

Quantificação da poluição microplástica no Rio Meia Ponte, alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central

Quantification of microplastic pollution in the Meia Ponte River, upper Paraná river basin, Central Brazil

Maycon Winnicius Barreira de Souza-Coelho¹ , Marta Regina Magalhães¹ , Francisco Leonardo Tejerina-Garro¹ 

¹Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia, GO, Brasil. E-mails: mayconwinnicius1999@gmail.com, reginamaga@gmail.com, garro@pucgoias.edu.br

Como citar: Souza-Coelho, M. W. B., Magalhães, M. R., & Tejerina-Garro, F. L. (2025). Quantificação da poluição microplástica no Rio Meia Ponte, alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 22, e17. <https://doi.org/10.21168/regav.22e17>

RESUMO: A poluição por resíduos plásticos em rios é uma preocupação crescente devido aos seus impactos na qualidade ambiental e na subsistência humana. Os rios atuam como condutores e reservatórios de poluição plástica, interagindo diretamente com os componentes dos ecossistemas aquáticos. Este estudo teve como objetivo quantificar a abundância e distribuição de comprimento de microplásticos em um trecho urbano do rio Meia Ponte, localizado no alto da bacia do rio Paraná, analisar a distribuição dos microplásticos nos compartimentos aquático (coluna de água e sedimento) em relação à variação sazonal (campanhas de amostragem) e o gradiente espacial (distribuição montante-jusante dos pontos de amostragem) por meio de uma ANOVA trifatorial; e avaliar a relação entre os comprimentos dos microplásticos, considerando sua distribuição nos compartimentos ambientais, utilizando-se uma análise de regressão simples. Foram identificados 60.169 microplásticos por meio de inspeção visual microscópica, com maior abundância e densidade no sedimento (53.644 partículas; 170,3 partículas.g⁻¹) em comparação à coluna de água (6.525 partículas; 1,8 partículas.mL⁻¹) no período da estiagem. Nesse mesmo período os microplásticos no sedimento apresentaram comprimento médio menor (0,09 mm) que os da água (0,17 mm). A distribuição espacial dos microplásticos ao longo do gradiente montante-jusante variou de forma não uniforme, sugerindo influência de aportes urbanos. A dinâmica de transporte e deposição foi modulada pela interação entre o compartimento (água/sedimento) e a sazonalidade. Observou-se uma relação inversa entre o tamanho das partículas e sua presença no sedimento, indicando que partículas maiores estão presentes na coluna de água, enquanto as menores fazem parte do sedimento. Os resultados deste estudo, pioneiro na quantificação de microplásticos no ambiente aquático em Goiás, são compatíveis com os observados em ambientes lóticos de bacias hidrográficas nacionais e internacionais.

Palavras-chave: Contaminantes Emergentes; Sedimento; Água; Sazonalidade; Área Urbana.

ABSTRACT: Plastic waste pollution in rivers is a growing concern due to its impact on environmental quality and human livelihoods. Rivers function as conduits and reservoirs for plastic pollution, directly interacting with the components of aquatic ecosystems. This study aimed to quantify the abundance and length distribution of microplastics in an urban stretch of the Meia Ponte River, located in the upper Paraná River basin; analyze the distribution of microplastics in aquatic compartments (water column and sediment) in relation to seasonal variation (sampling campaigns) and spatial gradient (upstream-downstream distribution of sampling points) using a three-way ANOVA; and evaluate the relationship between microplastic lengths, considering their distribution in environmental compartments, using a simple regression analysis. A total of 60,169 microplastics were identified through microscopic visual inspection, with higher abundance and density in the sediment (53,644 particles; 170.3 particles.g⁻¹) compared to the water column (6,525 particles; 1.8 particles.mL⁻¹) during the dry season. In the same period, microplastics in the sediment had a smaller average length (0.09 mm) than those in the water (0.17 mm). The spatial distribution of microplastics along the upstream-downstream gradient varied non-uniformly, suggesting the influence of urban inputs. The transport and deposition dynamics were modulated by the interaction between the compartment (water/sediment) and seasonality. An inverse relationship was observed between particle size and its presence in the sediment, indicating that larger particles are present in the water column, while smaller ones are part of the sediment. The results of this study, pioneering in the quantification of microplastics in the aquatic environment in Goiás, are compatible with those observed in lotic environments of national and international river basins.

Keywords: Emerging Contaminants; Sediment; Water; Seasonality; Urban Area.

Recebido: Abril 13, 2025. Revisado: Julho 27, 2025. Aceito: Agosto 06, 2025.



Este é um artigo publicado em acesso aberto (*Open Access*) sob a licença *Creative Commons Attribution* (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>), que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

INTRODUÇÃO

A poluição por resíduos plásticos em ecossistemas aquáticos é uma preocupação crescente, comprometendo a qualidade ambiental e representando riscos à principal fonte de subsistência humana, a água (van Emmerik et al., 2023). Esses ecossistemas atuam como vetores de transporte e depósito de material plástico, reflexo da ineficiência no gerenciamento de resíduos sólidos (van Emmerik et al., 2023; Ma et al., 2024). Essa situação, aliada à degradação progressiva do plástico gera partículas classificadas por tamanho em mesoplásticos (5–25 mm), microplásticos (0,001–5 mm) e nanoplásticos (<0,001 mm; Hartmann et al., 2019), cuja dispersão amplifica os impactos negativos sobre a biota. Essa combinação de fatores levou ao reconhecimento dos plásticos presentes no ambiente como contaminantes emergentes (Rocha-Santos & Duarte, 2015).

Inicialmente, os estudos sobre poluição por microplásticos concentraram-se em ambientes marinhos (Montagner et al., 2021; Stokal et al., 2023) se estendendo posteriormente aos sistemas de água doce, que atuam como vias de transporte dessas partículas para os oceanos (Queiroz et al., 2022; Wang et al., 2022; Stokal et al., 2023; Wang et al., 2024). Em bacias hidrográficas densamente povoadas, a entrada de microplásticos ocorre predominantemente através de: i) escoamento de águas pluviais urbanas, com fluxo intensificado nos períodos chuvosos (van Emmerik et al., 2022; Stokal et al., 2023; Wang et al., 2024); ii) advecção eólica; e iii) descargas de efluentes tratados (Ma et al., 2024). No ambiente aquático, a distribuição dos microplásticos entre a coluna de água e o sedimento é modulada pela hidrodinâmica local (van Emmerik et al., 2023), sendo adicionalmente influenciada por condições climáticas, características geomorfológicas do trecho fluvial e pressões antropogênicas (Ma et al., 2024).

Uma vez introduzidos nos ecossistemas aquáticos, os microplásticos apresentam diferentes comportamentos de transporte e deposição. Partículas constituídas por polímeros plásticos de baixa densidade podem sobrenadar na coluna de água, sendo transportadas a jusante (van Emmerik et al., 2023), enquanto outras podem se depositar no sedimento através de processos de floculação, atuando como sumidouros temporários ou permanentes em sistemas lóticos e lênticos (Wu et al., 2024). Essa dinâmica, além de ser influenciada pela densidade dos polímeros plásticos é também influenciada por processos de degradação ambiental. Quando expostos a condições adversas (radiação UV, oxidação, abrasão mecânica), os polímeros plásticos sofrem quebra de cadeias poliméricas, resultando em fragmentação progressiva e alteração de suas propriedades físicas (Queiroz et al., 2022; Mendrik et al., 2023). Como consequência, partículas que inicialmente apresentavam flutuabilidade podem sofrer alterações de densidade e eventualmente sedimentar, modificando os padrões de distribuição na coluna d'água.

Este estudo objetiva quantificar a abundância e distribuição de comprimento de microplásticos (0,01-5 mm) em um trecho urbano do rio Meia Ponte, localizado no alto da bacia do rio Paraná e adjacente à região metropolitana de Goiânia, Goiás; analisar a distribuição dos microplásticos nos compartimentos aquático (coluna de água e sedimento) em relação à variação sazonal (campanhas de amostragem) e o gradiente espacial (distribuição montante-jusante dos pontos de amostragem); e avaliar a relação entre os comprimentos dos microplásticos considerando sua distribuição nos compartimentos ambientais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O rio Meia Ponte está localizado no centro-sul do estado de Goiás, no alto da bacia do rio Paraná, sendo um afluente do lado direito do rio Paranaíba. Esse rio possui uma extensão aproximada de 472 km, com sua nascente localizada na Serra dos Brandões, município de Itauçu e em Taquaral de Goiás, a uma altitude de 983 m. Sua foz está localizada no rio Paranaíba no município de Cachoeira Dourada (Veiga et al., 2013; Goiás, 2021). O clima regional é classificado como tropical úmido (Aw) segundo a classificação de Köppen-Geiger com duas estações bem definidas: a chuvosa (entre outubro e abril) e de estiagem (com ausência quase total de chuvas, estendendo-se de maio a setembro; Cardoso et al., 2014). Na bacia, o relevo é aplanado e acidentado, com planícies fluviais que apresentam um padrão meandriforme (Veiga et al., 2013; Goiás, 2021). A área total da bacia do rio Meia Ponte é de 14.521, 81 km², sendo que a vegetação tipo Cerrado ocupa 12.934,43 km² (89%) e a do tipo Mata Atlântica 1.583,375 km² (11%; UPGRH, Goiás, 2021). Os solos predominantes na bacia, são os Latossolos, profundos e bem drenados. Do ponto de vista hidrogeológico, destacam-se os depósitos aluvionares, formados por areias, cascalhos e lentes de material silto-argiloso e turfa; a camada superficial é composta por material areno-argiloso (Goiás, 2021). O Cerrado apresenta um elevado número de espécies endêmicas e de áreas de tensão ecológica, sofrendo impactos antrópicos, como desmatamento decorrentes principalmente da expansão da agricultura, pecuária e do crescimento populacional (Veiga et al., 2013; Goiás, 2021). A área de drenagem do rio Meia Ponte concentra a maior parte de habitantes (3.131 x 10⁶) do estado de Goiás, dos quais 2.654 x 10⁶ habitam na cidade de Goiânia e sua região

metropolitana (Goiás, 2021). A bacia é fragmentada por rodovias federais (BR-153 interligando a região norte do estado até a divisa com o estado de Minas Gerais) e estaduais (GO-020, 070, 222, 420 e 462; Goiás, 2021).

Os pontos amostrais estão localizados ao longo de 38,3 km do rio Meia Ponte, entre a área rural da cidade de Goianira, ao norte, e a cidade de Senador Canedo, ao sul. Nesse trecho que compreende a região metropolitana de Goiânia, foram delimitados três pontos amostrais (doravante denominados PA1, PA2 e PA3). O PA1 está localizado na margem direita a montante da área da área urbana (49°19'47"S, 16°34'0.037"O, a 709 m acima do nível médio do mar - AMSL); o PA2 está localizado na margem direita, aproximadamente no meio da referida área metropolitana (49°15'54"S, 16°38'12"O, a 699 m AMSL); o PA3 está posicionado na margem esquerda a jusante da área metropolitana de Goiânia (49°10'41"S, 16°42'39"O, a 680 m AMSL) (Figura 1). A montante do trecho amostrado, o canal principal do rio Meia Ponte apresenta várias represas utilizadas na atividade agropecuária e um reservatório para geração de energia (Usina Hidroelétrica do Jaó) construído na década de 1930 e atualmente desativado. A montante desse reservatório se localiza o emissor de águas residuais da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE Dr. Hélio Seixo de Britto) e outro a jusante denominada Aruanã. Também está presente um Elevatório de água Bruta construído na década de 1980 que bombeia água para uso doméstico e industrial. Além disso, há presença de indústrias alimentícias, entre outras (Veiga et al., 2013; Goiás, 2021).

Todos os pontos amostrais apresentam uma mata ciliar (6 a 10 m de comprimento), sendo a de menor área a do PA3 e maior a do PA2. O PA1 compreende uma área formada por uma planície que se inunda no mês de fevereiro, devido ao aumento de volume das águas do rio Meia Ponte e do córrego São Domingos. O barranco apresenta gramíneas e aguapés (*Eichhornia* spp.) no período da estiagem, cuja população aumenta gradualmente até o período das chuvas, chegando a cobrir as raízes expostas das árvores presentes na margem. A velocidade média das águas do PA1 é baixa (27,30 m.s⁻¹) em comparação a dos outros pontos amostrais, o sedimento é compactado interferindo na coleta do mesmo durante as quatro campanhas realizadas. Entre os pontos amostrais PA1 e PA2, está instalado o elevatório de água bruta, responsável pelo abastecimento de água de parte de Goiânia e uma barreira ecológica de retenção de resíduos sólidos macroscópicos flutuantes. Essa barreira é formada por uma corda com galões de 50 L amarrada em ambas as margens. Uma segunda barreira está localizada entre o PA2 e PA3.

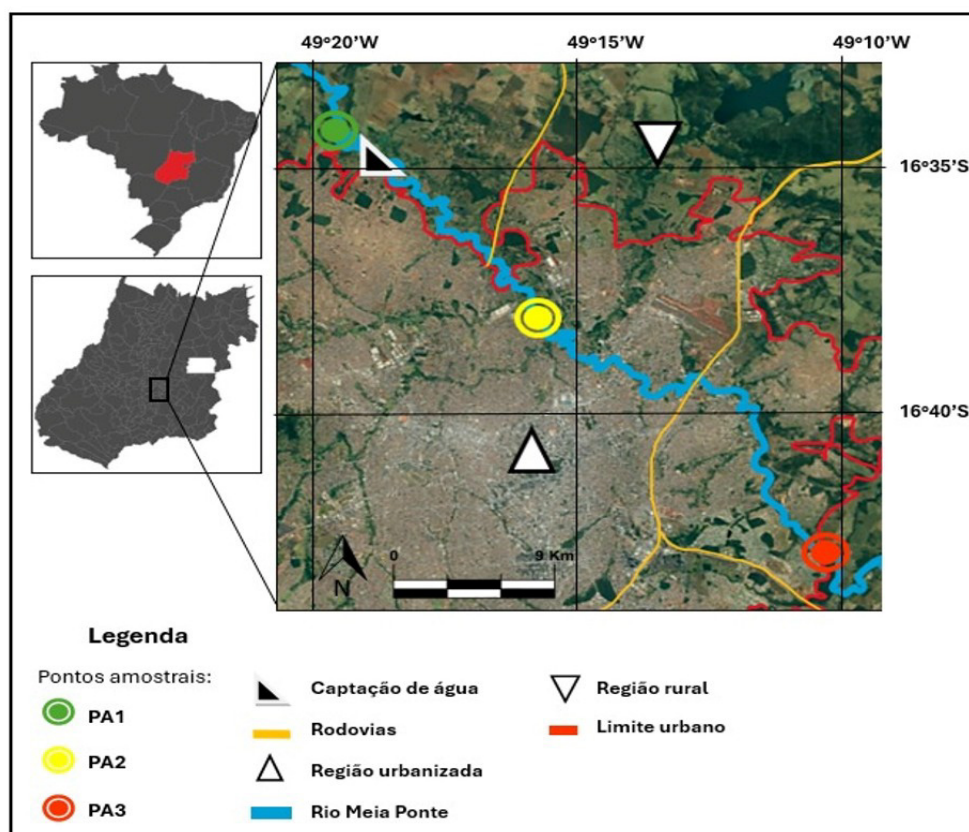


Figura 1 – Localização dos pontos amostrais (PA1 – PA3) ao longo do canal principal do rio Meia Ponte e da área urbana da cidade de Goiânia no alto da bacia do rio Paraná em Goiás, 2024.
 Adaptado de Google Earth (2024).

O PA2 também é uma planície de inundação, mas limitada pela presença de um dique de terra que evita no período chuvoso a entrada de água proveniente do rio Meia Ponte na área residencial adjacente. O barranco apresenta gramíneas, trepadeiras e aguapés (*Eichhornia* spp.) no período da estiagem com comportamento de crescimento semelhante a este descrito anteriormente. A água do rio apresenta uma velocidade média de $39,57 \text{ m.s}^{-1}$ e o sedimento é predominantemente argiloso. O PA3 está localizado em uma área elevada em relação aos pontos amostrais anteriores (Figura 2). O barranco é constituído por rochas (>4 m), depósitos tecnogênicos, induzidos e/ou modificados de diversas categorias plásticas ou não, sem cobertura vegetal com algumas raízes de árvores expostas. Foi registrado de forma isolada espécimes de aguapé (*Eichhornia* spp.) no mês de novembro de 2023. A água do rio apresenta uma velocidade média de $62,35 \text{ m.s}^{-1}$, mais elevada em comparação aos pontos amostrais anteriores, e o sedimento é rochoso com presença de areia e resíduos antropogênicos misturados.

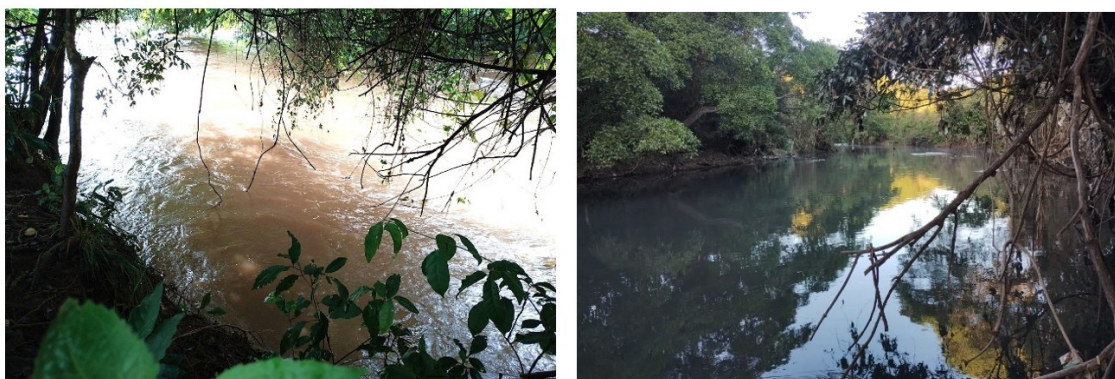


Figura 2 – Foto do ponto amostral 3 (PA3) no rio Meia Ponte, Goiás no período da chuva (esquerda) e estiagem (direita), 2024.
Fonte: Elaboração própria.

Coleta de dados

As amostragens ocorreram em quatro campanhas trimestrais entre os anos de 2023 e 2024, abrangendo as estações chuvosa (novembro e fevereiro) e de estiagem (maio e agosto) características da região (Cardoso et al., 2014). As coletas foram realizadas em transectos paralelos ao curso principal do rio Meia Ponte, separados por 1 m entre si ao longo de um trecho de 10 m e numerados no sentido montante-jusante. Amostras de água e sedimento foram coletadas nos transectos 1, 3, 5, 7 e 9. Para a coleta das partículas plásticas em águas superficiais, utilizou-se a técnica de redução da amostra global por meio de uma rede de fitoplâncton de poliamida (100% nylon) de $20 \mu\text{m}$ de abertura e copo coletor de 200 mL (Figura 3), o que permitiu preservar somente a porção de interesse (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Kapp & Yeatman, 2018). Para o sedimento, empregou-se uma draga tipo Eckman de aço inoxidável com capacidade de 3 L, que possibilita amostrar a camada superficial e profunda, dependendo das características do substrato (Möller et al., 2020).

Após a coleta, as amostras de água foram armazenadas em frascos âmbar de 1 L e o sedimento em frascos de 500 mL. Como o sedimento e às águas dos pontos amostrados apresentaram matéria orgânica, principalmente o PA3, os frascos foram armazenados em um freezer a 2°C no laboratório.

Em laboratório, os frascos de vidro para armazenamento das amostras foram lavados e secados em estufa antes da coleta (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 2019). Em campo e antes de cada coleta, os equipamentos utilizados foram devidamente higienizados com água tratada e detergente neutro, e posteriormente enxaguados em água destilada. Ambos os tipos de água foram transportados em galões plásticos de 20 L. Em cada campanha, 1 L de água destilada foi armazenado em um frasco para análise, constituindo uma amostra em branco para detecção da possível contaminação por plástico e detritos inorgânicos.

Protocolos laboratoriais

Foram utilizados três ambientes laboratoriais distintos: o primeiro para o peneiramento das amostras de sedimento; o segundo para filtração da água, oxidação de matéria orgânica e separação por densidade; e o terceiro para a identificação das partículas plásticas nas membranas e posterior

validação. Previamente, todas as amostras de sedimento e água foram passadas por uma peneira de malha de aço inoxidável de 0,42 mm x 0,063 mm para separar detritos orgânicos e inorgânicos não dissolvíveis (Figura 4A). Isso foi feito a fim de evitar que fossem confundidos com partículas plásticas durante o processo de inspeção visual utilizado neste estudo (Montagner et al., 2021).



Figura 3 – Coleta de amostras de água com a rede de fitoplâncton no rio Meia Ponte, Goiás, 2024.
Fonte: Elaboração própria.

Para as análises químicas foram utilizados no total 3.600 mL de água e 315 g de sedimento. De cada amostra, 300 mL de água e 45 g de sedimento foram retirados para o processo de digestão oxidativa dos compostos orgânicos via a reação de Fenton (Nogueira et al., 2007; Masura et al., 2015; Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 2019). Após a digestão, cada amostra foi colocada por 24 h em uma estufa de secagem a 55 °C, com o objetivo de eliminar o excesso de peróxido de hidrogênio. Posteriormente, as amostras foram filtradas a vácuo utilizando uma membrana de celulose com poro de 0,45 µm (Figura 4B). O material retido nas membranas foi separado mediante o uso de uma solução saturada de iodeto de sódio (NaI; densidade de 1,6 g.cm⁻³) para as amostras de água, ou uma solução de cloreto de zinco (ZnCl₂; com densidade de 1,7 g.mL⁻¹) para amostras de sedimento puro ou água com sedimento em suspensão (Montagner et al., 2021). Após 24 h de decantação, os grãos de areia, detritos orgânicos e outras estruturas naturais remanescentes foram eliminados, e o sobrenadante da solução foi novamente filtrado a vácuo utilizando outra membrana de celulose, descartando-se o restante da solução. Em seguida as membranas de celulose foram transferidas e conservadas em placas de Petri devidamente identificadas (Figura 4C).

As amostras em branco foram analisadas conforme descrito acima, ou seja, foram filtradas a vácuo utilizando-se a membrana de celulose (poro de 0,45 µm), e posteriormente transferidas e conservadas em placas de Petri devidamente identificadas. Adicionalmente, foram implementadas as seguintes medidas para controle de contaminação: i) utilização de água destilada filtrada por membrana de celulose (poro de 0,45 µm) para diluição de soluções, uso nas amostras em branco, lavagem de vidrarias e manipulação das amostras; ii) limpeza diária do ambiente laboratorial; iii) evitação da circulação de ar (fechamento de janelas, não utilização de aparelhos de refrigeração ou circulação de ar); e iv) evitação da contaminação do segundo laboratório por partículas plásticas em suspensão, resultantes da peneiração no primeiro laboratório. As amostras em branco em laboratório foram utilizadas para identificar possíveis fontes de contaminação cruzada, um evento devido à variação da concentração de fibras no ar durante os procedimentos laboratoriais e a cada dia de análise (Sobhani et al., 2019; Montagner et al., 2021).

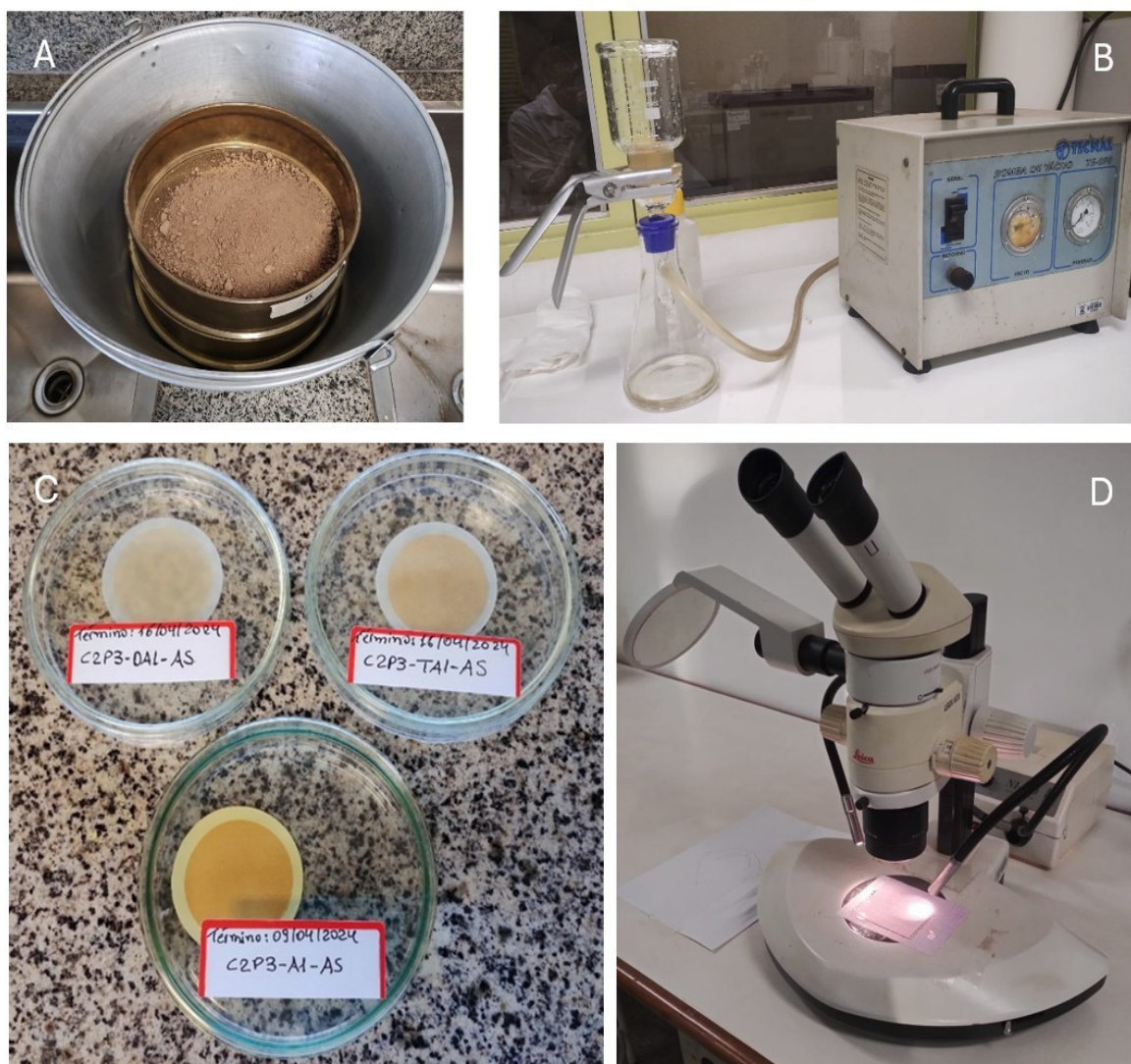


Figura 4 – Processamento em laboratório do material coletado. Peneiração do sedimento (A), filtração a vácuo da água (B), triplicata do material filtrado em membrana de celulose e conservado em placas de Petri identificadas (C), estereomicroscópio acoplado à câmera de microscopia USB ocular (D).

Fonte: Elaboração própria.

Identificação, contagem e medição das partículas plásticas

A identificação das partículas plásticas nas membranas foi realizada por meio de inspeção visual (Montagner et al., 2021) utilizando um estereomicroscópio (Leica MZ6 StereoZoom, ampliação de 6,3x - 40x) acoplado a uma câmera ocular (Hayear 2 K, 5 MP, sensor Sony IMX CMOS) e a um sistema de iluminação Nikon NI-150 (High Intensity Illuminator) (Figura 4D). Cada membrana foi fotografada por inteiro com ampliação de zoom de 16x. As imagens foram analisadas no software Hayear Viewer, previamente calibrado (zoom de 25%; 737.990 pixels.mm⁻¹). Todas as partículas foram marcadas manualmente - e não automaticamente - para evitar a contagem de estruturas naturais remanescente após filtragem. As partículas marcadas foram então contadas e medidas pelo software mencionado (Figura 5). Para controle de qualidade, 10% das partículas foram validadas pelo método de toque com agulha aquecida, excluindo-se aquelas que não fundiram ou geraram dúvida. Esse método apresenta limitações para partículas <0,05 mm, podendo levar a sub ou superestimativas (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 2019; Lusher et al., 2020). Quando a quantidade de partículas inviabilizava o uso do método individualmente, adotou-se o protocolo de GESAMP (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 2019) e Montagner et al. (2021), considerando morfologia, cor, textura e comportamento ótico similares, com base na confirmação de partículas representativas.

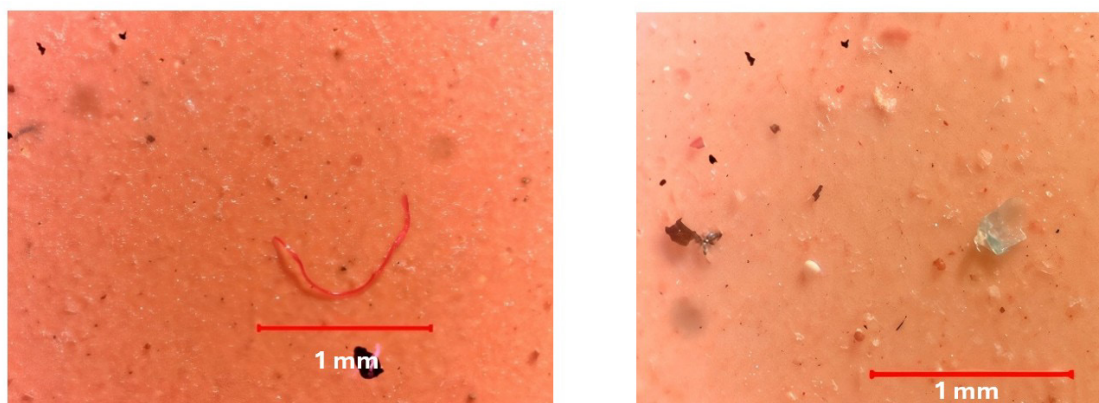


Figura 5 – Partículas plásticas fotografadas pela câmera ocular acoplada ao estereomicroscópio em amostras de sedimento (esquerda) e água (direita) coletadas no rio Meia Ponte, Goiás, 2023 - 2024.

Fonte: Elaboração própria.

Para a triagem das partículas plásticas, cada membrana foi posicionada sobre uma lâmina de vidro (52,0 x 152,0 mm) com papel milimetrado como substrato, visando facilitar uma varredura sistemática. O procedimento de análise consistiu em: a varredura contínua ao longo de faixas horizontais com altura de ~2,0 mm (delimitadas pelo papel milimetrado) e o controle da qualidade espacial, garantindo que todas as áreas da membrana fossem inspecionadas e não ocorresse contagem repetida ou omissão de partículas. Este método permitiu uma análise exaustiva e reproduzível da distribuição das partículas plásticas na membrana.

Análise dos dados

Os comprimentos das partículas plásticas das amostras de campo e brancos foram tabulados em planilhas Excel®, formando uma matriz de dados com as seguintes variáveis: i) campanhas de coleta (1ª a 4ª, abrangendo as estações chuvosa e de estiagem), ii) compartimento aquático (coluna de água e sedimento), e iii) pontos amostrais (PA1, PA2 e PA3). Antes das análises estatísticas, partículas plásticas com comprimentos correspondentes aos encontrados nos brancos de campo e laboratório (contaminação cruzada) foram excluídas da matriz. Em ambos os casos, o número de partículas (n) foi dividido pelo número de coletas realizadas em cada campanha para os pontos PA1, PA2 e PA3. A exclusão seguiu o critério de subtração de partículas de mesmo comprimento ou, quando ausente, do comprimento mais próximo. Essa correção, baseada na eliminação direta dos valores encontrados nos brancos das amostrais, segue as recomendações do GESAMP (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 2019), especialmente para amostras onde os valores de branco superam 5,0% da contagem bruta (Kershaw et al., 2019).

Inicialmente, realizou-se uma análise descritiva da abundância e concentração de partículas plásticas (número de partículas/mL para água e n°/g para sedimento) considerando: i) todas as amostras conjuntamente, e ii) separadamente por campanha e ponto amostral. O mesmo procedimento foi aplicado à distribuição de frequência dos comprimentos.

As diferenças entre os comprimentos das partículas plásticas em relação aos fatores campanha, compartimento aquático e ponto amostral foram avaliadas por uma ANOVA trifatorial. Quando significativas ($p < 0,05$), aplicou-se o teste de comparações múltiplas de Holm com ajuste de probabilidades. A relação entre compartimentos aquáticos foi analisada por regressão linear simples considerando: o comprimento das partículas no sedimento (variável dependente) e comprimento na coluna de água (variável independente).

A normalidade foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$). Para casos de não-normalidade, adotou-se a abordagem de Ghasemi & Zahediasl (2012), que permite o uso de métodos paramétricos quando o tamanho amostral é suficiente (> 30 – 40 elementos), mesmo com violação moderada da normalidade. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software RCommander (Fox, 2005) do pacote *Rcmdr*.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Comprimento, abundância e concentração de microplásticos

Neste estudo foram identificadas 7.262 partículas plásticas na coluna de água, com uma concentração de 2,0 partículas.mL⁻¹ e 53.998 no sedimento, com 171,4 partículas.g⁻¹, totalizando 61.262 partículas. Após a eliminação das 739 partículas na coluna de água (10,2%) e 354 no sedimento (0,7%) com comprimentos equivalentes aos encontrados nos brancos (contaminação), o total final foi de 60.169 partículas. Ou seja, 6.523 partículas com uma concentração de 1,8 partículas.mL⁻¹ na água e 53.644 partículas com concentração de 170,3 partículas.g⁻¹ no sedimento. A diferença observada na contaminação (tanto em número de partículas quanto em concentração) entre a coluna da água e o sedimento, conforme medida pelos brancos, pode ser atribuída à maior suscetibilidade da água a contaminações durante os procedimentos laboratoriais. Isso se deve, especialmente, à presença de partículas leves como fibras e fragmentos plásticos, frequentemente presentes no ar e em superfícies (Materić, 2024), enquanto o sedimento é menos afetado por interferências externas (Tsering et al., 2022).

As 60.169 partículas plásticas identificadas oscilam entre 0,01 e 4,13 mm e apresentam um comprimento médio de 0,09 mm (Figura 6) que tende a aumentar quando comparada por período sazonal (chuvoso=0,15 mm; Figura 7A) ou ponto amostral (PA1=0,34 mm; PA2=0,10 mm; Figura 8A e 8B, respectivamente). Em todos os casos se observa uma elevada dispersão do comprimento dessas partículas, sendo 0,05 mm o comprimento mais frequente (moda; Figura 6-8).

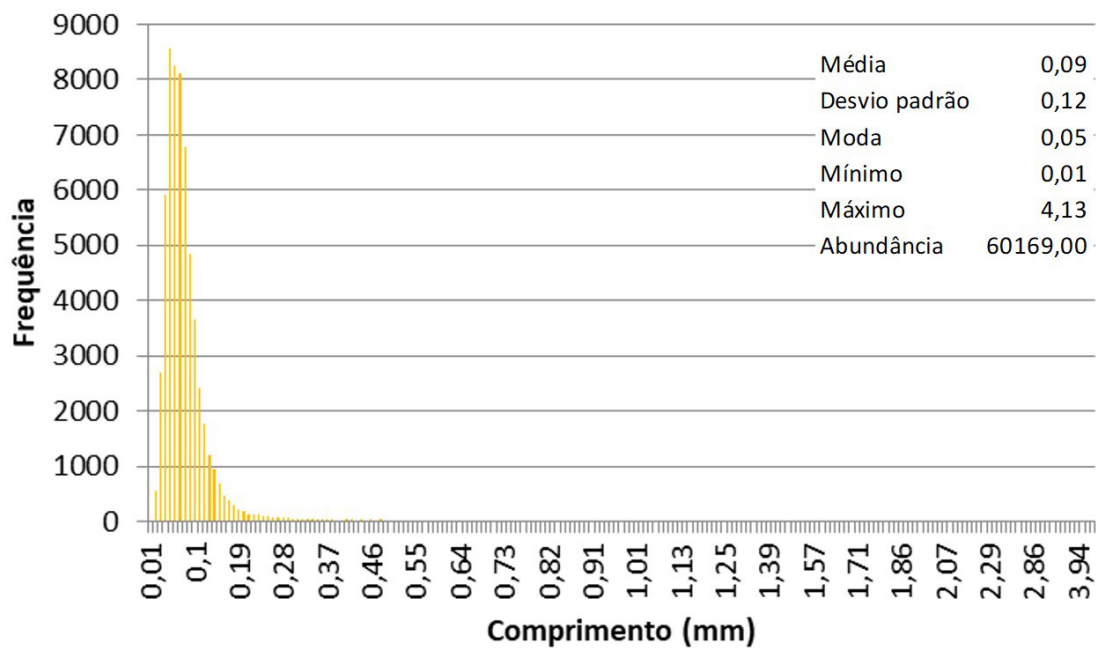


Figura 6 – Distribuição da frequência do comprimento (mm) dos microplásticos no rio Meia Ponte, alto da bacia do rio Paraná em Goiás, entre 2023 e 2024. As estatísticas descritivas são indicadas.
Fonte: Elaboração própria.

O tamanho das partículas plásticas encontradas numa amostragem, da água ou sedimento neste caso, depende do tamanho da malha utilizada na coleta (Fernandes et al., 2022). Entretanto, neste estudo a malha utilizada para as coletas foi de 0,02 mm, o que não impediu que fossem encontradas, mesmo com baixa frequência, partículas de 0,01 mm. Isso sugere que outros fatores podem interferir na eficiência das malhas de coleta, como a aderência de plásticos a partículas orgânicas e inorgânicas coletadas junto com a água ou sedimento, como foi neste estudo, ou o manuseio do material coletado ao longo de processo de filtração que pode propiciar a quebra das partículas coletadas.

O tamanho das partículas de plástico encontradas neste estudo corresponde à faixa dos microplásticos (0,001 a 5 mm; Hartmann et al., 2019) que possuem uma definição bem descrita na literatura (Fernandes et al., 2022) e estão presentes em diferentes recursos naturais, entre os quais os

corpos de água (Rani-Borges et al., 2021). O tamanho médio (de 0,09 a 0,34 mm) e o tamanho de maior frequência nas amostras (0,05 mm) são valores frequentemente encontrados em rios da Ásia, América do Norte e Europa (Costa et al., 2023) e na água doce (lóticos e lênticos), no mar, na coluna da água, no sedimento e na biota sul-americana (Fernandes et al., 2022).

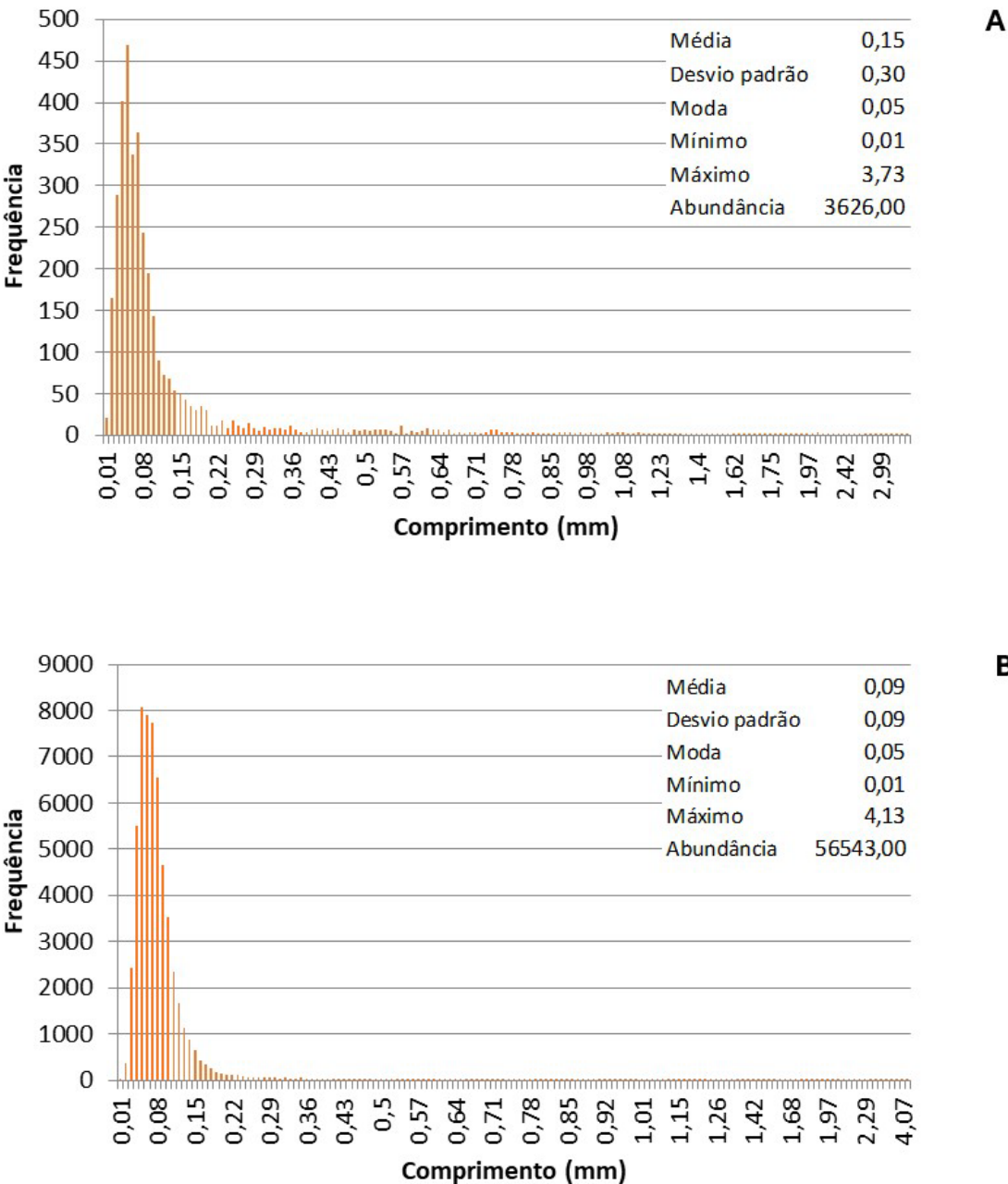


Figura 7 – Distribuição da frequência do comprimento (mm) dos microplásticos amostrados durante o período de chuva (A) e estiagem (B) no rio Meia Ponte, alto da bacia do rio Paraná em Goiás, entre 2023 e 2024. As estatísticas descritivas são indicadas. Fonte: Elaboração própria.

Os valores do tamanho dos microplásticos encontrados são compatíveis com estes observados em rios da bacia hidrográfica do Paraná (0,053 a 4,0 mm no rio Tietê; Mariano et al., 2025) à qual pertence o rio amostrado neste estudo ou em bacias diferentes (0,192 mm no rio Cuiabá da Paraná-Paraguai, Faria et al., 2021; 0,2 mm no rio Sinos da bacia do Guaíba, Ferraz et al., 2020; 0,063 a 5 mm nos rios Negro, Solimões e Amazonas da bacia do rio Amazonas, Gerolin et al., 2020).

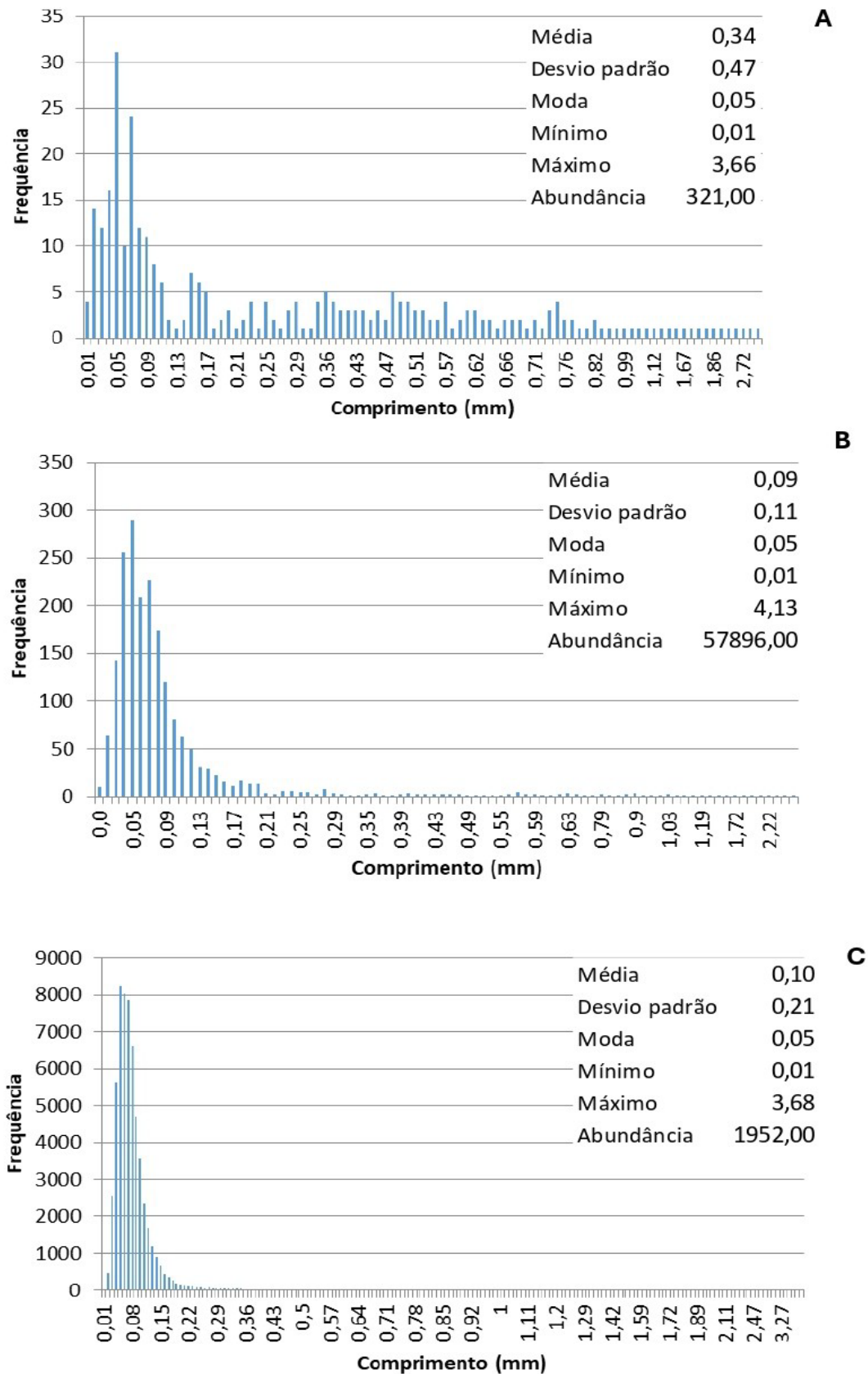


Figura 8 – Distribuição da frequência do comprimento (mm) dos microplásticos amostrados no PA-1 (A), PA-2 (B) e PA-3 (C) no rio Meia Ponte, alto da bacia do rio Paraná em Goiás, entre 2023 e 2024. As estatísticas descritivas são indicadas.
Fonte: Elaboração própria.

A comparação entre a abundância e as concentrações de microplásticos indica que, no período da estiagem, os valores são maiores do que aqueles observados no período chuvoso, em ambos os compartimentos (água e sedimento) e em todos os pontos amostrais do rio Meia Ponte (Tabela 1).

Tabela 1 – Abundância e concentração (Número de microplásticos.mL⁻¹ na água; Número de microplásticos.g⁻¹ no sedimento) de microplásticos encontrados nas amostras por compartimento (água e sedimento), ponto amostral (PA1-PA3) e sazonalidade (período chuvoso - CH e de estiagem - ES) no rio Meia Ponte, alto da bacia do rio Paraná em Goiás, entre 2023 e 2024. É indicado o total de partículas e concentrações de microplásticos em todas as amostras (Total geral) e por compartimento e período sazonal. O traço indica ausência de dados coletados.

Ponto amostral	Período sazonal	Abundância	Água		Sedimento	
			Abundância	Concentração	Abundância	Concentração
PA1	CH	321,0	321,0	0,5	-	-
	ES	978,0	978,0	1,6	-	-
PA2	CH	1.952,0	259,0	0,4	1.693,0	18,8
	ES	21.785,0	1.374,0	2,3	20.411,0	226,8
PA3	CH	1.353,0	912,0	1,5	441,0	9,8
	ES	33.780,0	2.681,0	4,5	31.099,0	345,5
Total geral		60.169,0	6.525,0	1,8	53.644,0	170,3
Total chuva		3.626,0	1.492,0	0,8	2.134,0	15,8
Total estiagem		56.543,0	5.033,0	2,8	51.510,0	286,2

Fonte: Elaboração própria.

Por outro lado, os resultados da ANOVA trifatorial indicam existir diferenças significativas entre os comprimentos dos microplásticos resultantes da interação dos três fatores considerados na seguinte ordem de influência: gradiente espacial dos pontos de amostragem (PA; PA1-PA3), compartimento (COM; coluna da água e sedimento) e campanha (CAM; quatro campanhas trimestrais) que representa a sazonalidade. Ou seja, os comprimentos dos microplásticos nos pontos de coleta variam de forma não uniforme, dependendo da interação do compartimento (água e sedimento) e o período da campanha (Tabela 2).

Os resultados demonstraram maior abundância e concentração de microplásticos durante o período da estiagem, tendência esta influenciada pela interação entre os fatores analisados (compartimento aquático, gradiente espacial e sazonalidade). Esses achados podem ser explicados pelas características hidrológicas do rio Meia Ponte, que exercem influência na dinâmica de transporte e deposição de microplásticos. De acordo com van Emmerik et al. (2022) a hidrologia constitui o principal fator regulador do transporte de plásticos em sistemas lóticos. O rio amostrado apresenta um regime hidrológico sazonal definido, com um período chuvoso caracterizado pelo aumento da vazão e inundação das margens, o que de acordo com Kiliç et al. (2024) favorece o aumento da quantidade de plástico flutuante. Segundo van Emmerik et al. (2023) essa situação intensifica o transporte montante-jusante de partículas, potencializa a entrada adicional de plástico via drenagem e esgotos urbanos, remobiliza plásticos acumulados em sedimentos, margens e planícies de inundação influenciando assim a retenção das partículas plásticas pelo sedimento. Adicionalmente, essa situação favorece a diluição das concentrações de partículas, neste caso microplásticos, encontradas na coluna de água e sedimento. O efeito do aumento do volume de água e do fluxo da água na diluição dos microplásticos no período chuvoso e uniformidade ou exponencialidade dessas partículas na estiagem (baixo volume de água e menor velocidade da água) já foi observada em outros cursos de água (Haddout et al., 2021; Akdogan et al., 2023; Zhao et al., 2024), sendo potencializado pelos impactos antropogênicos (áreas urbanas; van Emmerik et al., 2023; Ma et al., 2024).

Tabela 2 – Estatísticas descritivas dos fatores por categoria (A) e resultados da ANOVA trifatorial (B) da comparação do comprimento (mm) dos microplásticos por campanha (CAM; 1ª a 4ª campanha), compartimento (CA, coluna da água; SE, sedimento) e ponto amostral (PA; PA1-PA3) no rio Meia Ponte, alto da bacia do rio Paraná em Goiás, 2023 a 2024. DP=desvio padrão; n=número de partículas; GL=grau de liberdade, SQ=soma dos quadrados; p=0,05.

	Fator	Categoria	Média	DP	n
A)	CAM	1ª	0,16	0,31	1.642
		2ª	0,15	0,29	1.984
		3ª	0,08	0,07	43.570
		4ª	0,11	0,14	12.973
	COM	CA	0,17	0,24	6.525
		SE	0,08	0,09	53.644
	PA	PA1	0,30	0,32	1.299
		PA2	0,08	0,10	23.737
		PA3	0,09	0,10	35.133
		GL	SQ	F	p
B)	CAM	3	6,72	189,85	<2,2 x 10 ⁻¹⁶
	COM	1	7,33	621,33	
	PA	2	22,23	942,03	
	COM vs. CAM	3	11,88	335,77	<2,2 x 10 ⁻¹⁶
	COM vs. PA	1	5,51	467,19	
	CAM vs. PA	6	3,94	55,59	
	COM vs. CAM vs. PA	2	1,91	81,05	<2,2 x 10 ⁻¹⁶

Fonte: Elaboração própria.

A influência da sazonalidade, representada neste estudo pelos períodos de amostragem, manifesta-se localmente nos pontos amostrais, com variações na abundância, concentração e tamanho dos microplásticos entre os compartimentos água e sedimento ao longo do ciclo hidrológico. Observa-se uma tendência espacial crescente na abundância e concentração de microplásticos (Tabela 1) acompanhada pela redução do tamanho dos microplásticos no gradiente montante-jusante (Tabela 2). Essa tendência está associada à dinâmica hidrológica do rio Meia Ponte e seus mecanismos de transporte dos microplásticos. A presença de microplásticos de comprimento maior, mas em baixa abundância e concentração no ponto PA1, localizado a montante da região urbana de Goiânia, sugere que além desta há outras fontes de entrada de microplásticos que contribuem com a poluição plástica no rio amostrado, notadamente áreas urbanas drenadas pelos afluentes que desaguam a montante do referido ponto. Além disso, a entrada de microplásticos no ambiente aquático é facilitada pelo uso do ambiente natural para atividades recreativas e de pesca (Vayghan et al., 2022) ou pela presença de represamentos (Ramaremissa et al., 2022), ambas atividades observadas no ponto PA1. Em contraste, os pontos PA2 e PA3, localizados no meio e final do trecho do rio amostrado, exibem maior abundância e concentração de microplásticos menores, refletindo a contribuição na poluição plástica aquática pela área urbana de Goiânia. Ambas as margens nos referidos pontos amostrais apresentam densa urbanização e presença de emissário de águas residuais no ponto PA3, características essas que potencializam a entrada de microplásticos no ambiente aquático (Kieu-Le et al., 2023). Essa situação é particularmente evidente no ponto PA3 devido à presença do emissário de efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Goiânia. Conforme Silva et al. (2021), a ETE recebe diariamente entre 26,4 e 52,9 bilhões de fibras plásticas, das quais 80% são removidas pelo processo de floculação. Como resultado, o efluente tratado libera no rio Meia Ponte uma carga residual de 36 a 72 fibras plásticas por litro diariamente.

Interação água-sedimento

Das 60.169 partículas de microplástico quantificadas, 6.525 estão presentes na coluna de água e 53.644 no sedimento (Tabela 1). Os valores encontrados de microplásticos indicam que sua abundância e concentração são maiores (Tabela 1), mas com comprimentos menores no compartimento sedimento que neste da coluna de água (Tabela 2). Resultados similares para a abundância e concentração de microplásticos foram observados no rio Vaal na África do Sul (Ramaremissa et al., 2022), no rio Aras e seu reservatório no Irã (Vayghan et al., 2022), no rio Ergene na Turquia (Akdogan et al., 2023), em diferentes locais da bacia do rio Orontes na Turquia (Kiliç et al., 2024), no rio Xiang Jiang na China (Zhao et al., 2024). Porém, resultados contrários (predominância de microplásticos na coluna de água) também são relatados por Fatema et al. (2023) no rio Pasur em Bangladesh.

A elevada abundância e concentração de microplásticos de menor tamanho no sedimento dos pontos PA2 e PA3 resultam provavelmente da dinâmica de interação entre os compartimentos aquáticos. O sedimento atua como reservatório temporal de microplásticos (Wu et al., 2024), fato corroborado pela ANOVA trifatorial realizada (Tabela 2), que demonstrou diferenças significativas no tamanho das partículas entre os compartimentos. Os resultados da análise de regressão linear (Tabela 3) revelaram uma relação inversa entre o tamanho dos microplásticos na coluna d'água e no sedimento, indicando que partículas maiores predominam na coluna d'água e partículas menores acumulam-se preferencialmente no sedimento.

Tabela 3 – Estatísticas da regressão linear entre o tamanho dos microplásticos no sedimento (y) e na coluna de água (x). a=intercepto; b=inclinação; GL=grau de liberdade; p=0,05.

a	b	GL	F	R ² ajustado	p
0,10	-0,05	1; 6.523	37,43	0,01	9,9 x 10 ⁻¹⁰

Fonte: Elaboração própria

Entretanto, a interação dos microplásticos em água doce ainda não é bem compreendida (Molazadeh et al., 2023). Por um lado, a densidade, o formato e o tamanho dos microplásticos, aliados às características ambientais do curso de água, influenciam sua sedimentação (Yang et al., 2021; Queiroz et al., 2022). Por outro lado, o contato do microplástico com o sedimento pode levar à sua agregação com componentes como biofilme, argila, silte por floculação (Haddout et al., 2021; Mendrik et al., 2023; Wu et al., 2024) resultando em sua retenção no sedimento. No entanto, a composição do sedimento por si só não permite prever a ocorrência de microplásticos, dada a influência das características locais (trecho estudado neste caso) e da hidrodinâmica do curso de água (Molazadeh et al., 2023). Assim, em locais com sedimentos arenosos, como o ponto PA3 deste estudo, os microplásticos depositados podem ser suscetíveis à ressuspensão pelo fluxo de água, especialmente no período chuvoso, e ser facilmente transportados devido à hidrodinâmica local e sazonalidade. Em contraste, microplásticos em sedimentos argilosos, como este do ponto PA2 deste estudo, são menos suscetíveis à ressuspensão mesmo sob influência hidrodinâmica.

CONCLUSÃO

Este estudo confirmou a presença de microplásticos tanto na coluna de água quanto no sedimento ao longo do trecho urbano do rio Meia Ponte, em Goiânia, Goiás. Observou-se que a abundância e concentração desses poluentes são maiores no período de estiagem, com predominância de partículas de menor comprimento. A dinâmica dos microplásticos no rio é complexa, sendo influenciada pelo gradiente espacial montante-jusante, pelos compartimentos do rio avaliados (coluna de água ou sedimento) e pela sazonalidade (representada pelo período das campanhas de coleta ao longo de um período sazonal). Essa dinâmica revela uma interação entre a coluna de água e o sedimento: um aumento no comprimento dos microplásticos na coluna de água está associado a um menor comprimento das partículas no sedimento, sugerindo que o sedimento atua como um reservatório.

Para uma compreensão mais abrangente, estudos complementares são necessários no rio Meia Ponte. Esses estudos devem focar na identificação dos tipos de polímeros plásticos presentes tanto na coluna de água quanto no sedimento, bem como na dinâmica desses poluentes ao longo de todo o curso do rio e seus afluentes. Essa análise é particularmente importante, pois o rio é intensivamente utilizado para diversas finalidades, como abastecimento humano, dessedentação, atividades agrícolas e outras.

Compreender as fontes, distribuição e destino dos microplásticos é essencial para a conservação e a manutenção dos serviços ecossistêmicos em ambientes aquáticos de água doce. Isso é especialmente relevante para rios que drenam áreas do bioma Cerrado, no estado de Goiás, visto que formam as partes altas das bacias hidrográficas do Paraná e Tocantins-Araguaia que são conhecidas como “berço das águas”.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida ao primeiro autor e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Saúde (PPGCAS) pelos recursos destinados à compra de material. À professora Maira Barberi da PUC Goiás do laboratório de Paleocologia por facilitar o uso da câmera ocular eletrônica digital para determinação do tamanho dos microplásticos, a Idiandra Vieira dos Santos Alves pela colaboração nas coletas em campo e aos revisores anônimos pelas sugestões realizadas.

REFERÊNCIAS

- Akdogan, Z., Guven, B., & Kideys, A. E. (2023). Microplastic distribution in the surface water and sediment of the Ergene River. *Environmental Research*, 234, 116500. PMid:37356530. <http://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116500>
- Cardoso, M. R. D., Marcuzzo, F. F. N., & Barros, J. R. (2014). Classificação climática de Köppen-Geiger para o Estado de Goiás e o Distrito Federal. *Acta Geográfica*, 8(16), 40-55. <http://doi.org/10.18227/2177-4307.acta.v8i16.1384>
- Costa, I. D., Costa, L. L., & Zalmon, I. R. (2023). Microplastics in water from the confluence of tropical rivers: overall review and a case study in Paraíba do Sul River basin. *Chemosphere*, 338, 139778. PMid:37451634. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139493>
- Faria, É., Girard, P., Nardes, C. S., Moreschi, A., Christo, S. W., Ferreira Junior, A. L., & Costa, M. F. (2021). Microplastics pollution in the South American Pantanal. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 3, 100088. <http://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100088>
- Fatema, K., Hawa, M. A., Masnoon, S., Alam, M. J., Islam, M. J., Hasan, M. M., Siddiquee, M. A. M., Uddin, M. H., Sumon, K. A., Bhandari, R. K., & Rashid, H. (2023). Microplastic pollution in surface waters and sediments matrices of the Sundarbans – The largest single block of tidal halophytic mangrove forest in the world. *Regional Studies in Marine Science*, 67, 103226. <http://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103226>
- Fernandes, A., Bertoldi, C., Lara, L. Z., Stival, J., Alves, N. M., Cabrera, P. M., & Grassi, M. T. (2022). Microplastics in Latin America ecosystems: a critical review of the current stage and research needs. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 33(4), 303-326. <http://doi.org/10.21577/0103-5053.20220018>
- Ferraz, M., Bauer, A. L., Valiati, V. H., & Schulz, U. H. (2020). Microplastic concentrations in raw and drinking water in the Sinos River, Southern Brazil. *Water (Basel)*, 12(11), 1-10. <http://doi.org/10.3390/w12113115>
- Fox, J. (2005). The R Commander: a basic-statistics graphical user interface to R. *Journal of Statistical Software*, 14(9), 1-42. <http://doi.org/10.18637/jss.v014.i09>
- Gerolin, C. R., Pupim, F. N., Sawakuchi, A. O., Grohmann, C. H., Labuto, G., & Semensatto, D. (2020). Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 749, 141604. PMid:32829281. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141604>
- Ghasemi, A., & Zahediasl, S. (2012). Normality tests for statistical analysis: a guide for non-statisticians. *International Journal of Endocrinology and Metabolism*, 10(2), 486-489. PMid:23843808. <http://doi.org/10.5812/ijem.3505>
- Goiás. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. (2021). *Planos de recursos hídricos das unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos do Estado de Goiás afluentes ao rio Paranaíba: Diagnóstico da UPGRH do rio Meia Ponte (Versão 6.0)*. Goiânia. Recuperado em 13 de abril de 2025, de http://pbapgo.meioambiente.go.gov.br/?page_id=1594
- GOOGLE. Google Earth. Imagem de satélite da região de interesse. 2024. Disponível em: <https://earth.google.com/>. Acesso em: 18 nov. 2024.
- Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection – GESAMP. (2019). Guidelines for monitoring and assessing plastic waste in the ocean. *GESAMP Reports and Studies*, (99), 1-130.
- Haddout, S., Gimiliani, G. T., Priya, K. L., Huguane, A. M., Casila, J. C. C., & Ljubenkov, I. (2021). Microplastics in surface waters and sediments in the Sebou estuary and Atlantic coast, Morocco. *Analytical Letters*, 55(2), 256-268. <http://doi.org/10.1080/00032719.2021.1924767>

- Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Dagaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1039-1047. PMID:30608663. <http://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060-3075. PMID:22321064. <http://doi.org/10.1021/es2031505>
- Kapp, K. J., & Yeatman, E. (2018). Microplastic hotspots in the Snake and Lower Columbia rivers: a journey from the Greater Yellowstone Ecosystem to the Pacific Ocean. *Environmental Pollution*, 241, 1082-1090. PMID:30029316. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.033>
- Kershaw, P. J., Turra, A., & Galgani, F. (2019). *Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean* (GESAMP Reports & Studies No. 99, 130 p.).
- Kieu-Le, T.-C., Thuong, Q.-T., Truong, T.-N.-S., Le, T.-M.-T., Tran, Q.-V., & Strady, E. (2023). Baseline concentration of microplastics in surface water and sediment of the northern branches of the Mekong River Delta, Vietnam. *Marine Pollution Bulletin*, 187, 114605. PMID:36652860. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114605>
- Kiliç, E., Yücel, N., Bengil, F., Tunka Bengil, E. G., & Şahutoğlu, S. M. (2024). Microplastic pollution levels in the surface water and sediment of Orontes basin: urgent risk for endangered species. *Marine Pollution Bulletin*, 208, 116945. PMID:39299190. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116945>
- Lusher, A. L., Bråte, I. L. N., Munno, K., Hurley, R. R., & Welden, N. A. (2020). Is it or isn't it: the importance of visual classification in microplastic characterization. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1139-1153. PMID:32394728. <http://doi.org/10.1177/0003702820930733>
- Ma, Y., Chen, X., Clayer, F., Shi, X., Chen, Y., Norling, M., & Lin, Y. (2024). Rivers of plastic: a socio-economic and topographic approach to modeling plastic transport from catchment to sea. *Environmental Pollution*, 356, 124314. PMID:38844039. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124314>
- Mariano, G., Magro, C., Urbanski, B. Q., & Nogueira, M. G. (2025). Microplastic contamination in the highly polluted Tietê River (São Paulo, Brazil): an unsustainable human-nature relationship. *Environmental Monitoring and Assessment*, 197(4), 387. PMID:40074977. <http://doi.org/10.1007/s10661-025-13829-6>
- Masura, J., Bakanovic, N., Lee, C., & Pollack, A. (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, 31 p.). Silver Spring: NOAA Marine Debris Division. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-604>
- Materić, D. (2024). Nanoplastics measurements must have appropriate blanks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 121(48), e2411099121. PMID:39546557. <http://doi.org/10.1073/pnas.2411099121>
- Mendrik, F., Fernández, R., Hackney, C. R., Waller, C., & Parsons, D. R. (2023). A velocidade de sedimentação do microplástico não flutuante varia com o crescimento do biofilme e a salinidade da água ambiente. *Communications Earth & Environment*, 4, 30. <http://doi.org/10.1038/s43247-023-00690-z>
- Molazadeh, M., Liu, F., Simon-Sánchez, L., & Vollersten, J. (2023). Buoyant microplastics in freshwater sediments – How do they get there? *The Science of the Total Environment*, 860, 160489. PMID:36455730. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160489>
- Möller, J. N., Löder, M. G. J., & Laforsch, C. (2020). Finding microplastics in soils: a review of analytical methods. *Environmental Science & Technology*, 54(4), 2078-2090. PMID:31999440. <http://doi.org/10.1021/acs.est.9b04618>
- Montagner, C. C., Dias, M. A., Paiva, E. M., & Vidal, C. (2021). Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. *Química Nova*, 44(10), 1328-1352. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>
- Nogueira, R. F. P., Trovó, A. G., Silva, M. R. A. D., Villa, R. D., & Oliveira, M. C. D. (2007). Fundamentos e aplicações ambientais dos processos Fenton e foto-Fenton. *Química Nova*, 30(2), 400-408. <http://doi.org/10.1590/S0100-40422007000200030>
- Queiroz, L. G., Cardoso-Silva, S., Silva, D. C. V. R., Ferreira, K. S., Rani-Borges, B., & Pompêo, M. (2022). Microplásticos como vetor de metais em ecossistemas aquáticos de água doce. In M. Pompêo, R. A. F. Rodrigues, & M. F. M. Rebello (Orgs.), *Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções* (Cap. 10, pp. 134-146). São Paulo: Instituto de Biociências da USP. Recuperado em 13 de abril de 2025, de <https://repositorio.usp.br/item/003121499>
- Ramaremsa, G., Ndlovu, M., & Saad, D. (2022). Comparative assessment of microplastics in surface waters and sediments of the Vaal River, South Africa: Abundance, composition, and sources. *Environmental Toxicology*, 41(12), 3029-3040. PMID:36341489. <http://doi.org/10.1002/etc.5482>

- Rani-Borges, B., Martins, T. F. G., & Pompêo, M. (2021). Status of Brazilian research on microplastics present in aquatic ecosystems: freshwater. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 16(1), 106-117.
- Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47-53. <http://doi.org/10.1016/j.trac.2014.10.011>
- Silva, A. B., Pimenta, S. M., Capanema, M. A., Abreu, A. L. D., Valverde, F. T. A., & Lemos, G. M. C. (2021). Análise do potencial de emissão de microplásticos por lavanderias têxteis em Goiânia e impactos potenciais. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 12(5), 271-284. <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.005.0024>
- Sobhani, Z., Al Amin, M., Naidu, R., Megharaj, M., & Fang, C. (2019). Identification and visualization of microplastics by Raman mapping. *Analytica Chimica Acta*, 1077, 191-199. PMID:31307709. <http://doi.org/10.1016/j.aca.2019.05.021>
- Strokal, M., Vriend, P., Bak, M. P., Kroeze, C., Van Wijnen, J., & Van Emmerik, T. (2023). River export of macro- and microplastics to seas by sources worldwide. *Nature Communications*, 14(1), 4842. PMID:37563145. <http://doi.org/10.1038/s41467-023-40501-9>
- Tsering, T., Viitala, M., Hyvönen, M., Reinikainen, S.-P., & Mänttari, M. (2022). The assessment of particle selection and blank correction to enhance the analysis of microplastics with Raman microspectroscopy. *The Science of the Total Environment*, 842, 156804. PMID:35724785. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156804>
- van Emmerik, T. H. M., Frings, R. M., Schreyers, L. J., Hauk, R., De Lange, S. I., & Mellink, Y. A. M. (2023). Transport and deposition of riverine plastic amplified by extreme floods. *Nature Water*, 1, 514-522. <https://doi.org/10.1038/s44221-023-00092-7>
- van Emmerik, T., De Lange, S., Frings, R., Schreyers, L., Alderink, H., Leusink, J., Begemann, F., Hamers, E., Hauk, R., Janssens, N., Jansson, P., Joosse, N., Kelder, D., Van Der Kuijl, T., Lotcheris, R., Löhr, A., Mellink, Y., Pinto, R., Tasserón, P., Vos, V., & Vriend, P. (2022). Hydrology as a driver of floating river plastic transport. *Earth's Future*, 10(8), e2022EF002811. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156894>
- Vayghan, A. H., Rasta, M., Zakeri, M., & Kelly, F. J. (2022). Spatial distribution of microplastics pollution in sediments and surface waters of the Aras River and reservoir: an international river in Northwestern Iran. *The Science of the Total Environment*, 843, 156894. PMID:35777571. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156894>
- Veiga, A. M., Santos, C. D., Cardoso, M. R. D., & Lino, N. C. (2013). Caracterização hidromorfológica da bacia do rio Meia Ponte. *Caminhos de Geografia*, 14(46), 126-138.
- Wang, T., Li, B., Shi, H., Ding, Y., Chen, H., Yuan, F., Liu, R., & Zou, X. (2024). The processes and transport fluxes of land-based macroplastics and microplastics entering the ocean via rivers. *Journal of Hazardous Materials*, 466, 133623. PMID:38301445. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133623>
- Wang, Y., Zhou, B., Chen, H., Yuan, R., & Wang, F. (2022). Distribution, biological effects and biofilms of microplastics in freshwater systems: a review. *Chemosphere*, 299, 134370. PMID:35318017. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134370>
- Wu, N., Grieve, S. W. D., Manning, A. J., & Spencer, K. L. (2024). Flocs as vectors for microplastics in the aquatic environment. *Nature Water*, 2(11), 1082-1090. <http://doi.org/10.1038/s44221-024-00332-4>
- Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., & Wu, C. (2021). Microplastics in freshwater sediment: a review on methods, occurrence, and sources. *The Science of the Total Environment*, 754, 141948. PMID:32916488. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948>
- Zhao, W., Li, J., Liu, M., Wang, R., Zhang, B., Meng, X.-Z., & Zhang, S. (2024). Seasonal variations of microplastics in surface water and sediment in an inland river drinking water source in southern China. *The Science of the Total Environment*, 908, 168241. PMID:37914114. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168241>

Contribuições dos autores:

Maycon Winnicius Barreira de Souza-Coelho: conceitualização, metodologia, coleta e análise de dados, análise formal, escrita, revisão.

Marta Regina Magalhães: metodologia e revisão do método.

Francisco Leonardo Tejerina-Garro: conceitualização, análise formal estatística dos dados, escrita, revisão, supervisão.