

# Distribuição longitudinal, vertical e temporal de microplásticos no Igarapé do Mindu em Manaus, Amazonas

*Longitudinal, vertical, and temporal distribution of microplastics in Igarapé do Mindu in Manaus, Amazonas*

Gleice Rodrigues de Souza<sup>1\*</sup> , Neliton Marques da Silva<sup>1</sup> , Davi Pontes de Oliveira<sup>2</sup> 

## RESUMO

A disposição incorreta de materiais plásticos no meio ambiente, especialmente em corpos hídricos, que os deixa expostos às condições ambientais diversas durante longos períodos, favorece a fragmentação e origina detritos chamados de microplásticos (< 5 mm). Os microplásticos estão presentes em diferentes matrizes ambientais. Em ambientes de água doce, como rios e igarapés, a poluição microplástica tem influência da concentração urbana, hidrodinâmica e vegetação ciliar. Para evidenciar a contaminação por microplásticos no igarapé do Mindu, em Manaus, foram analisadas amostras de água coletadas de dois perfis (superficial e profundidade) de acordo com o regime hidrológico do rio Negro (CPRM, 2020) sob as metodologias de e Cetesb (2011) e Masura *et al.* (2015). Os resultados confirmaram a poluição microplástica nas águas do igarapé do Mindu, com concentrações em maior evidência para o perfil profundidade (0 a 0,40 g.L<sup>-1</sup>) comparado ao perfil superficial (0 a 0,12 g.L<sup>-1</sup>) e destaque para os regimes hidrológicos de enchente e cheia. Quanto às características qualitativas, a análise de espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR-ATR), cujo objetivo é identificar bandas de absorção (cm<sup>-1</sup>) moldes de polímeros virgens, retornou oito compostos poliméricos, entre os quais se destacam elastômeros, monômeros, agentes umectantes e surfactantes utilizados na fabricação de materiais plásticos. Essas caracterizações realçam os impactos negativos dos microplásticos em corpos hídricos, reforçados por meio da liberação desses compostos para o meio ambiente. Enfatiza-se a necessidade de mais estudos em corpos hídricos urbanos sobre as consequências herdadas da interação entre os microplásticos com os componentes bióticos e abióticos do meio ambiente.

**Palavras-chave:** fragmentação; regime hidrológico; poluição hídrica; igarapé.

## ABSTRACT

The incorrect disposal of plastic materials in the environment, especially in water bodies, where they are exposed to different environmental conditions for long periods, favors fragmentation and originates debris called microplastics (< 5 mm). These are present in different environmental matrices. In freshwater environments, such as rivers and streams, microplastic pollution is influenced by urban concentration, hydrodynamics, and riparian vegetation. To demonstrate contamination by microplastics in the Mindu creek, in Manaus, water samples collected from two profiles (surface and depth) were analyzed according to the hydrological regime of the Negro River (CPRM, 2020) under the Cetesb (2011) and Masura *et al.* (2015) methodologies. The results confirmed the microplastic pollution in the waters of the Mindu creek with concentrations in greater evidence for the depth profile (0 to 0.40 g.L<sup>-1</sup>) compared to the surface profile (0 to 0.12 g.L<sup>-1</sup>) and an emphasis on the flood and full hydrological regimes. As for the qualitative characteristics, the Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR-ATR) analysis, whose objective is to identify absorption bands (cm<sup>-1</sup>) of virgin polymer molds, returned eight polymeric compounds, among which elastomers, monomers, wetting agents and surfactants used in the manufacture of plastic materials. These characterizations highlight the negative impacts of microplastics on water bodies, reinforced through the release of these compounds into the environment. It emphasizes the need for further studies in urban water bodies on the inherited consequences of the interaction between microplastics and the biotic and abiotic components of the environment.

**Keywords:** fragmentation; hydrological regime; water pollution; stream.

<sup>1</sup>Universidade Federal do Amazonas, Ringgold Standard Institution - Manaus (AM), Brasil.

<sup>2</sup>Universidade do Estado do Amazonas, Ringgold Standard Institution - Manaus (AM), Brasil.

\***Autora correspondente:** jgleice@ufam.edu.br

**Conflitos de interesse:** os autores declaram não haver conflitos de interesse.

**Financiamento:** Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas, via Resolução n. 002/2018 – POSGRAD 2018 UFAM e Resolução n. 003/2019 – POSGRAD 2019.

**Recebido:** 02/01/2022 - **Aceito:** 04/13/2022

## INTRODUÇÃO

O aumento na produção mundial de resíduos sólidos plásticos vem sendo amplamente publicado (ABRELPE, 2022; ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2017; ISWA, 2018; ONU BRASIL, 2018; PLASTICS EUROPE, 2017). Fatores como o crescimento populacional (OGUNOLA; ONADA; FALAYE, 2018) e o aumento na demanda de bens de consumo que utilizam plásticos de uso único, aparelhos eletroeletrônicos, roupas e cosméticos são citados como condicionantes para ampliar a produção e, conseqüentemente, majorar o consumo de produtos oriundos de materiais plásticos (NAPPER *et al.*, 2015; PRATESI *et al.*, 2021).

Quando o material plástico está inserido no meio ambiente, é exposto a fatores físicos, químicos e biológicos; como consequência, ocorrem diferentes tipos de degradação, como foto-oxidação (BARLETTA; LIMA; COSTA, 2019), degradação termo-oxidativa, degradação termomecânica (JULIENNE; DELORME; LAGARDE, 2019) e degradação térmica (ANDRADY, 2017).

A ação dos condicionantes na degradação das partículas plásticas não acontece de forma isolada e ocasiona danos na estrutura do polímero e perda das propriedades principais do produto, sendo estes fatores determinantes no processo de fragmentação que origina os microplásticos (MANO; MENDES, 2004).

Quanto à estrutura química, os materiais plásticos são polímeros sintéticos derivados de fontes de petróleo compostos de unidades repetidas (etileno, propileno etc.) que se organizam em cadeias poliméricas (polietileno, polipropileno etc.). Essas unidades estão intimamente ligadas à distribuição de massa molar, que irá diferenciar os tipos de materiais plásticos e é determinante nos processos de fabricação ou reprocessamento (termoplástico ou termorrígido), utilização, reaproveitamento e descarte (MANO; MENDES, 2004; ANDRADY, 2017).

As fontes de microplásticos podem ser divididas em duas categorias, primárias e secundárias. Consideram-se fontes primárias os processos industriais que utilizam microesferas denominadas de *pellets* (CARPENTER *et al.*, 1972) na fabricação de produtos de limpeza e abrasivos (RIBEIRO *et al.*, 2019) e de cosméticos e esfoliantes (ANDRADY, 2017; NAPPER *et al.*, 2015). Os erros nos processos logísticos que ocasionam perdas de *pellets* também são considerados.

Os microplásticos secundários são produzidos da fragmentação de materiais plásticos e possuem fontes diversas, desde fibras têxteis até a *city dust* (BROUCHER; FRIOT, 2017), passando pelo tratamento inadequado de efluentes (RIBEIRO-BRASIL *et al.*, 2020), o descarte incorreto de resíduos sólidos e rejeitos plásticos diretamente no solo ou água, as atividades de pesca, a recreação aquática e os desgastes de pneus (RIBEIRO *et al.*, 2019).

Os microplásticos possuem tamanho inferior a 5 mm (ANDRADY, 2017; EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015; HORTON *et al.*, 2017; MASURA *et al.*, 2015; SIGHICELLI *et al.*, 2018) e podem estar presentes concomitantemente à poluição plástica (macroplástica e mesoplástica) como subproduto dos diferentes tipos de degradação que os materiais termoplásticos podem sofrer (MANO; MENDES, 2004; ANDRADY, 2017).

Com distribuição mundial heterogênea em diversas matrizes ambientais, os microplásticos já foram encontrados em ambientes marinhos como oceanos e mares (LEBRETON *et al.*, 2018), em rios e lagos (BESSELING *et al.*, 2017; OLIVATTO, 2018; SIGHICELLI *et al.*, 2018), em geleiras (KOUTNIK *et al.*, 2021), no sangue humano (LESLIE *et al.*, 2022), no ar (GASPERI *et al.*, 2018), em alimentos (DE-LA-TORRE, 2020) e na biota aquática (BESSELING *et al.*, 2017; UGWU; HERRERA; GÓMEZ, 2021) e terrestre (RODRIGUEZ-SEIJO *et al.*, 2017).

Dos ambientes impactados com a poluição microplástica, o ambiente aquático de água doce desperta atenção pelo protagonismo que assume no transporte de materiais plásticos e microplásticos no sentido horizontal e vertical do corpo hídrico (BESSELING *et al.*, 2017). A dinâmica de permanência dos microplásticos no meio ambiente fluvial depende de vários fatores, que incluem a hidrodinâmica no transporte advectivo (campos de velocidade) e difusivo (turbulência) (BESSELING *et al.*, 2017), topografia, vegetação, tempo e clima (EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015).

Embora a contaminação microplástica nos oceanos e grande rios do mundo esteja bem documentada, existem poucos dados sobre sistemas fluviais menores (EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015; BESSELING *et al.*, 2017; OGUNOLA; ONADA; FALAYE, 2018; RIBEIRO-BRASIL *et al.*, 2020). No entanto, esses sistemas têm íntima relação com o ambiente terrestre, que fornece grandes quantidades de materiais alóctones, insetos, sementes, pequenos animais e matéria orgânica (MO) (RIBEIRO-BRASIL *et al.*, 2020).

No Brasil, as publicações sobre poluição microplástica ainda são poucas comparadas às de nível mundial. Castro, Silva e Araújo (2018) recuperaram 35 artigos sobre microplásticos publicados entre 2009 e 2017, representando 8,4% do total publicado no mundo no mesmo período. Não há informação suficiente que possa ser utilizada para categorizar os níveis de poluição microplástica de regiões inteiras do Brasil.

Quando se trata do eixo temático de acordo com o foco de cada trabalho, estudos sobre sedimentos, biota e adsorção de poluentes se sobressaem a estudos com amostras de água de sistemas fluviais (CASTRO; SILVA; ARAÚJO, 2018). Dos trabalhos publicados relacionados à região amazônica, o mais próximo da cidade de Manaus, capital do Estado do Amazonas, foi o de Gerolin *et al.* (2020), que coletou amostras de sedimentos de sete locais dos rios Solimões, Negro e Amazonas, bem como amostras de água do rio Negro e Amazonas.

Em termos quantitativos, o Estado do Pará destaca-se com estudos de investigação da poluição microplástica em biota e sedimentos (MORAIS *et al.*, 2020; NOVAES; MONTEIRO; ROLLNIC, 2022; PEGADO *et al.*, 2018; RIBEIRO-BRASIL *et al.*, 2020). Nesse sentido, evidencia-se a necessidade da realização de mais estudos no Estado do Amazonas.

Os municípios e comunidades da região Amazônica são inteiramente drenadas por córregos denominados igarapés. Os poluentes que são descartados nesses igarapés contribuem com o quantitativo de 38.900 toneladas de resíduos plásticos que o rio Amazonas deposita anualmente no oceano (LEBRETON *et al.*, 2018). Em Manaus, capital do Estado do Amazonas, o igarapé do Mindu é um exemplo do impacto negativo que a poluição plástica e microplástica ocasiona. Como forma de contribuir e enfatizar a necessidade de estudos desta natureza em corpos hídricos urbanos, este é o primeiro trabalho desenvolvido para a avaliação da poluição microplástica em um igarapé da cidade de Manaus.

## METODOLOGIA

### Área e local de estudo

A cidade de Manaus, capital do Estado do Amazonas, de população estimada em 2.255.903 pessoas (IBGE, 2021), possui duas estações anuais bem definidas: chuvosa (dezembro a maio) e seca (junho a novembro) (SOUZA-FILHO; BATISTA; ALBUQUERQUE, 2019). O igarapé do Mindu, principal tributário da bacia hidrográfica do São Raimundo, possui aproximadamente 22 quilômetros de extensão e diversos níveis topográficos, variando de 30 a 100 m, com

maior elevação na área da nascente, localizada dentro do Parque Nascentes do Mindu, e menor elevação na foz, próximo ao rio Negro (SOUZA-FILHO; BATISTA; ALBUQUERQUE, 2019).

Para que as amostras de água fossem representativas da extensão do igarapé do Mindu, foram definidos sete pontos de coleta (Figura 1).

As coordenadas geográficas estão apresentadas no Quadro 1.

### Procedimento para coleta de amostras

Foi utilizado o procedimento para coleta de amostras compostas de água, sendo coletados 1 L em cada margem (esquerda e direita) e 1 L na porção central do

perfil superficial. A mesma repetição foi realizada para o perfil profundidade em cada ponto de coleta (CETESB, 2011). Utilizou-se uma garrafa de Van Dorn com capacidade de 5 L e o armazenamento ocorreu em bombonas de primeiro uso, previamente identificadas.

As coletas foram realizadas com base no cotograma do rio Negro (CPRM, 2020) nos meses de junho (enchente), julho (cheia), setembro (vazante) e novembro (seca), levando-se em consideração que um igarapé típico de Manaus é um baixo vale afogado pela sucessão habitual das cheias do Rio Negro (AB'SÁBER, 2004).

### Procedimento para isolamento de microplásticos em amostras de água

Foi utilizado o método laboratorial para análise de microplásticos no ambiente marinho elaborado pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), cujo tamanho microplástico delimitado foi entre  $> 0,3$  mm e  $< 5$  mm (MASURA *et al.*, 2015).

As amostras de água foram submetidas ao peneiramento vertical utilizando duas peneiras de aço inoxidável com diâmetros de furo de 5 mm e 0,3 mm. Os detritos com tamanho acima de 5 mm, que estão fora do tamanho dos microplásticos, foram descartados, e os detritos retidos na peneira de 0,3 mm seguiram para as demais etapas, sendo acondicionados em béqueres de vidro previamente pesados e identificados.

A primeira etapa foi a secagem dos detritos por meio da estufa bacteriológica de marca Quimis, à temperatura de  $90^{\circ}\text{C}$ , por 12 horas, para a determinação do peso seco dos detritos.

Na segunda etapa, os detritos passaram pela oxidação da MO, passo essencial porque os detritos têm contato com sedimentos da descarga de efluentes, vegetação e outras substâncias que se fixam a sua superfície. Esse processo remove a MO sem prejudicar as características do material, favorecendo a separação dos detritos plásticos de outros tipos. Para isso foram utilizados 20 mL da solução de Ferro II a 0,05 M, preparada com 7,5 g de  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  em 500 mL de água destilada e 3 mL de ácido sulfúrico concentrado, e 20 mL de solução de peróxido de hidrogênio a 35% PA.

Ambas as soluções foram adicionadas em béqueres contendo os detritos, em procedimento individual, permanecendo em descanso por 5 min na bancada e dando início ao processo oxidativo. Posteriormente, o béquer foi colocado na base da chapa aquecedora da marca Quimis, sendo adicionada uma barra magnética, mantendo-se a amostra sob agitação de 5 rotações por segundo (rps), sem ultrapassar a temperatura de  $75^{\circ}\text{C}$  para não ocasionar prejuízos à amostra. O tempo de permanência na chapa aquecedora variou

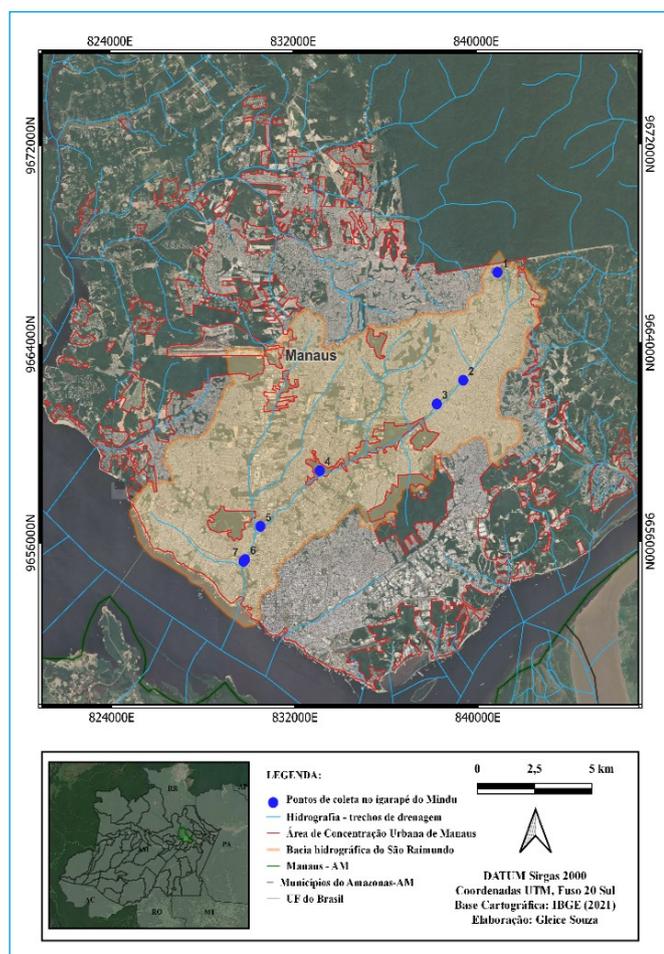


Figura 1 - Pontos de coleta de água no igarapé do Mindu.

Quadro 1 - Coordenadas e descrições dos pontos de coleta.

Ponto	Coordenada (S)	Coordenada (O)	Localização
P1 (Nascente)	3° 0'35.33"	59°56'0.87"	Parque Municipal Nascentes do Mindu
P2	3° 2'56.56"	59°56'49.38"	Alameda Alphaville
P3	3° 3'27.66"	59°57'26.64"	Avenida Nathan Xavier
P4	3° 4'54.97"	60° 0'12.10"	Parque Municipal do Mindu
P5	3° 6'7.91"	60° 1'36.02"	Parque Municipal Ponte dos Bilhares
P6	3° 6'51.42"	60° 1'57.77"	Avenida Álvaro Maia
P7 (Foz)	3° 6'53.71"	60° 1'59.88"	Avenida Brasil

entre 60 e 30 segundos por amostra, sendo cessado o processo oxidativo com a adição de água destilada.

Na terceira etapa, os detritos foram retirados do béquer da etapa anterior com o auxílio de pinças e colocados em funis de vidro organizados em um suporte universal para iniciar a separação por densidade em solução salina. A solução utilizada foi preparada com 140 g de NaCl PA em 1 L de água destilada. Os funis de vidro foram vedados com papel alumínio na parte superior para que não houvesse contaminação pelo ar e, na base inferior, foram vedados com uma mangueira plástica e pinça de Hoffman, permanecendo em descanso por 12 horas.

Na quarta etapa, os detritos flutuantes da etapa anterior foram coletados com o auxílio de uma pinça e colocados em béqueres, previamente pesados e levados para secar em estufa a 90°C por 12 horas para a determinação do peso seco do material em balança analítica Shimadzu com precisão de 0,1 mg. Ao fim, os detritos cujo tamanho estava na faixa entre < 5 mm e > 0,3 mm foram armazenados em frascos eppendorf, previamente identificados, seguindo para a etapa de identificação polimérica.

## Identificação qualitativa e tratamento dos dados quantitativos

As características qualitativas foram obtidas por meio da análise de espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR-ATR), cujo objetivo é identificar o número do comprimento de onda ( $\text{cm}^{-1}$ ) para cada tipo de material plástico. O equipamento utilizado foi o espectrômetro de infravermelho com transformada de Fourier da marca Shimadzu, *software* IRPrestige-21, modo de transmitância, apodização de Happ-Genzel, número de scans de 64, resolução de 1 e varredura de 4.000-400  $\text{cm}^{-1}$ .

O teste estatístico utilizado foi a Anova mista de dois fatores com medidas repetidas utilizando o *software* IBM *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS) Statistics. Os dois fatores correspondem aos perfis de coleta (superficial e profundidade) e a medida repetida refere-se ao regime hidrológico (enchente, cheia, vazante e seca). As premissas do teste foram previamente atendidas (homogeneidade de Levene, normalidade de Shapiro-Wilk, esfericidade de Mauchly) (FIELD, 2009).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Caracterização qualitativa das amostras microplásticas por espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier

O resultado da análise de FTIR-ATR retornou oito espectros de comprimento de onda ( $\text{cm}^{-1}$ ). Estes foram consultados na biblioteca Hummel Polymer and Additives (THERMO FISHER SCIENTIFIC, 2007) retornando nomenclaturas de compostos relacionados a materiais de origem plástica (polímeros sintéticos), apresentados no Quadro 2.

Entre os compostos identificados com base nas amostras de microplásticos estão os elastômeros de poliamida (Vestamid L1724 e Grilamid ELY 60) e o monômero utilizado na produção de Nylon 6 (Poli[5-metil caprolactama]), ambos utilizados na indústria têxtil. Uma forte contribuição de detritos dessa natureza é a lavagem de roupa, que pode liberar até 1.900 fibras sintéticas por peça (CESA; TURRA; BARUQUE-RAMOS, 2017; HORTON *et al.*, 2017). Nos

**Quadro 2** – Compostos associados aos espectros das amostras de microplásticos segundo classificação da biblioteca Hummel Polymer and Additives.

Espectro ( $\text{cm}^{-1}$ )	Nome do composto	Classe de tamanho
1786	2-Metoxi-hidroquinona	Microplástico
1636	Sulfureto de difenil	Microplástico
1385	1,2,3,4-Tetraidronaftaleno	Microplástico
1026	Vestamid L1724	Microplástico
999	Grilamid ELY 60	Microplástico
906	Poli(5-metil caprolactama)	Microplástico
832	Polioximetileno: oxietileno ileno	Microplástico
746	Poli(metacrilonitrila)	Microplástico

trabalhos de Castro *et al.* (2016), Pegado *et al.* (2018) e Queiroz *et al.* (2022), também foram encontradas fibras e polímeros associados às poliamidas identificadas por FTIR-ATR.

Entre os demais compostos identificados estão o 2-metoxi-hidroquinona utilizado na fabricação de borrachas, corantes e cremes faciais, o agente umectante e surfactante 1,2,3,4-tetraidronaftaleno utilizado na fabricação de materiais plásticos e o composto poli(metacrilonitrila) usado na produção de plásticos e fibras (MANO; MENDES, 2004).

Em alguns locais com forte poluição, os detritos plásticos podem se fundir formando “partiglomerados” com base na associação com rochas, matéria orgânica e sedimentos (HORTON *et al.*, 2017). Dessa forma, em análises como a de FTIR-ATR, que identificam os picos de absorção da banda de carbonila (1.700–1.800  $\text{cm}^{-1}$ ) e servem como marcadores de degradação, pode ocorrer interferência na identificação qualitativa do tipo de material plástico, não se identificando seu tipo específico (MANO; MENDES, 2004). A grande área superficial dos microplásticos torna possível o abrigo de microrganismos e é denominada de “plastisfera”, podendo modificar as características dos microplásticos (AMARAL-ZETTLER; ZETTLER; MINCER, 2020; DU *et al.*, 2022).

Os materiais plásticos podem absorver poluentes químicos (TRIEBSKORN *et al.*, 2019), participando do cotransporte químico e influenciando diretamente nas informações qualitativas do polímero (HORTON *et al.*, 2017). Outro fator que atua na adsorção de substâncias à superfície dos microplásticos é a presença de matéria orgânica natural (NOM), que é resultado das interações entre o ciclo hidrológico, a biosfera e a geosfera. O igarapé do Mindu possui grande quantidade de matéria orgânica em seu leito como consequência da vegetação ciliar e das habitações e avenidas de grande circulação de veículos (SOUZA-FILHO; BATISTA; ALBUQUERQUE, 2019).

Os espectros observados pelo FTIR-ATR das amostras deste trabalho apresentaram bandas de absorção ( $\text{cm}^{-1}$ ) que não estão nos espectros moldes de polímeros virgens. Essas alterações na estrutura dos microplásticos podem ser decorrentes das alterações dos processos de fabricação, que utilizam aditivos, corantes, umectantes, surfactantes, entre outras substâncias que conferem ao material plástico propriedades comerciais almejadas para cada tipo de produto. Essa alteração qualitativa também foi observada no trabalho de Castro *et al.* (2016).

Somam-se ainda as incrustações provocadas por matéria orgânica e outros poluentes que são adsorvidos por microplásticos e demais componentes bióticos e abióticos meio ambiente, que além de descaracterizar o tipo polimérico podem

intensificar o potencial de impacto negativo da poluição plástica (RIBEIRO *et al.*, 2019; RODRIGUEZ-SEIJO *et al.*, 2017).

### Distribuição vertical e horizontal de microplásticos por regime hidrológico do igarapé do Mindu, em Manaus

Nesta pesquisa, adotaram-se as amostras de água da nascente do igarapé do Mindu (P1) como “branco ambiental”. As concentrações médias ( $\text{g.L}^{-1}$ ) de microplásticos, após triplicata, foram entre 0,00 e 0,12  $\text{g.L}^{-1}$  para o perfil de água superficial e entre 0,00 e 0,40  $\text{g.L}^{-1}$  para o perfil profundidade (Figuras 2A e 2B).

As concentrações ( $\text{g.L}^{-1}$ ) de microplásticos para o perfil profundidade de água (30 cm) são superiores quando comparadas às do perfil de água superficial (lâmina d'água) ( $p < 0,05$ , Anova mista). Todavia, em ambos os perfis analisados, os regimes de enchente (junho) e cheia (julho) apresentaram concentrações maiores comparadas às dos regimes de vazante e seca.

Esse resultado reforça que a hidrodinâmica influencia no transporte advectivo dos microplásticos, em que a velocidade do fluxo do rio, a turbulência e a variabilidade sazonal têm papel importante na disponibilidade de partículas na água, afetando a distribuição dos microplásticos (BESSELING *et al.*, 2017; GEROLIN *et al.*, 2020) e apresentando aumento de deposição em períodos de chuva (CASTRO *et al.*, 2016; HORTON *et al.*, 2017).

A paisagem, a topografia e a vegetação (EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015) também contribuíram para a dinâmica dos microplásticos no igarapé do Mindu. Nos regimes hidrológicos de enchente e cheia (maiores concentrações de microplásticos), a profundidade atingiu 8 m; dessa forma, o nível da água alcançou a copa da vegetação ciliar, favorecendo o aprisionamento de microplásticos entre as folhas, galhos e rejeitos acumulados nesses locais.

O comportamento de flutuação dos microplásticos depende da densidade de cada tipo de material plástico. Por exemplo, os microplásticos oriundos de polietileno de alta densidade (PEAD), policloreto de vinila (PVC) e polipropileno (PP) apresentam menor densidade, podendo flutuar. Por outro lado, microplásticos com maior densidade, como são os casos do polietileno tereftalato (PET), do polietileno de baixa densidade (PEBD) e do poliestireno (PS), podem afundar (ANDRADY, 2017). Essa característica pode ser modificada com a ocorrência de “partíglomerados” e “plastisfera”, fazendo com que os

microplásticos tenham a flutuabilidade alterada na coluna d'água, além da interferência na identificação do tipo polimérico (CASTRO *et al.*, 2016).

A poluição dos corpos hídricos urbanos, como é o caso do igarapé do Mindu em Manaus, traz sérias consequências de cunho ambiental, social e econômico. Os resultados do estudo de Gerolin *et al.* (2020), que teve como foco o rio Amazonas, corroboram nossos achados, visto que as concentrações de microplásticos coletadas a jusante de Manaus (concentração urbana) apresentaram aumento acentuado após eventos de forte precipitação.

Os microplásticos ocasionam prejuízo na qualidade e saúde do meio ambiente. De cunho social, consternam o direto que todos têm a um meio ambiente ecologicamente equilibrado (BRASIL, 1988), em que o desequilíbrio, a poluição ou qualquer tipo de impacto ambiental, negativo ou positivo, é refletido nos seres humanos e animais na ocorrência de doenças e outros agravos. Cabe destacar que a degradação ambiental, como consequência da geração e poluição desenfreada por resíduos e rejeitos plásticos e microplásticos, é uma realidade que progride diante do declínio dos recursos naturais, com severas implicações ecológicas.

A ingestão de partículas microplásticas pode se acumular nos tecidos de animais e atingir outros níveis tróficos, não somente pela translocação da partícula (RODRIGUEZ-SEIJO *et al.*, 2017), mas também por seus contaminantes tóxicos associados, que ocasionam declínio neurológico (MATSSON *et al.*, 2017), desnutrição, comprometimento reprodutivo, distúrbios comportamentais, entre outros (SÁ *et al.*, 2018). Os microplásticos também podem comprometer os corpos hídricos por apresentarem grande área superficial retentora de biomoléculas que interagem com sistemas biológicos, atuando como caminho para a transferência e acumulação de poluentes orgânicos persistentes (POP) e outras substâncias tóxicas (RIBEIRO *et al.*, 2019).

Salienta-se que um meio ambiente poluído requer interferência do Poder Público para o tratamento e restauração dos padrões de qualidade aceitáveis à convivência humana, portanto gera ônus. Além disso, quanto mais descargas de poluentes plásticos e microplásticos, maior será o gasto econômico para sua remoção, que, cabe ressaltar, não ocorre de forma completa, já que sua presença é apenas atenuada (LUO *et al.*, 2019). Assim, estão expressas as consequências que a poluição plástica e microplástica pode ocasionar aos componentes bióticos e abióticos.

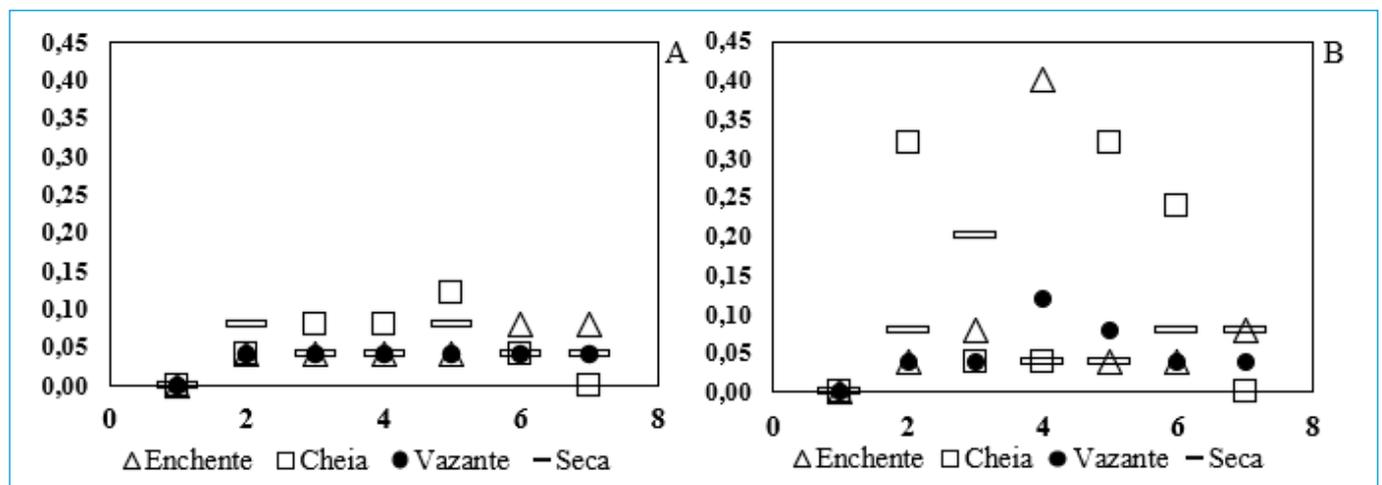


Figura 2 - Concentrações médias ( $\text{g.L}^{-1}$ ) de microplásticos por ponto de coleta e regime hidrológico para os perfis de água (A) superficial e (B) de profundidade.

## CONCLUSÕES

O estudo pioneiro, realizado em um corpo hídrico da cidade de Manaus, comprovou a poluição microplástica nas águas do igarapé do Mindu em toda sua extensão, com exceção da nascente. O presente estudo analisou amostras de água de dois perfis, superficial (lâmina d'água) e profundidade (30 cm), obtendo como concentrações de microplásticos para o perfil profundidade valores entre 0 e 0,40 g.L<sup>-1</sup> e, para o perfil superficial, valores entre 0 e 0,12 g.L<sup>-1</sup> durante todo o período de coleta (regime hidrológico).

A análise dos microplásticos por FTIR-ATR retornou oito nomes de compostos. Entre eles estão elastômeros de poliamida e o monômero utilizado na produção de Nylon 6, compostos associados à fabricação de materiais plásticos como antioxidantes, agentes umectantes e surfactantes. Dada a heterogeneidade dos compostos identificados na análise de FTIR-ATR, não foi possível determinar a identidade polimérica específica do material plástico que originou os microplásticos isolados neste trabalho.

A hidrodinâmica do igarapé do Mindu, a topografia e a interação com os compartimentos ambientais adjacentes, como habitações, construções e

descarga de efluentes de diferentes naturezas, possuem influência no compartilhamento de poluentes em escala longitudinal (extensão do igarapé) e vertical (coluna d'água). Ressalta-se a necessidade de mais estudos sobre a interação dos microplásticos em corpos hídricos urbanos, de forma a contribuir para o arcabouço de informações que podem ser utilizadas no combate a este tipo de poluição, em ações de educação ambiental e restauração ecológica. Além disso, necessita-se de medidas mais efetivas na gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos plásticos.

## CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Souza, G. R.: Conceituação, Curadoria de Dados, Escrita — Primeira Redação, Escrita — Revisão e Edição, Análise Formal, Investigação, Metodologia, Administração do Projeto. Silva, N. M.: Curadoria de Dados, Escrita — Primeira Redação, Obtenção de Financiamento, Recursos, Supervisão, Validação. Oliveira, D. P.: Análise Formal, Investigação, Metodologia, Recursos, Escrita — Revisão e Edição.

## REFERÊNCIAS

- ABSÁBER, A.N. *A Amazônia: do discurso à Práxis*. 2. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2004.
- AMARAL-ZETTLER, L.A.; ZETTLER, E.R.; MINCER, T.J. Ecology of the plastisphere. *Nature Reviews Microbiology*, v. 18, p. 139-151, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41579-019-0308-0>
- ANDRADY, A.L. The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, v. 119, n. 1, p. 12-22, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2022*. ABRELPE. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama/>. Acesso em: 27 jan. 2023.
- BARLETTA, M.; LIMA, A.R.A.; COSTA, M.F. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. *Science of The Total Environment*, v. 651, parte 1, p. 1199-1218, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>
- BESSELING, E.; QUIK, J.T.; SUN, M.; KOELMANS, A.A. Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study. *Science Direct*, v. 220, parte A, p. 540-548, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.001>
- BRASIL. *Constituição da República Federativa do Brasil de 1988*. Brasil, 1988.
- BROUCHER, J.; FRIOT, D. *Primary Microplastics in the Oceans: a Global Evaluation of Sources*. Gland: IUCN, 2017. 43 p. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2017-002-En.pdf>. Acesso em: 5 jan. 2023.
- CARPENTER, E.J.; ANDERSON, S.J.; HARVEY, G.R.; MIKLAS, H.P.; PECK, B.B. Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*, v. 178, n. 4062, p. 749-750, 1972. <https://doi.org/10.1126/science.178.4062.749>
- CASTRO, R.O.; SILVA, M.L.; ARAÚJO, F.V. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. *Ocean & Coastal Management*, v. 165, p. 385-400, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.09.013>
- CASTRO, R.O.; SILVA, M.L.; MARQUES, M.R.C.; ARAÚJO, F.V. Evaluation of microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an area of mussels farming. *Marine Pollution Bulletin*, v. 110, n. 1, p. 555-558, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.037>
- CESA, F.S.; TURRA, A.; BARUQUE-RAMOS, J. Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: A review from textile perspective with a focus on domestic washings. *Science of the Total Environment*, v. 598, p. 1116-1129, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.172>
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*. São Paulo: Cetesb; Brasília: ANA, 326 p. 2011. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Guia-nacional-de-coleta-e-preservacao-de-amostras-2012.pdf>. Acesso em: 1º fev. 2019.
- DE-LA-TORRE, G.E. Microplastics: an emerging threat to food security and human health. *Journal of Food Science and Technology*, v. 57, n. 5, p. 1601-1608, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13197-019-04138-1>
- DU, Y.; LIU, X.; DONG, X.; YIN, Z. A review on marine plastisphere: biodiversity, formation, and role in degradation. *Computational and Structural Biotechnology Journal*, v. 20, p. 975-988, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.csbj.2022.02.008>
- EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R.C.; ALDRIDGE, D.C. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, v. 75, p. 63-82, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>

- ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. *The New Plastics Economy Catalysing Action*. Ellen MacArthur Foundation, 2017. Disponível em: <https://ellenmacarthurfoundation.org/the-new-plastics-economy-catalysing-action>. Acesso em: 1º out. 2019.
- FILD, A. *Descobrimo a estatística usando o SPSS* [recurso eletrônico]. Tradução: Lori Viali. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.
- GASPERI, J.; WRIGHT, S.L.; DRIS, R.; COLLARD, F.; MANDIN, C.; GUERROUACHE, M.; LANGLOIS, V.; KELLY, F.J.; TASSIN, B. Microplastics in air: Are we breathing it in? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, v. 1, p. 1-5, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>
- GEROLIN, C.R.; PUPIM, F.N.; SAWAKUCHI, A.O.; GROHMANN, C.H.; LABUTO, G.; SEMENSATTO, D. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 749, n. 141604, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141604>
- HORTON, A.A.; WALTON, A.; SPURGEON, D.; LAHIVE, E.; SVENDSEN, C. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the Total Environment*, v. 586, p. 127-141, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades e Estados - Manaus*. IBGE, 2021.
- INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION (ISWA). *ISWA Global Newsletter*. 2018. Disponível em: <https://mailchi.mp/iswa/global-newsletter-december-2018>. Acesso em: 5 fev. 2019.
- JULIENNE, F.; DELORME, N.; LAGARDE, F. From macroplastic to microplastics: Role of water in the fragmentation of polyethylene. *Chemosphere*, v. 236, 124409, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124409>
- KOUTNIK, V.S.; LEONARD, J.; ALKIDIM, S.; PRIMA, F.J.; RAVI, S.; HOEK, E.M.; MOHANTY, S.K. Distribution of microplastics in soil and freshwater environments: Global analysis and framework for transport modeling. *Environmental Pollution*, v. 274, 116552, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116552>
- LEBRETON, L.; SLAT, B.; FERRARI, F.; SAIN TE-ROSE, B.; MARTHOUSE, R.; HAJBANE, S.; CUNSOLO, S.; SCHWARZ, A.; LEVIVIER, A.; NOBLE, K.; DEBELJAK, P.; MARAL, H.; SCHOENEICH-ARGENT, R.; BRAMBINI, R.; REISSER, J. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Nature*, v. 8, 4666, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w>
- LESLIE, H.A.; VAN VELZEN, M.J.M.; BRANDSMA, S.H.; VETHAAK, A.D.; GARCIA-VALEJO, J.J.; LAMOREE, M.H. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International*, v. 163, 107199, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>
- LUO, E.; SU, L.; CRAIG, N.; DU, F.; WU, C.; SHI, H. Comparison of microplastic pollution in different water bodies, from urban streams to coastal Waters. *Environmental Pollution*, v. 246, p. 174-182, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.081>
- MANO, E.B.; MENDES, L.C. *Introdução a Polímeros*. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2004. 208 p.
- MASURA, J.; BAKER, J.; FOSTER, G.; ARTHUR, C.; HERRING, C. *Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments*. NOAA Marine Debris Program National Oceanic and Atmospheric Administration U.S. Department of Commerce Technical Memorandum NOS-OR&R-48, 2015. Disponível em: [https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/publications-files/noaa\\_microplastics\\_methods\\_manual.pdf](https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/publications-files/noaa_microplastics_methods_manual.pdf). Acesso em: 5 fev. 2019.
- MATSSON, K.; JOHSON, E.V.; MALMENDAL, A.; LINSE, S.; HANSSON, L.A.; CEDERVALL, T. Brain damage and behavioural disorders in fish induced by plastic nanoparticles delivered through the food chain. *Scientific Reports*, v. 7, n. 1, 11452, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10813-0>
- MORAIS, L.M.S.; SARTI, F.; CHELAZZI, D.; CINCINELLI, A.; GIARRIZZO, T.; MARTINELLI FILHO, J.E. The sea anemone *Bunodosoma cangicum* as a potential biomonitor for microplastics contamination on the Brazilian Amazon coast. *Environmental Pollution*, v. 265, parte B, 114817, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114817>
- NAPPER, I.E.; STEVEN, A.; ROWLAND, J.; RICHARD, R.C. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin*, v. 99, n. 1-2, p. 178-185, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>
- NOVAES, G.O.; MONTEIRO, S.M.; ROLLNIC, M. Microplastics on the Fluvio-estuarine Beaches of Cotijuba Island, Pará River Estuary (Brazil). *Journal of Coastal Research*, v. 95, n. esp., p. 780-784, 2020. <https://doi.org/10.2112/S195-1521>
- OGUNOLA, O.S.; ONADA, O.A.; FALAYE, A.E. Mitigation measures to avert the impacts of plastics and microplastics in the marine environment (a review). *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 10, p. 9293-9310, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1499-z>
- OLIVATTO, G.P.; CARREIRA, R.; TORNISIELO, V.L.; MONTAGNER, C.C. Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno. *Revista Virtual de Química*, v. 10, n. 6, p. 1968-1989, 2018. <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20180125>
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS/BRASIL (ONU BRASIL). *ONU Meio Ambiente lança iniciativa "Rios Limpos para Mares Limpos" no Amazonas*. ONU Brasil, 2018. Disponível em: <https://naacoesunidas.org/onu-meio-ambiente-lanca-iniciativa-rios-limpos-para-mares-limpos-no-amazonas/>. Acesso em: 5 fev. 2019.
- PEGADO, T.S.S.; SCHMID, K.; WINEMILLER, K.O.; CHELAZZI, D.; CINCINELLI, A.; DEI, L.; GIARRIZZO, T. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. *Marine Pollution Bulletin*, v. 133, p. 814-821, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.035>
- PLASTICS EUROPE. *Plastics - the Facts 2017: An analysis of European plastics production, demand and waste data*. Plastics Europe, 2017. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2017-2>. Acesso em: 1º out. 2019.
- PRATESI, C.B.; ALMEIDA, M.A.A.L.S.; PAZ, G.S.C.; TEOTONIO, M.H.R.; GANDOLFI, L.; PRATESI, R.; HECHT, M.; ZANDONADI, R.P. Presence and Quantification of Microplastic in Urban Tap Water: A Pre-Screening in Brasilia, Brazil. *Sustainability*, v. 13, n. 11, 6404, 2021. <https://doi.org/10.3390/su13116404>
- QUEIROZ, A.F.D.; CONCEIÇÃO, A.S.; CHELAZZI, D.; ROLLNIC, M.; CINCINELLI, A.; GIARRIZZO, T.; MARTINELLI FILHO, J.E. First assessment of microplastic and artificial microfiber contamination in surface waters of the Amazon Continental Shelf. *Science of the Total Environment*, v. 839, 156259, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156259>

RIBEIRO-BRASIL, D.R.G.; TORRES, N.R.; PICANÇO, A.B.; RIBEIRO, V.S.; BRASIL, L.S.; MONTANG, L.F.A. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. *Environmental Pollution*, v. 266, parte 1, 115241, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115241>

RIBEIRO, F.; O'BRIEN, J.W.; GALLOWAY, T.; THOMAS, K.V. Accumulation and fate of nano- and micro-plastics and associated contaminants in organisms. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, v. 111, p. 139-147, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.010>

RODRIGUEZ-SEIJO, A.; LOURENÇO, J.; ROCHA-SANTOS, T.A.P.; COSTA, J.; DUARTE, A.C.; VALA, H.; PEREIRA, R. Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouche. *Environmental Pollution*, v. 220, parte A, p. 495-503, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.092>

SÁ, L.C.; OLIVEIRA, M.; RIBEIRO, F.; ROCHA, T.L.; FUTTER, M.N. Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? *Science of the Total Environment*, v. 645, p. 1029-1039, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (CPRM). Superintendência Regional de Manaus. *Boletim de Monitoramento Hidrometeorológico da Amazônia Ocidental*, n. 25, 2020.

SIGHICELLI, M.; PIETRELLI, L.; LECCE, F.; LANNILLI, V.; FALCONIERI, M.; COSCIA, L.; DI VITO, S.; NUGLIO, S.; ZAMPETTI, G. Microplastic pollution in surface waters of Italian subalpine lakes. *Environmental Pollution*, v. 236, p. 645-651, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.008>

SOUZA-FILHO, E.A.; BATISTA, I.H.; ALBUQUERQUE, C.S. Survey of physical-chemical aspects of mindu microbacy waters in Manaus-Amazonas. *Revista Geográfica da América Central*, v. 2, n. 63, p. 295-321, 2019. <https://doi.org/10.15359/rgac.63-2.13>

THERMO FISHER SCIENTIFIC. *Hummel Polymer and Additives*. Thermo Fisher Scientific, 2007. Disponível em: <https://www.thermofisher.com/order/catalog/product/834-008601>. Acesso em: 1º nov. 2019.

TRIEBSKORN, R.; BRAUNBECK, T.; GRUMMT, T.; HANSLIK, L.; HUPPERRSBERG, S.; JEKEL, M.; KNEPPER, T.P.; KRAIS, S.; MULLER, Y.K.; PITTROFF, M.; RUHL, A.S.; SCHMIEG, H.; SCHUR, C.; STROBEL, C.; WAGNER, M.; ZUMBULTE, N.; KOHLER, H. R. Relevance of nano- and microplastics for freshwater ecosystems: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, v. 110, p. 375-392, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.023>

UGWU, K.; HERRERA, A.; GÓMEZ, M. Microplastics in marine biota: a review. *Marine Pollution Bulletin*, v. 169, 112540, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112540>