e processos como a bioincrustação, fatores que influenciam o comportamento das partículas e dificultam a obtenção de amostras representativas. Também são discutidas limitações relacionadas à digestão química, separação por densidade e identificação dos polímeros, destacando como a falta de padronização metodológica pode prejudicar a precisão analítica e favorecer a subestimação de partículas menores. Conclui-se que a adaptação direta de protocolos marinhos para águas doces compromete a comparabilidade entre estudos, evidenciando a necessidade de estratégias de coleta e procedimentos analíticos adaptados à dinâmica fluvial, visando resultados mais confiáveis e avanços nas pesquisas sobre microplásticos em bacias hidrográficas.

ABSTRACT – Microplastic pollution has become one of the main environmental concerns of recent years. Although the methods used to characterize these particles were developed for marine environments, their application to continental systems still presents technical and operational limitations. This study reviews the methodological evolution in this field, comparing sampling strategies used in oceans with the particularities of fluvial environments. Rivers present high hydrodynamic variability, spatial heterogeneity, and processes such as biofouling, factors that influence particle behavior and hinder the collection of representative samples. Limitations related to chemical digestion, density separation, and polymer identification are also discussed, highlighting how the lack of methodological standardization can compromise analytical accuracy and favor the underestimation of smaller particles. It is concluded that the direct adaptation of marine protocols to freshwater systems compromises comparability among studies, highlighting the need for sampling strategies and analytical procedures compatible with fluvial dynamics in order to ensure more reliable results and advances in research on microplastics in river basins.

Palavras-Chave – microplásticos; ambientes fluviais; metodologias analíticas.

[1]) Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Av. Costa e Silva, s/nº – Bairro Universitário, (67) 3345-7458, rodrigo.pompeu@ufms.br
[2]) Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Av. Costa e Silva, s/nº – Bairro Universitário, (67) 3345-7499, marcelo.campos@ufms.br
[3]) Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Av. Costa e Silva, s/nº – Bairro Universitário, (67) 3345-7458, amanda.padua@ufms.br
[4]) Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Av. Costa e Silva, s/nº – Bairro Universitário, (67) 3345-7499, m.guarnieri@ufms.br
[5]) Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Av. Costa e Silva, s/nº – Bairro Universitário, (67) 3345-7499, fabio.roca@ufms.br
[6]) Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Av. Costa e Silva, s/nº – Bairro Universitário, (67) 3345-7458, kennedy.roche@ufms.br

INTRODUÇÃO

O estudo de microplásticos estabeleceu-se como uma das áreas mais ativas da pesquisa ambiental, impulsionado pelo aumento da produção global de plásticos e sua ampla disseminação nos ecossistemas aquáticos. Desde os primeiros registros sistemáticos, no início dos anos 2000, a atenção concentrou-se nos ambientes marinhos, onde os efeitos visíveis do lixo plástico impulsionaram pesquisas observacionais e experimentais (Cole *et al.*, 2011; Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012).

Com a expansão da área, tornou-se evidente a necessidade de quantificar e caracterizar adequadamente essas partículas. Diferentemente de contaminantes dissolvidos, os microplásticos apresentam grande variabilidade de tamanho, forma, densidade e composição, impondo desafios desde a amostragem até a análise laboratorial (Koelmans *et al.*, 2019; Prata *et al.*, 2019). A consolidação de procedimentos analíticos levou à criação de diretrizes para minimizar vieses e contaminações (Masura *et al.*, 2015; Koelmans *et al.*, 2019). Ainda assim, variações na abertura de malha, profundidade de coleta, volume amostrado e critérios de classificação visual podem comprometer análises espaciais e temporais (Prata *et al.*, 2019).

O avanço das pesquisas mostrou que os sistemas continentais não atuam apenas como vias de transporte para os oceanos, mas apresentam dinâmicas próprias de deposição e ressuspensão (Besseling *et al.*, 2017; Koelmans *et al.*, 2019). Isso impulsionou estudos em rios e lagos, evidenciando que métodos criados para ambientes marinhos nem sempre se ajustam às condições fluviais (Hurley *et al.*, 2018; Wagner *et al.*, 2014). A aplicação direta desses protocolos em água doce pode subestimar partículas finas e dificultar comparações entre bacias hidrográficas (Prata *et al.*, 2019; Kooi *et al.*, 2016). Além disso, a heterogeneidade espacial dos rios e a diversidade de fontes de poluição tornam a obtenção de amostras representativas um dos principais desafios metodológicos atuais.

No contexto laboratorial, o aprimoramento nos métodos de separação por densidade, digestão química da matéria orgânica e identificação espectroscópica por FTIR (Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier) e Raman aumentaram a confiabilidade da identificação polimérica (Primpke *et al.*, 2018; Käppler *et al.*, 2016; Prata *et al.*, 2019). Entretanto, a ausência de protocolos amplamente aceitos para ambientes continentais ainda dificulta a comparabilidade entre estudos e a construção de séries históricas, essenciais para análises de tendência e modelagem ambiental (Koelmans *et al.*, 2019; Hurley *et al.*, 2018). Estudos recentes também destacam o avanço de ferramentas automatizadas e algoritmos baseados em μ-FTIR para análise de grandes volumes de dados e identificação objetiva de

partículas cada vez menores, ampliando a confiabilidade e a comparabilidade dos resultados (Moses *et al.*, 2023).

ESTRATÉGIAS DE COLETA EM AMBIENTES MARINHOS

As amostras para identificação de microplásticos em ambientes marinhos são coletadas principalmente na camada superficial da coluna d'água, onde há uma maior concentração de partículas flutuantes devido à baixa densidade de muitos polímeros, como o polietileno e o polipropileno (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Löder e Gerdts, 2015). A metodologia mais comum envolve o uso de redes de arrasto superficial, como redes de plâncton ou redes do tipo manta, acopladas a embarcações.

As redes do tipo manta possuem formato retangular, mantendo a boca da rede estável na interface ar-água enquanto a embarcação se move, reduzindo a influência de ondas e turbulência superficial (GESAMP, 2015). Essas redes normalmente possuem abertura de 0,5 a 1,0 m e são equipadas com um copo coletor na extremidade posterior, onde as partículas são retidas após a filtração. Por outro lado, as redes cônicas de plâncton têm formato circular e são utilizadas em coletas tanto superficiais quanto subsuperficiais, dependendo do sistema de reboque utilizado (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Ambas permitem a filtração rápida de grandes volumes de água e são amplamente utilizadas na pesquisa de microplásticos flutuantes (Pasquier *et al.*, 2022).

A definição do tamanho de malha é um dos aspectos metodológicos mais importantes. As malhas que variam de 300 µm a 500 µm são as mais utilizadas, pois oferecem menor risco de entupimento e possibilitam a filtração de grandes volumes de água (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Löder e Gerdts, 2015). No entanto, estudos indicam que essa escolha resulta na exclusão sistemática de uma fração significativa de microplásticos menores, especialmente fibras e fragmentos com menos de 300 µm, o que leva à subestimação das concentrações ambientais reais (Prata *et al.*, 2019). Malhas mais finas aumentam a captura de partículas pequenas, mas geram desafios operacionais significativos, como maior resistência hidrodinâmica, redução do volume filtrado e maior tendência ao entupimento por matéria orgânica e fitoplâncton (Löder e Gerdts, 2015).

Durante as coletas, é fundamental registrar parâmetros operacionais, como velocidade da embarcação, tempo de arrasto, trajetória percorrida e condições oceanográficas (estado do mar, vento e correntes), pois esses fatores influenciam diretamente o volume filtrado e a comparabilidade das amostras (GESAMP, 2015). Em diversos protocolos, o volume de água amostrado é determinado por

meio de fluxômetros acoplados à boca da rede, o que possibilita o cálculo das concentrações em unidades padronizadas, como partículas por metro cúbico (partículas.m^{-3}) (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012).

Além da amostragem superficial, outros métodos incluem a coleta de água subsuperficial utilizando bombas peristálticas, garrafas e sistemas de filtração embarcados, para análise da distribuição vertical dos microplásticos (Cole *et al.*, 2011; Löder e Gerdts, 2015). Esses métodos possibilitam o acesso a camadas mais profundas da coluna d'água, mas exigem volumes menores e apresentam maior complexidade logística. Em ambientes continentais, a combinação de diferentes estratégias de coleta, como redes superficiais e sistemas de bombeamento, tende a aumentar a representatividade amostral, especialmente em rios com elevada variabilidade hidrodinâmica.

O sedimento marinho, por outro lado, é coletado por meio de dragas, como a *Van Veen* ou amostradores de testemunho. A coleta de sedimento tem como objetivo entender o papel do fundo oceânico como reservatório de microplásticos e área de deposição permanente, complementando os dados da coluna d'água (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; GESAMP, 2015).

No entanto, essas metodologias apresentam suas limitações, mesmo em ambientes marinhos. Entre as principais, podemos mencionar a seletividade determinada pelo tamanho da malha, a sub-representação de partículas menores e a exclusão de microplásticos que estão em maiores profundidades da coluna d'água, além do risco de contaminação cruzada devido às condições de operação (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Löder e Gerdts, 2015). Mesmo assim, a estabilidade hidrodinâmica e a escala espacial dos oceanos possibilitaram que essas metodologias se estabelecessem como referência inicial na literatura (GESAMP, 2015).

ADAPTAÇÃO DAS METODOLOGIAS PARA AMBIENTES FLUVIAIS

A aplicação direta de metodologias marinhas em sistemas fluviais apresenta importantes limitações técnicas e conceituais. Os rios apresentam alta variabilidade hidrodinâmica, com alterações rápidas e sazonais na vazão, profundidade e largura do canal. Além disso, há uma forte heterogeneidade espacial relacionada à morfologia do leito, à presença de remansos, corredeiras, vegetação marginal e estruturas artificiais, como pontes, barragens e obras de canalização (Blettler *et al.*, 2018; Koelmans *et al.*, 2019). Esses fatores influenciam o transporte, deposição e ressuspensão dos microplásticos, levando a distribuições irregulares na coluna d'água e nos sedimentos.

Os ambientes fluviais também são fortemente afetados por fontes pontuais e difusas de poluição, como estações de tratamento de esgoto, áreas urbanas, atividades industriais, agricultura e turismo. Isso leva a variações significativas nas concentrações e nos tipos de partículas encontradas, mesmo em curtas escalas espaciais (Mani *et al.*, 2015; Wagner *et al.*, 2014). Em relação aos oceanos, os volumes de água coletados em rios tendem a ser menores, e a utilização de redes de arrasto superficial pode ser restringida por profundidades limitadas, baixa navegabilidade e riscos operacionais, o que compromete a representatividade das amostras. Nesse contexto, métodos integrados de coleta e amostragem em diferentes profundidades mostram-se mais adequados para representar a distribuição heterogênea dos microplásticos em sistemas fluviais.

Vários autores apontam que apenas a adaptação de protocolos marinhos pode resultar na subestimação da verdadeira abundância de microplásticos, na perda de partículas menores e na dificuldade de comparação entre estudos conduzidos em diferentes bacias hidrográficas (Koelmans *et al.*, 2019; Blettler *et al.*, 2018). Dessa forma, é imprescindível a implementação de estratégias metodológicas específicas para ambientes fluviais, que levem em conta sua complexidade hidrossedimentológica e múltiplas fontes de contaminação, a fim de assegurar maior robustez e reprodutibilidade dos dados coletados.

Em ambientes de água doce, são frequentemente utilizados métodos como amostragem pontual com frascos ou baldes, filtração in situ, sistemas de bombeamento contínuo e redes adaptadas para uso fluvial (Wagner *et al.*, 2014; Blettler *et al.*, 2018; Koelmans *et al.*, 2019). Embora os métodos baseados em redes ou sistemas de bombeamento permitam a integração de maiores volumes, eles estão sujeitos a restrições operacionais, baixas profundidades, turbulência do escoamento e alta carga de sedimentos em suspensão (Mani *et al.*, 2015; Hurley *et al.*, 2018). Por outro lado, as amostragens pontuais representam condições locais momentâneas.

Por fim, a ausência de consenso sobre o volume mínimo representativo a ser amostrado em rios é um dos principais obstáculos à comparabilidade entre os estudos. A literatura relata volumes que variam de alguns litros a dezenas ou centenas de metros cúbicos, o que pode resultar em diferenças consideráveis nas concentrações de microplásticos observadas, mesmo em ambientes semelhantes (Koelmans *et al.*, 2019; Cowger *et al.*, 2020). As variações referentes ao tipo de equipamento, volume filtrado, duração da coleta e posição na coluna d'água afetam diretamente os resultados, dificultando a padronização de protocolos e a elaboração de avaliações integradas em nível regional ou global.

TRATAMENTO DAS AMOSTRAS E SEPARAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS

Após a coleta, as amostras destinadas à análise de microplásticos passam por várias etapas de tratamento e separação. Essas etapas visam remover a matriz ambiental e concentrar as partículas plásticas para que possam ser identificadas por meio de microscopia e técnicas espectroscópicas. As digestões químicas da matéria orgânica, realizadas com agentes oxidantes ou ácidos, e os processos de separação por diferença de densidade, que usam soluções salinas para induzir a flotação de partículas plásticas e a sedimentação da fração mineral, são alguns dos procedimentos mais comumente utilizados (Masura *et al.*, 2015; Hurley *et al.*, 2018; Schrank *et al.*, 2022).

A digestão química é geralmente realizada com peróxido de hidrogênio, muitas vezes catalisada por sais de ferro (reação de Fenton), ou com soluções ácidas e alcalinas, permitindo degradar a matéria orgânica sem dissolver os polímeros (Masura *et al.*, 2015; Nuelle *et al.*, 2014). Paralelamente, a separação por flotação utiliza soluções salinas de alta densidade, como cloreto de sódio (NaCl) e cloreto de zinco ($ZnCl_2$). Essas soluções permitem que as partículas plásticas subam à superfície da amostra, enquanto os sedimentos minerais permanecem depositados no fundo dos recipientes (Imhof *et al.*, 2012; Hurley *et al.*, 2018).

Apesar de consolidados, esses procedimentos podem apresentar algumas subjetividades. Ensaios comparativos indicam que os protocolos de digestão variam consideravelmente em relação à eficácia na remoção de matéria orgânica e ao potencial de alterar as propriedades dos polímeros (deformação, alteração superficial e mudanças detectáveis em espectros), especialmente em condições mais severas de pH, temperatura e duração da exposição. Estudos experimentais e revisões metodológicas enfatizam que a escolha do reagente e das condições operacionais deve ser equilibrada para otimizar a purificação sem comprometer a integridade do material plástico (Hurley *et al.*, 2018; Schrank *et al.*, 2022; Pfeiffer e Fischer, 2020).

Da mesma forma, a separação por densidade pode não ser eficaz de maneira uniforme para diferentes polímeros e morfologias, especialmente ao se utilizar soluções de menor densidade, como o NaCl. Nesses casos, partículas de polímeros de maior densidade (como PET e PVC) ou partículas revestidas por incrustações/filmes podem ser recuperadas com eficiência reduzida, resultando em uma subestimação da abundância real. Assim, soluções de maior densidade, como $ZnCl_2$, tendem a apresentar melhor eficiência na recuperação de polímeros mais densos, embora envolvam maior custo operacional. Protocolos clássicos de separação em sedimentos reconhecem esse aspecto ao analisar diferentes soluções e faixas granulométricas, destacando que a densidade do meio de separação e o desenho do procedimento têm um impacto direto na recuperação das partículas plásticas (Imhof *et al.*, 2012; Cashman *et al.*, 2020).

Em ambientes fluviais, essas restrições costumam ser ampliadas, pois a matriz geralmente possui uma alta concentração de sedimentos finos e uma grande variabilidade hidrossedimentológica. Além disso, a bioincrustação e a agregação de microplásticos com partículas naturais alteram a densidade e a hidrodinâmica das partículas, favorecendo a deposição e dificultando a separação em laboratório. Evidências experimentais indicam que o crescimento de biofilme pode aumentar a densidade e diminuir a flutuabilidade, promovendo afundamento dos microplásticos. Além disso, pesquisas em água doce mostram que os processos de agregação podem facilitar o enterramento ou infiltração de microplásticos nos sedimentos (Semcesen e Wells, 2021; Rummel *et al.*, 2017).

IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS

A identificação dos microplásticos é uma das etapas mais críticas dos estudos ambientais, uma vez que influenciam diretamente a confiabilidade dos resultados e a comparabilidade entre diferentes estudos. A análise visual é comumente empregada como uma etapa preliminar de triagem, baseando-se em características macroscópicas, como forma, cor, brilho e textura superficial. Entretanto, esse método depende da experiência do analista e pode apresentar erros sistemáticos, especialmente em se tratando de partículas pequenas, fibras e fragmentos irregulares, que podem ser facilmente confundidos com materiais naturais, como celulose, quitina ou minerais (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Shim *et al.*, 2017; Löder e Gerdts, 2015).

Estudos comparativos mostram que, quando se utilizam apenas critérios visuais, há uma taxa de falsa identificação, que pode levar à superestimação ou subestimação da quantidade real de microplásticos (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Prata *et al.*, 2019). Dessa forma, a confirmação instrumental da composição polimérica passou a ser uma demanda cada vez mais exigida em estudos atuais, principalmente para partículas com dimensões inferiores a 500 µm.

Nesse contexto, técnicas espectroscópicas como a espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) e a espectroscopia Raman consolidaram-se como os principais métodos para identificação química de polímeros. O FTIR, nas modalidades ATR-FTIR e µ-FTIR por imageamento, apresenta alta robustez para partículas maiores que 20–30 µm, permitindo análises automatizadas e a geração de mapas químicos em filtros completos. Essas características tornam o µ-FTIR uma das técnicas mais promissoras para análises em larga escala e possíveis processos de padronização metodológica (Mintenig *et al.*, 2017; Käppler *et al.*, 2016).

Por outro lado, a espectroscopia Raman apresenta maior resolução espacial, possibilitando a identificação de partículas em escalas micrométrica e submicrométrica. Entretanto, a técnica é mais

suscetível à interferência por fluorescência e geralmente demanda maior tempo de aquisição e preparo das amostras. Apesar dessas limitações, a espectroscopia Raman se destaca na identificação de partículas menores (Araújo *et al.*, 2018; Prata *et al.*, 2019). Embora altamente confiáveis, ambas as técnicas ainda apresentam limitações operacionais, como alto custo de aquisição e manutenção, necessidade de bibliotecas espectrais apropriadas e dependência de infraestrutura laboratorial especializada, fatores que restringem seu uso em larga escala (Cowger *et al.*, 2020).

A caracterização dos microplásticos ainda apresenta grande heterogeneidade metodológica. Vários estudos utilizam intervalos de tamanho diferentes, categorias morfológicas variadas (fragmentos, fibras, filmes, esferas, pellets), esquemas de classificação por cor distintos e formatos variados para apresentar os resultados (número de partículas, massa, área ou volume). A ausência de um sistema padronizado de nomenclatura e categorização torna mais difícil a comparação direta entre estudos e limita a realização de metanálises e avaliações globais mais abrangentes. Como consequência, organizações científicas internacionais e grupos de trabalho enfatizam a importância de padronizar os protocolos de identificação e classificação para melhorar a reprodutibilidade dos dados, minimizar subjetividades e fortalecer a integração entre estudos realizados em diferentes compartimentos ambientais e escalas espaciais (Hartmann *et al.*, 2019; Cowger *et al.*, 2020).

CONCLUSÃO

A diversidade de métodos ainda é um dos principais obstáculos para a obtenção de dados comparáveis sobre microplásticos. Apesar dos avanços das últimas décadas, persistem limitações relacionadas à padronização de protocolos, à representatividade amostral e à comparabilidade entre estudos. Nesse contexto, torna-se fundamental o desenvolvimento de abordagens adaptadas às particularidades dos ambientes fluviais.

Entre as estratégias mais promissoras, destacam-se métodos integrados de coleta associados a técnicas espectroscópicas automatizadas, como o µ-FTIR, capazes de ampliar a confiabilidade dos dados. Além disso, estratégias de coleta mais representativas, materiais que reduzam contaminações e estudos voltados à comparação de metodologias, validação de equipamentos e investigação de processos como sedimentação e bioincrustação contribuem para bases metodológicas mais sólidas e comparáveis, essenciais para o entendimento da dinâmica dos microplásticos em bacias hidrográficas continentais.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS/MEC – Brasil.

REFERÊNCIAS

ARAUJO, C.F. et al. (2018). "*Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects*". Water Research, 142, pp. 426-440.

BESSELING, E. et al. (2017). "*Fate of nano-and microplastic in freshwater systems: A modeling study*". Environmental Pollution, 220, pp. 540-548.

BLETTLER, M.C.M. et al. (2018). "*Freshwater plastic pollution: Recognizing research biases and identifying knowledge gaps*". Water Research, 143, pp. 416-424.

CASHMAN, M.A. et al. (2020). "*Comparison of microplastic isolation and extraction procedures from marine sediments*". Marine Pollution Bulletin, 159, p. 111507.

COLE, M. et al. (2011). "*Microplastics as contaminants in the marine environment: a review*". Marine Pollution Bulletin, 62(12), pp. 2588-2597.

COWGER, W. et al. (2020). "*Critical review of processing and classification techniques for images and spectra in microplastic research*". Applied Spectroscopy, 74(9), pp. 989-1010.

GESAMP. (2015). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment.* London, International Maritime Organisation.

HARTMANN, N.B. et al. (2019). "*Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris*". Environmental Science & Technology, 53(3), pp. 1039-1047.

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

HURLEY, R.R. et al. (2018). "*Validation of a method for extracting microplastics from complex, organic-rich, environmental matrices*". Environmental Science & Technology, 52(13), pp. 7409-7417.

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

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

KÄPPLER, A. et al. (2016). "*Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both?*". Analytical and Bioanalytical Chemistry, 408(29), pp. 8377-8391.

KOELMANS, A.A. et al. (2019). "*Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality*". Water Research, 155, pp. 410-422.

KOOI, M. et al. (2016). "*The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean*". Scientific Reports, 6(1), p. 33882.

LÖDER, M.G.J.; GERDTS, G. (2015). "*Methodology used for the detection and identification of microplastics—a critical appraisal*" in Marine Anthropogenic Litter. Org. por Bergmann, M.; Gutow, L.; Klages, M., Springer, Cham.

MANI, T. et al. (2015). "*Microplastics profile along the Rhine River*". Scientific Reports, 5(1), p. 17988.

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

MINTENIG, S.M. et al. (2017). "*Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging*". Water Research, 108, pp. 365-372.

MOSES, S.R. et al. (2023). "*Comparison of two rapid automated analysis tools for large FTIR microplastic datasets*". Analytical and Bioanalytical Chemistry, 415(15), pp. 2975-2987.

NAYEBI, B. et al. (2023). "*Preservation, storage, and sample preparation methods for freshwater microplastics–a comprehensive review*". Environmental Science: Advances, 2(8), pp. 1060-1081.

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

PASQUIER, G. et al. (2022). "*Manta net: The golden method for sampling surface water microplastics in aquatic environments*". Frontiers in Environmental Science, 10, p. 811112.

PFEIFFER, F.; FISCHER, E.K. (2020). "*Various digestion protocols within microplastic sample processing—evaluating the resistance of different synthetic polymers and the efficiency of biogenic organic matter destruction*". Frontiers in Environmental Science, 8, p. 572424.

PRATA, J.C. et al. (2019). "*Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review*". TrAC Trends in Analytical Chemistry, 110, pp. 150-159.

PRIMPKE, S. et al. (2018). "*Reference database design for the automated analysis of microplastic samples based on Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy*". Analytical and Bioanalytical Chemistry, 410(21), pp. 5131-5141.

RUMMEL, C.D. et al. (2017). "*Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment*". Environmental Science & Technology Letters, 4(7), pp. 258-267.

SCHRANK, I. et al. (2022). "*Microplastic sample purification methods-Assessing detrimental effects of purification procedures on specific plastic types*". Science of the Total Environment, 833, p. 154824.

SEMCESEN, P.O.; WELLS, M.G. (2021). "*Biofilm growth on buoyant microplastics leads to changes in settling rates: implications for microplastic retention in the Great Lakes*". Marine Pollution Bulletin, 170, p. 112573.

SHIM, W.J. et al. (2016). "*Identification and quantification of microplastics using Nile Red staining*". Marine Pollution Bulletin, 113(1-2), pp. 469-476.

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