



Distribuição Espaço-Temporal e Comparação de Métodos de Amostragem de Microplásticos no Baixo Rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil

Spatiotemporal Distribution and Comparison of Microplastic Sampling Methods in the Lower Paraíba do Sul River, Rio de Janeiro, Brazil

Eduardo de Freitas Queiroz

Karina de Freitas Queiroz

Igor David da Costa

Resumo: A poluição por microplásticos (MPs) em ambientes de água doce demanda abordagens que considerem a distribuição espacial, a sazonalidade e os procedimentos de amostragem. Este capítulo integra dois trabalhos realizados no trecho baixo do rio Paraíba do Sul, em Itaocara, Rio de Janeiro, com o objetivo de caracterizar os MPs e avaliar sua abundância e riqueza entre pontos, períodos hidrológicos e métodos de coleta. As amostragens ocorreram em janeiro de 2021, período chuvoso, e em junho de 2021, período seco, nos pontos Batatal, Itaocara, Confluência e Portela. Foram empregados frascos de 2 L e rede de plâncton com 30 cm de diâmetro, 70 cm de comprimento e malha de 20 µm; as amostras foram filtradas e analisadas em estereomicroscópio. Foram registradas 290 partículas. O período de cheia apresentou 201 MPs e o de seca 89 MPs, com maior abundância e riqueza na cheia. Não houve diferenças significativas entre os quatro pontos. Na comparação metodológica, 220 partículas foram recuperadas com garrafas e 70 com rede, sem diferença estatisticamente significativa de abundância ou riqueza entre os dispositivos. Filamentos e fragmentos foram os morfotipos predominantes, com ampla diversidade de cores. Os resultados evidenciam a presença disseminada de MPs no trecho estudado, a influência do regime hidrológico e a necessidade de padronização metodológica no monitoramento de sistemas dulcícolas.

Palavras-chave: microplásticos; rio Paraíba do Sul; sazonalidade; métodos de coleta; água doce.

Abstract: Microplastic (MP) pollution in freshwater environments requires approaches that consider spatial distribution, seasonality, and sampling procedures. This chapter integrates two studies carried out in the lower Paraíba do Sul River, in Itaocara, Rio de Janeiro, aiming to characterize MPs and evaluate their abundance and richness among sites, hydrological periods, and sampling methods. Sampling was conducted in January 2021, representing the wet period, and June 2021, representing the dry period, at Batatal, Itaocara, Confluência, and Portela. Two-liter bottles and a plankton net with a 30 cm opening, 70 cm length, and 20 µm mesh were used; samples were filtered and examined under a stereomicroscope. A total of 290 particles were recorded. The wet period contained 201 MPs and the dry period 89 MPs, with higher abundance and richness during the wet period. No significant differences were found among the four sites. In the methodological comparison, 220 particles were recovered with bottles and 70 with the plankton net, with no statistically significant difference in abundance or richness between devices. Filaments and fragments were the predominant morphotypes, with a broad range of colors. The results demonstrate widespread MP occurrence in the studied reach, the influence of the hydrological regime, and the need for methodological standardization in freshwater monitoring.

Keywords: microplastics; Paraíba do Sul River; seasonality; sampling methods; freshwater.

INTRODUÇÃO

A produção e o consumo de materiais plásticos cresceram de forma expressiva nas últimas décadas. A ampla utilização desses polímeros decorre de características como baixo custo, durabilidade, resistência e versatilidade, mas a gestão inadequada dos resíduos favorece sua introdução em ambientes terrestres e aquáticos. Em contato com agentes físicos, químicos e biológicos, resíduos maiores podem sofrer fragmentação e originar partículas menores, ampliando a persistência e a dispersão desse material no ambiente (Andrady, 2011; Cole *et al.*, 2011; Eerkes-Medrano; Thompson; Aldridge, 2015).

Os microplásticos são partículas sintéticas ou de matriz polimérica com dimensões inferiores a 5 mm. Podem ter origem primária, quando produzidos originalmente em pequenas dimensões, ou secundária, quando resultam da fragmentação de itens plásticos maiores (Frias; Nash, 2019). No ambiente, apresentam diferentes formas, cores e composições e podem adsorver contaminantes, ser ingeridos por organismos e atuar como vetores de substâncias ao longo das cadeias tróficas (Wurl; Obbard, 2004; Botterell *et al.*, 2019; Nelms *et al.*, 2019).

Embora a literatura sobre microplásticos tenha se desenvolvido inicialmente com forte ênfase nos ambientes marinhos, os sistemas de água doce passaram a receber atenção crescente. Rios, lagos e reservatórios constituem compartimentos de retenção e rotas de transporte entre áreas continentais e o oceano. Ainda assim, a diversidade de protocolos de coleta, processamento e identificação dificulta a comparação entre estudos e reforça a necessidade de padronização metodológica (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Li; Liu; Chen, 2018; Campanale *et al.*, 2020).

A bacia do rio Paraíba do Sul possui elevada relevância ambiental, social e econômica para a Região Sudeste e está submetida a pressões relacionadas à urbanização, atividades industriais, lançamento de efluentes e alterações de uso e cobertura da terra. O trecho abaixo, particularmente no município de Itaocara, oferece um recorte importante para investigar simultaneamente a presença de MPs, sua variação entre períodos hidrológicos e o desempenho de diferentes procedimentos de coleta (CEIVAP, 2006; de Almeida Santana; Santos; da Silva, 2020).

Diante desse contexto, o objetivo deste capítulo foi integrar os resultados de dois trabalhos de conclusão de curso desenvolvidos na mesma área de estudo, avaliando: (i) a ocorrência e a caracterização morfológica dos MPs; (ii) a variação espacial entre Batatal, Itaocara, Confluência e Portela; (iii) a variação temporal entre os períodos de cheia e seca; e (iv) a comparação entre amostragens realizadas com garrafas e rede de plâncton (Queiroz, 2021; Queiroz, 2023).

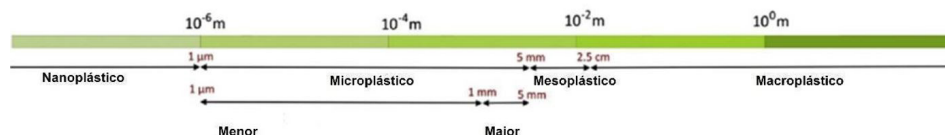
DESENVOLVIMENTO DA PESQUISA

Referencial Teórico

Microplásticos: definição, origem e impactos

O termo microplástico ganhou destaque a partir do trabalho de Thompson *et al.* (2004), e desde então diferentes propostas de classificação têm sido utilizadas. Nos TCCs que originaram este capítulo, os MPs foram discutidos segundo tamanho, forma, origem e coloração. Os resíduos plásticos podem ser classificados em diferentes faixas dimensionais, e os microplásticos compreendem partículas que alcançam a escala micrométrica até o limite superior de 5 mm (Thompson *et al.*, 2004; Frias; Nash, 2019).

Figura 1 – Sugestão de nomenclatura dos derivados de plástico de acordo com o tamanho; o termo microplástico abrange partículas menores que 5 mm.



Fonte: Queiroz (2023).

Os MPs primários são introduzidos no ambiente já em pequenas dimensões, como pellets e partículas utilizadas em produtos e processos industriais. Os MPs secundários derivam da degradação de materiais maiores pela ação da radiação ultravioleta, variações de temperatura, abrasão mecânica e outros processos ambientais. Fibras provenientes de tecidos sintéticos também constituem fonte relevante de partículas em águas residuais e corpos receptores (Browne *et al.*, 2011; Paço *et al.*, 2017).

Em ambientes aquáticos, os MPs podem ser ingeridos por organismos de diferentes níveis tróficos e produzir efeitos físicos ou atuar associados a contaminantes. A ocorrência dessas partículas em ambientes dulcícolas reforça a necessidade de compreender fontes, transporte, deposição e interação com o regime hidrológico (Anderson; Park; Palace, 2016; Chae; An, 2017; Li; Liu; Chen, 2018).

Amostragem de microplásticos em água doce

A estratégia de amostragem influencia diretamente a quantidade e o tipo de partículas recuperadas. Em condições de baixa concentração, a coleta de volumes definidos de água seguida de filtração pode favorecer a retenção de partículas pequenas. Redes de plâncton, neuston ou manta permitem processar maiores volumes de água, mas o tamanho da malha impõe um limite inferior de retenção e pode favorecer subestimações das frações menores (Löder; Gerdt, 2015; Liedermann *et al.*, 2018).

Tabela 1 – Dispositivos de amostragem utilizados para a coleta de microplásticos em ambientes aquáticos.

Dispositivo	Vantagens	Desvantagens	Tempo (min)	Referência
Rede manta	Amostra grandes volumes; asas laterais favorecem a flutuação e a amostragem superficial.	Custo elevado; requer barco; malha usual de 333 µm; risco de entupimento e contaminação.	15–240	Dris <i>et al.</i> (2015); Kang <i>et al.</i> (2015); Liebermann <i>et al.</i> (2018); Cutroneo <i>et al.</i> (2020)
Rede neuston	Amostra grandes volumes de água.	Custo elevado; requer barco; limite de detecção associado à malha; risco de entupimento.	30	Collignon <i>et al.</i> (2012); Cutroneo <i>et al.</i> (2020)
Rede de plâncton	Permite amostragem de volumes intermediários e da coluna d'água.	Pode exigir barco; risco de entupimento; volume menor que redes de arrasto superficial.	30	Amélineau <i>et al.</i> (2016); Campanale <i>et al.</i> (2020)
Armadilhas de MP	Pode ser posicionada em diferentes pontos da corrente e permite a escolha da malha.	Custo; dificuldade de ancoragem; dependência da vazão; risco de contaminação.	30	Crawford (2017)
Amostrador automático	Volume conhecido; menor risco de contaminação; possibilidade de separação dimensional.	Custo elevado; transporte e implantação difíceis; requer energia e instrumentação.	–	Lenz; Labrenz (2018); Campanale <i>et al.</i> (2020)

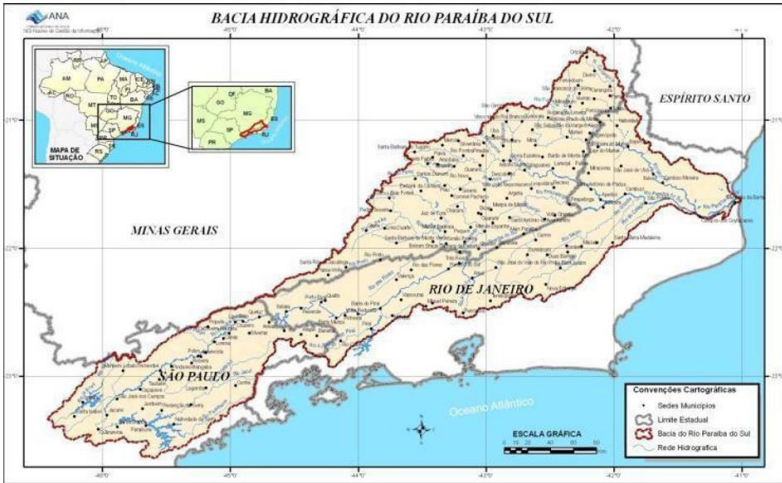
Fonte: Adaptado de Campanale *et al.* (2020), conforme tabela apresentada por Queiroz (2023).

Materiais e Métodos

Área de estudo

A bacia do rio Paraíba do Sul integra a região hidrográfica do Atlântico Sudeste e abrange áreas dos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. Seu principal curso d'água possui elevada importância para abastecimento, atividades produtivas e manutenção de ecossistemas. O município de Itaocara está inserido no trecho baixo da bacia, no Noroeste Fluminense, com áreas urbanas e rurais diretamente associadas às margens do rio (AGEVAP, 2011; De Almeida Santana; Santos; Da Silva, 2020).

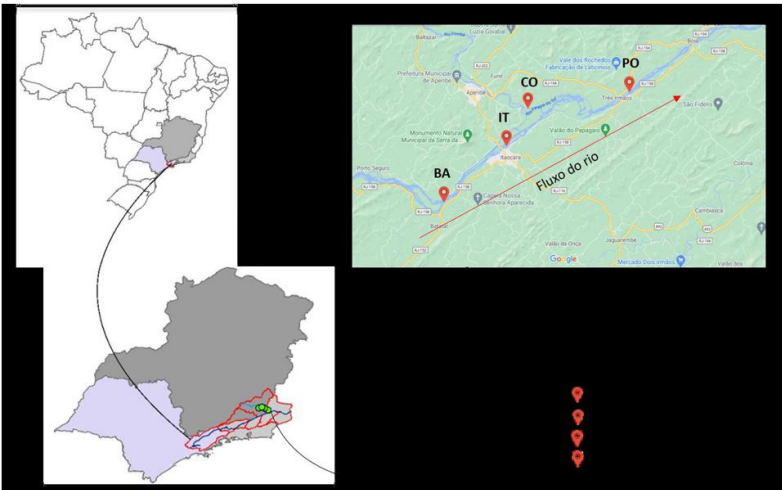
Figura 2 – Localização da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul no contexto nacional.



Fonte: Queiroz (2021), adaptado de ANA (2015).

Foram definidos quatro pontos amostrais: Batatal (BA), Itaocara (IT), Portela (PO) e um ponto imediatamente abaixo da confluência dos rios Pomba e Paraíba do Sul (CO). A seleção contemplou diferentes trechos associados ao município e permitiu comparar a distribuição dos MPs em escala espacial.

Figura 3 – Localização dos pontos de coleta Batatal (BA), Confluência (CO), Itaocara (IT) e Portela (PO) no baixo rio Paraíba do Sul.



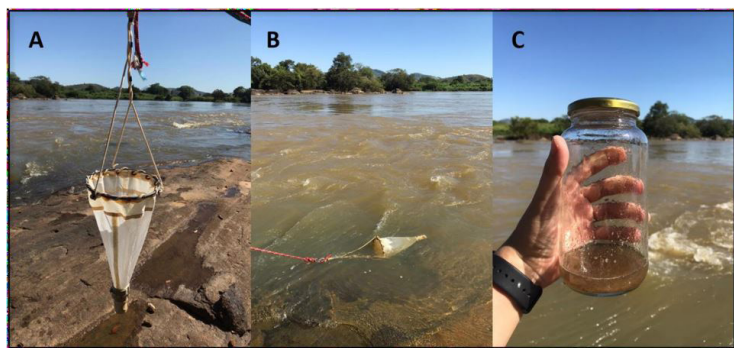
Fonte: Queiroz (2021).

Amostragem e processamento laboratorial

As coletas foram realizadas em janeiro de 2021, representando o período chuvoso, e em junho de 2021, representando o período seco. Em cada ponto foram empregados dois procedimentos: coleta de água com garrafas de 2 L e coleta com rede de plâncton de 30 cm de diâmetro de abertura, 70 cm de comprimento e malha de 20 μm . Os dispositivos foram posicionados contra a correnteza para reduzir a interferência do coletor e favorecer a passagem da água pela abertura da rede.

Há uma divergência documental entre os TCCs quanto ao número de réplicas: Queiroz (2021) descreve amostragens em duplicata, enquanto Queiroz (2023) registra triplicatas. Como não há, nos documentos fornecidos, informação adicional que permita reconciliar retrospectivamente esse dado, o esforço amostral é reportado conforme cada trabalho de origem, sem alteração do registro original.

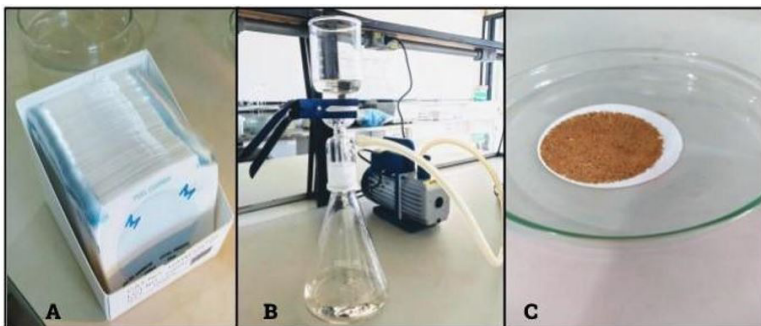
Figura 4 – Processo de coleta com a rede de plâncton: (A) rede utilizada; (B) rede posicionada na água; (C) amostra armazenada em recipiente de vidro.



Fonte: Queiroz (2021).

No laboratório, as amostras foram filtradas em filtros de celulose Whatman de 47 mm de diâmetro e poro de 0,45 μm . O sistema de filtração utilizou funil de Büchner, Kitassato de vidro e bomba a vácuo. Após a filtração, os filtros foram transferidos para placas de Petri e analisados com auxílio de estereomicroscópio. A identificação e a quantificação foram realizadas manualmente, classificando-se as partículas segundo morfotipo e coloração.

Figura 5 – Preparo para filtração das amostras: (A) filtros de celulose; (B) sistema de filtração a vácuo; (C) amostra filtrada.



Fonte: Queiroz (2021).

Figura 6 – Estereomicroscópio utilizado para a análise visual das amostras.



Fonte: Queiroz (2021).

Análises de Dados

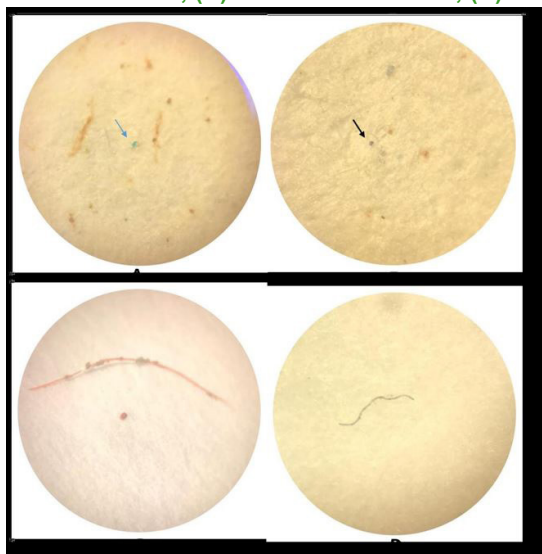
A abundância foi definida como o número de partículas plásticas por amostra, e a riqueza como o número de morfotipos, considerando formas e cores. No estudo espaço-temporal, foram avaliados os pressupostos de normalidade e homocedasticidade; em seguida, utilizou-se análise de variância para testar diferenças entre os pontos e teste t para comparar os períodos de cheia e seca. No estudo de comparação metodológica, garrafa e rede de plâncton foram comparadas pelo teste U de Mann-Whitney. O nível de significância adotado foi de 5%, com análises realizadas no programa Statística 7.0.

Análise e Discussão dos Resultados

Ocorrência e caracterização dos microplásticos

Foram registradas 290 partículas sintéticas no conjunto das amostras. No período de cheia foram contabilizados 201 MPs (69,3%), enquanto a seca apresentou 89 MPs (30,6%). Em relação aos métodos, 220 partículas (75,8%) foram registradas nas amostras obtidas com garrafas e 70 (24,1%) nas amostras obtidas com a rede de plâncton. Filamentos e fragmentos constituíram os morfotipos observados, com ampla variedade de cores.

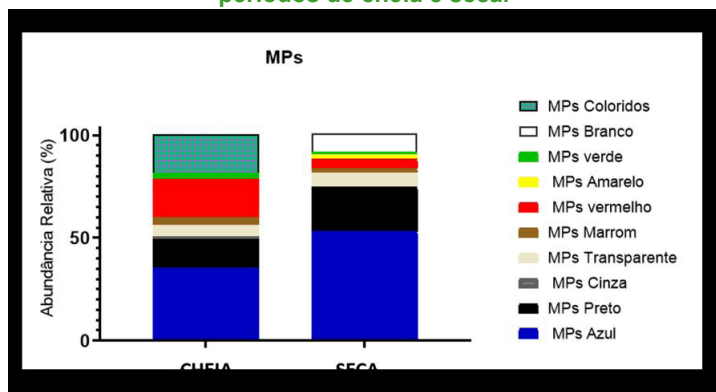
Figura 7 – Microplásticos observados nas amostras: (A) fragmento azul; (B) fragmento multicolorido; (C) filamento vermelho; (D) filamento preto.



Fonte: Queiroz (2021).

No estudo espaço-temporal, durante a cheia, os fragmentos representaram 124 partículas e os filamentos 77; na seca, os filamentos foram predominantes, com 82 registros, e os fragmentos somaram 7. As partículas azuis estiveram entre as mais frequentes, juntamente com partículas pretas, vermelhas, transparentes e multicoloridas. A composição observada é compatível com múltiplas fontes, incluindo fragmentação de resíduos maiores e liberação de fibras de materiais sintéticos (Browne *et al.*, 2011; Olivatto *et al.*, 2018).

Figura 8 – Abundância relativa das categorias de microplásticos nos períodos de cheia e seca.

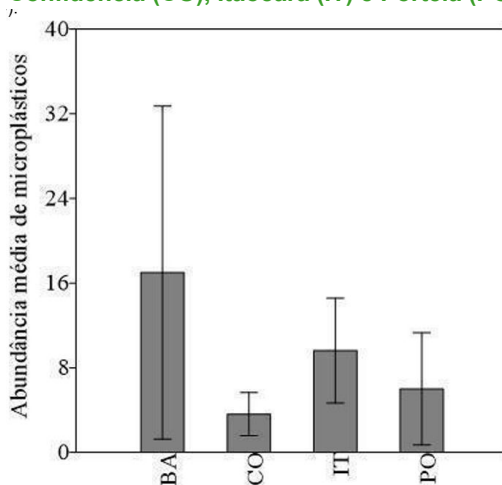


Fonte: Queiroz (2021).

Variação espacial

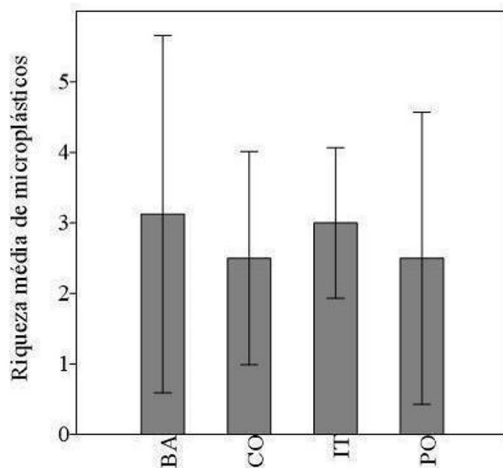
Os MPs ocorreram em todos os pontos amostrados. Não foram encontradas diferenças significativas na abundância entre Batatal, Confluência, Itaocara e Portela (ANOVA; $F = 1,72$; $p = 0,18$), nem na riqueza entre os pontos (ANOVA; $F = 0,24$; $p = 0,86$). Assim, na escala espacial analisada, a contaminação mostrou-se disseminada, sem concentração estatisticamente distinta em uma localidade específica.

Figura 9 – Abundância média de microplásticos nos pontos Batatal (BA), Confluência (CO), Itaocara (IT) e Portela (PO).



Fonte: Queiroz (2021).

Figura 10 – Riqueza média de microplásticos nos pontos Batatal (BA), Confluência (CO), Itaocara (IT) e Portela (PO).



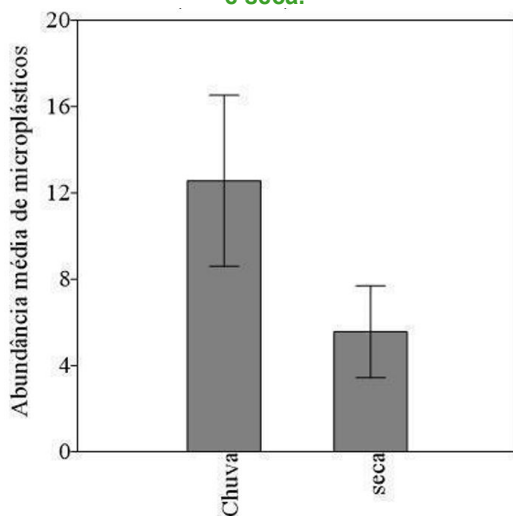
Fonte: Queiroz (2021).

A ausência de diferença espacial significativa não implica ausência de fontes locais. O trecho estudado recebe influência de áreas urbanas, atividades industriais e uso agropecuário, além do lançamento de efluentes em diferentes setores da bacia. A distribuição dos MPs em rios é condicionada pela entrada de resíduos, dinâmica de corrente, topografia, uso do solo e transporte ao longo do canal, de modo que campanhas mais amplas são necessárias para avaliar gradientes em escala de bacia (Eerkes-Medrano; Thompson; Aldridge, 2015; Li; Liu; Chen, 2018).

Variação temporal

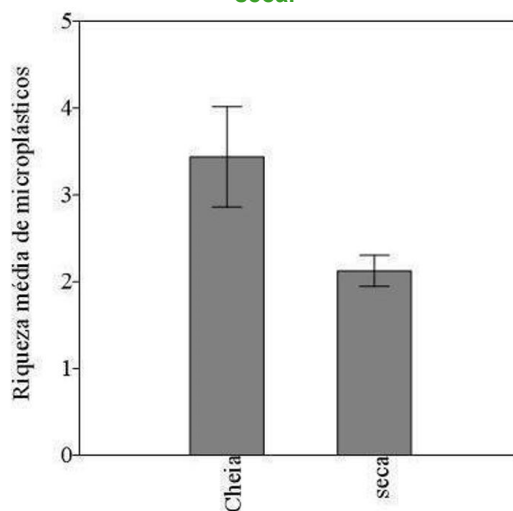
A sazonalidade apresentou efeito significativo. O período de cheia registrou abundância média de 12 MPs, superior à média de 6 MPs na seca (teste t; $F = 3,46$; $p = 0,02$). A riqueza média também foi maior na cheia, com valor de 3,5, em comparação à média de 2,0 na seca (teste t; $F = 2,17$; $p = 0,03$).

Figura 11 – Abundância média de microplásticos nos períodos de cheia e seca.



Fonte: Queiroz (2021).

Figura 12 – Riqueza média de microplásticos nos períodos de cheia e seca.



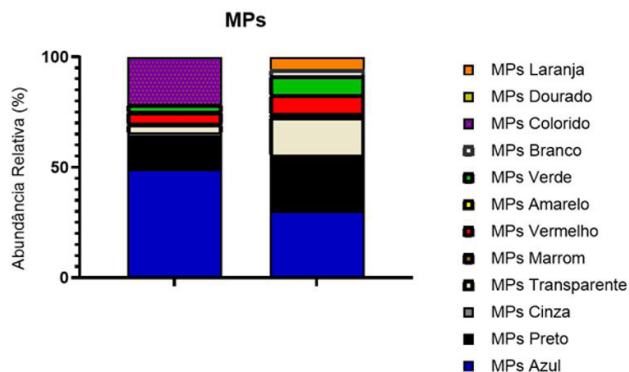
Fonte: Queiroz (2021).

O aumento no período chuvoso pode estar associado ao maior escoamento superficial e ao carreamento de partículas acumuladas nas margens, no solo e em áreas urbanizadas. Chuvas intensificam a conexão entre superfícies terrestres e o canal fluvial, contribuindo para o transporte de resíduos. O padrão encontrado concorda com a interpretação apresentada nos TCCs, segundo a qual o regime hidrológico atua como fator importante na dinâmica dos MPs no baixo Paraíba do Sul (Moore; Lattin; Zellers, 2005; Queiroz, 2021; Queiroz, 2023).

Comparação entre métodos de coleta

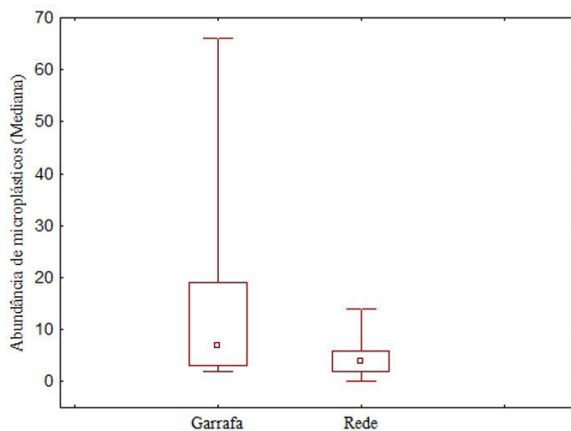
Na comparação entre dispositivos, um total de 220 MPs foi obtido com garrafas e 70 MPs com rede de plâncton. Nas garrafas foram registrados 103 filamentos e 117 fragmentos; nas redes, 57 filamentos e 13 fragmentos. Apesar da diferença nos totais absolutos, não houve diferença significativa na abundância entre os métodos (U de Mann-Whitney = 78,5; $Z = 1,86$; $p = 0,06$), nem na riqueza (U = 82,0; $Z = 1,73$; $p = 0,08$).

Figura 13 – Abundância relativa das categorias de microplásticos amostrados por garrafa e rede de plâncton.



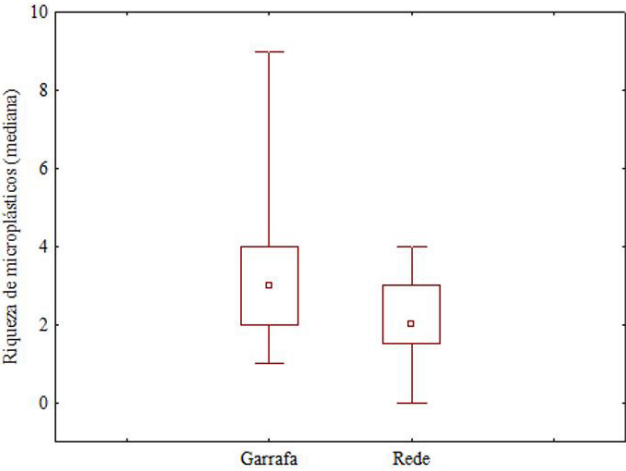
Fonte: Queiroz (2023).

Figura 14 – Abundância mediana de microplásticos amostrados com garrafa e rede de plâncton.



Fonte: Queiroz (2023).

Figura 15 – Riqueza mediana de microplásticos amostrados com garrafa e rede de plâncton.



Fonte: Queiroz (2023).

O resultado estatístico indica que, nas condições avaliadas, os dois dispositivos produziram padrões comparáveis de abundância e riqueza, embora tenham recuperado números absolutos distintos. Esse contraste reforça que a interpretação metodológica deve considerar volume processado, número de réplicas, tamanho da malha, profundidade e eficiência de retenção. Redes permitem processar maiores volumes, enquanto a coleta com recipientes seguida de filtração laboratorial pode reter frações menores que escapariam de determinadas malhas (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Liedermann *et al.*, 2018; Campanale *et al.*, 2020).

Tabela 2 – Abundância de filamentos e fragmentos segundo o método de coleta e período hidrológico.

Morfotipo	Cor	Garrafa Cheia	Garrafa Seca	Rede Cheia	Rede Seca
Filamento	Azul	13	44	5	3
Filamento	Preto	20	14	10	8
Filamento	Cinza	2	0	0	0
Filamento	Marrom	0	1	0	1
Filamento	Vermelho	2	0	0	4
Filamento	Laranja	0	0	14	0
Filamento	Verde	0	1	0	0
Filamento	Transparente	6	0	5	7
Fragmento	Azul	48	3	9	0
Fragmento	Verde	6	0	0	0
Fragmento	Vermelho	9	0	2	0
Fragmento	Branco	0	0	0	2

Morfotipo	Cor	Garrafa Cheia	Garrafa Seca	Rede Cheia	Rede Seca
Fragmento	Cinza	1	0	0	0
Fragmento	Transparente	2	0	0	0
Fragmento	Multicolorido	47	0	0	0
Fragmento	Amarelo	0	1	0	0
TOTAL		156	64	45	25

Fonte: Dados apresentados por Queiroz (2023).

Implicações ambientais e limitações

A ocorrência de MPs em 100% dos pontos e o aumento observado durante a cheia reforçam a influência combinada de fontes antrópicas e processos hidrológicos. Os TCCs apontam o lançamento de efluentes domésticos e industriais, a drenagem pluvial e o transporte de resíduos acumulados nas margens como possíveis rotas de introdução. Estudos em águas residuais e sistemas de tratamento também demonstram a capacidade desses fluxos de transportar fibras e fragmentos para corpos receptores (Ferrari, 2019; Wang *et al.*, 2020).

Filamentos merecem atenção pela relação com materiais têxteis, que podem liberar fibras durante processos de lavagem. Fragmentos, por sua vez, são compatíveis com a degradação de itens plásticos maiores. A ocorrência simultânea desses morfotipos sugere múltiplas fontes e rotas de entrada. A manutenção da vegetação marginal, a melhoria do saneamento e a redução do descarte inadequado são medidas relevantes para diminuir o aporte ao sistema fluvial (Browne *et al.*, 2011; Olivatto *et al.*, 2018).

A identificação empregada nos dois estudos foi visual e morfológica, realizada em estereomicroscópio. O escopo dos TCCs não incluiu confirmação química dos polímeros, de modo que os resultados devem ser interpretados dentro desse limite analítico. Da mesma forma, a divergência documental sobre o número de réplicas impede harmonizar esse aspecto sem consulta aos registros primários de campo. Essas limitações não anulam os padrões observados, mas devem ser consideradas na comparação com outras pesquisas.

A concentração média relatada no estudo espaço-temporal foi de aproximadamente 2 MPs/m³ para o conjunto dos períodos, com cerca de 3 MPs/m³ na cheia e 1 MP/m³ na seca. A comparação entre estudos exige cautela porque concentrações podem variar conforme volume de água processado, malha, profundidade, tratamento da amostra e critérios de identificação. Programas futuros devem manter protocolos estáveis e ampliar a série temporal e espacial para avaliar a recorrência dos padrões encontrados (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Campanale *et al.*, 2020).

Integração dos achados e perspectivas de monitoramento

A integração das duas abordagens permite interpretar os resultados para além de uma única dimensão do problema. A ausência de diferenças significativas entre os quatro pontos indica que, no recorte espacial analisado, a ocorrência dos MPs não esteve restrita a um setor específico do rio. Ao mesmo tempo, a resposta significativa à sazonalidade mostra que a dinâmica hidrológica pode alterar de maneira expressiva a quantidade e a diversidade das partículas detectadas. Em conjunto, esses resultados sugerem que avaliações pontuais, realizadas em uma única época do ano, podem não representar adequadamente a variabilidade do sistema (Queiroz, 2021; Queiroz, 2023).

A comparação metodológica acrescenta um elemento essencial a essa interpretação. Mesmo sem diferença estatisticamente significativa entre garrafa e rede de plâncton, os totais absolutos recuperados foram distintos. Essa diferença reforça a observação, presente na literatura utilizada nos TCCs, de que o tipo de dispositivo, o tamanho da malha e o volume de água processado influenciam a fração de partículas efetivamente recuperadas. Por essa razão, séries de monitoramento devem manter procedimentos constantes e registrar detalhadamente as condições de coleta e processamento, permitindo que mudanças ao longo do tempo sejam atribuídas ao ambiente e não apenas a alterações no método (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Liedermann *et al.*, 2018; Campanale *et al.*, 2020).

A predominância de filamentos em parte das amostras também merece destaque. Os trabalhos utilizados como referência relacionam fibras sintéticas à lavagem de tecidos e ao lançamento de águas residuais, enquanto os fragmentos são associados à degradação de materiais plásticos de maiores dimensões. Browne *et al.* (2011) demonstraram que peças de vestuário sintético podem liberar grande quantidade de fibras durante a lavagem, evidenciando uma rota cotidiana de introdução dessas partículas nos sistemas de esgotamento e, posteriormente, nos corpos hídricos quando a retenção é insuficiente. A coexistência de filamentos e fragmentos no baixo Paraíba do Sul é, portanto, compatível com fontes urbanas diversificadas e com processos de fragmentação ocorridos no ambiente.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os microplásticos estiveram presentes em todos os pontos avaliados no baixo rio Paraíba do Sul. A distribuição espacial não apresentou diferenças significativas de abundância ou riqueza entre Batatal, Confluência, Itaocara e Portela, enquanto a variação temporal foi significativa, com maior abundância e riqueza no período de cheia.

A comparação entre os métodos mostrou que as garrafas recuperaram maior número absoluto de partículas, mas as diferenças de abundância e riqueza em relação à rede de plâncton não foram estatisticamente significativas. O resultado evidencia que a interpretação da contaminação por MPs deve considerar conjuntamente o regime hidrológico e o procedimento de amostragem.

Filamentos e fragmentos, com diversidade de cores, compuseram as amostras. Os achados reforçam a necessidade de monitoramento continuado, melhoria do saneamento, conservação das margens e redução das fontes de resíduos plásticos. Também indicam que a padronização do volume processado, do número de réplicas, do tamanho da malha, do processamento laboratorial e dos critérios de identificação é essencial para produzir séries comparáveis no rio Paraíba do Sul.

REFERÊNCIAS

- AGEVAP – Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. **Relatório técnico: Bacia do Rio Paraíba do Sul – subsídios às ações de melhoria da gestão**. Resende, 2011. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/downloads2011/4-Rel2010SituRes.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2021.
- AMÉLINEAU, Françoise *et al.* Microplastic pollution in the Greenland Sea: background levels and selective contamination of planktivorous diving seabirds. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 1131-1139, 2016.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Plano de ações complementares para a gestão da crise hídrica na Bacia do Rio Paraíba do Sul**. Brasília, DF, 2015. 58 p. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sof/TransposicaoPBS/PlanodeAcoesComplementaresparaaGestaodaCriseHidricanaPBS.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2021.
- ANDERSON, Julie C.; PARK, Bradley J.; PALACE, Vince P. Microplastics in aquatic environments: implications for Canadian ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 269-280, 2016.
- ANDRADY, Anthony L. **Microplastics in the marine environment**. Marine Pollution Bulletin, v. 62, n. 8, p. 1596-1605, 2011.
- BOTTERELL, Zara L. R. *et al.* **Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: a review**. Environmental Pollution, v. 245, p. 98-110, 2019.
- BROWNE, M. A. **Sources and pathways of microplastics to habitats**. In: BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M. Marine anthropogenic litter. Springer International Publishing, 2015. p. 229-244.
- BROWNE, Mark Anthony *et al.* Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 21, p. 9175-9179, 2011.
- CAMPANALE, Claudia *et al.* A practical overview of methodologies for sampling and analysis of microplastics in riverine environments. **Sustainability**, v. 12, n. 17, p. 6755, 2020.
- CEIVAP – COMITÊ PARA INTEGRAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul**:

diagnóstico dos recursos hídricos. Resende, RJ: COPPETEC, 2006.

CHAE, Y.; AN, Y. J. Effects of micro- and nanoplastics on aquatic ecosystems: current research trends and perspectives. **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, p. 624-632, 2017.

COLE, Matthew *et al.* **Microplastics as contaminants in the marine environment: a review.** Marine Pollution Bulletin, v. 62, n. 12, p. 2588-2597, 2011.

COLLIGNON, Amandine *et al.* **Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea.** Marine Pollution Bulletin, v. 64, n. 4, p. 861-864, 2012.

CRAWFORD, C. B. **Microplastic identification techniques.** In: Microplastic pollutants. 2017. p. 219-267.

CUTRONEO, Laura *et al.* Microplastics in seawater: sampling strategies, laboratory methodologies, and identification techniques applied to port environment.

Environmental Science and Pollution Research, v. 27, n. 9, p. 8938-8952, 2020.

DE ALMEIDA SANTANA, Gildo Rafael; SANTOS, Eliane Barbosa; DA SILVA, Maria Gertrudes Alvarez Justi. **Caracterização espaço-temporal das secas na Bacia do Rio Paraíba do Sul.** Anuário do Instituto de Geociências, v. 43, n. 4, p. 364-375, 2020.

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

EERKES-MEDRANO, Dafne; THOMPSON, Richard C.; ALDRIDGE, David 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.

FERRARI, Matheus Feza. **Avaliação da presença de microplásticos em esgoto sanitário do município de Campo Mourão-PR.** 2019. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2019.

FRIAS, João P. G. L.; NASH, Roisin. **Microplastics: finding a consensus on the definition.** Marine Pollution Bulletin, v. 138, p. 145-147, 2019.

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

KANG, Jung-Hoon *et al.* **Marine neustonic microplastics around the southeastern coast of Korea.** Marine Pollution Bulletin, v. 96, n. 1-2, p. 304-312, 2015.

LENZ, Robin; LABRENZ, Matthias. **Small microplastic sampling in water: development of an encapsulated filtration device.** Water, v. 10, n. 8, p. 1055, 2018.

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

LIEDERMANN, Marcel *et al.* **A methodology for measuring microplastic transport in large or medium rivers.** Water, v. 10, n. 4, p. 414, 2018.

LÖDER, Martin G. J.; GERDTS, Gunnar. **Methodology used for the detection and identification of microplastics: a critical appraisal.** In: Marine anthropogenic litter. 2015. p. 201-227.

MOORE, C. J.; LATTIN, G. L.; ZELLERS, A. F. **Working our way upstream: a snapshot of land-based contributions of plastic and other trash to coastal waters and beaches of Southern California.** Algalita Marine Research Foundation, 2005.

NELMS, Sarah E. *et al.* **Microplastics in marine mammals stranded around the British coast: ubiquitous but transitory?** Scientific Reports, v. 9, n. 1, p. 1075, 2019.

OLIVATTO, Glaucia P. *et al.* Microplásticos: contaminantes de preocupação global no Antropoceno. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 6, p. 1968-1989, 2018.

PAÇO, Ana *et al.* Biodegradation of polyethylene microplastics by the marine fungus *Zalerion maritimum*. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 10-15, 2017.

QUEIROZ, Eduardo de Freitas. **Variação espaço-temporal do microplástico no baixo rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil.** 2021. Monografia (Licenciatura em Ciências Naturais/Biologia) – Universidade Federal Fluminense, Santo Antônio de Pádua, 2021.

QUEIROZ, Karina de Freitas. **Análise comparativa de métodos de coleta de microplásticos no baixo rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil.** 2023. Monografia (Licenciatura em Ciências Naturais/Biologia) – Universidade Federal Fluminense, Santo Antônio de Pádua, 2023.

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

WANG, Fang *et al.* Occurrence and distribution of microplastics in domestic, industrial, agricultural and aquacultural wastewater sources: a case study in Changzhou, China. **Water Research**, v. 182, p. 115956, 2020.

WURL, Oliver; OBBARD, Jeffrey Phillip. **A review of pollutants in the sea-surface microlayer (SML): a unique habitat for marine organisms.** Marine Pollution Bulletin, v. 48, n. 11-12, p. 1016-1030, 2004.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal Fluminense (UFF), ao Instituto do Noroeste Fluminense de Educação Superior (INFES) e ao Prof. Dr. Igor David da Costa, orientador dos trabalhos que deram origem a este capítulo, pelo suporte acadêmico e científico durante o desenvolvimento das pesquisas.