

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

MICROPLÁSTICOS EM CONTEÚDO ESTOMACAL E BRÂNQUIAS DE PEIXES
DE ÁGUA DOCE: A BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE ESTUDO

Flávia Conceição de Paiva

Orientador: Prof. Dr. Welber Senteio Smith

São Paulo
2024

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

Flávia Conceição de Paiva

Orientador: Prof. Dr. Welber Senteio Smith

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA – SAA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Aquicultura e Pesca.

São Paulo
2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Elaborada pelo Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca. Instituto de Pesca, São Paulo

P166M Paiva, Flavia Conceição de
Microplástico em conteúdo estomacal e brânquias de peixes de água doce: A bacia hidrográfica como unidade de estudo.
São Paulo, 2024.
vii, 80f.; fig. 15; tab. 11
Dissertação (mestrado) apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA - Secretaria de Agricultura e Abastecimento.
Orientador: Welber Senteio Smith

1. Polímeros. 2. Contaminação. 3. Uso de solo. 4. Ictiofauna. 5. Guilda trófica
I. Smith, Welber Senteio II. Título.

CDD 579

Permitida a cópia parcial, desde que citada a fonte – O autor



GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Microplásticos em conteúdo estomacal e brânquias de peixes de água doce: a bacia hidrográfica como unidade de estudo

AUTOR(A): FLÁVIA CONCEIÇÃO DE PAIVA
ORIENTADOR(A): Welber Senteio Smith

Aprovado(a) como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM AQUICULTURA E PESCA, Área de Concentração em Aquicultura, pela Comissão Examinadora:

Documento assinado digitalmente
gov.br WELBERSENTEIOSMITH
Data: 24/01/2025 16:45:42-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof(a). Dr(a) Welber Senteio Smith

Prof(a). Dr(a) Bárbara Rani Borges

Documento assinado digitalmente
gov.br DANIELLE REGINA GOMES RIBEIRO BRASIL
Data: 13/12/2024 14:53:23-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof(a). Dr(a) Danielle Regina Gomes Ribeiro Brasil

Prof(a). Dr(a) Caio Augusto Perazza

Documento assinado digitalmente
gov.br MICHELLI ZAMINHAN HASSEMER
Data: 25/12/2024 18:37:48-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof(a). Dr(a) Michelli Zaminhan Hassemer

Data da Realização: **11 de dezembro de 2024, as 09:00**



“Os investimentos em conhecimento geram os melhores dividendos.”

Benjamin Franklin

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por nunca me desamparar nesta caminhada, me dando força e saúde.

À minha família, por serem meu alicerce e por me apoiarem em todos os momentos dessa trajetória. Aos meus pais, Francisco e Cristiana, que nunca mediram esforços para me ajudar a alcançar os meus sonhos. Aos meus irmãos, Franciele, Francine e Léo, por serem fundamentais na minha vida. Ao meu noivo, Luís Gustavo, por compartilhar cada passo desta jornada. Aos meus cunhados, Martinho e Otávio por estarem sempre presentes. Sem vocês nada disso seria possível!

Ao meu amigo e irmão Nícolás, por todo o suporte concedido nesses meses, e, principalmente, pela paciência e pelo companheirismo. À minha amiga Lívia, por estar ao meu lado e por confiar que isso era possível. Aos meus padrinhos, por me darem todo o suporte logístico. E aos meus parentes, pela torcida!

Ao meu orientador e amigo, Dr. Welber Senteio Smith, por todo o conhecimento compartilhado e por me guiar na realização deste sonho com paciência e dedicação. Sua orientação foi essencial ao longo dessa jornada.

Ao Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional de Ecossistemas (LEEF), pelo suporte logístico fornecido ao longo desses anos. Aos meus colegas e amigos pesquisadores, por me acolherem no grupo de pesquisa e me apoiarem durante todo o processo, em especial à Beatriz, Camila, José Pedro, Larissa, Luís Gustavo, Maressa, Natalia, Nícolás, Talita, Thiago e Welber.

Ao Instituto Chico Mendes (ICMBio) pelas licenças de amostragem e a Vice-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa da Universidade Paulista (UNIP) pelo apoio e suporte. Ao Instituto de Química da Universidade de São Paulo (IQ-USP) pelo apoio nas análises químicas.

Ao Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Aquicultura e Pesca (PPGIP) do Instituto de Pesca, pela oportunidade, pelo acolhimento e pelo conhecimento adquirido ao longo desses 24 meses.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de mestrado (Processo nº130957/2023-2), que foi fundamental para a realização desta pesquisa.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	iv
ÍNDICE DE TABELAS E FIGURAS	vi
RESUMO	01
ABSTRACT	02
INTRODUÇÃO GERAL	03
OBJETIVOS.....	06
REFERÊNCIAS.....	07
CAPÍTULO 1 - As relações entre a paisagem e a incidência de microplásticos em peixes: o caso de uma bacia altamente urbanizada.....	14
Resumo.....	15
Abstract	16
Introdução	17
Material e Métodos	18
Resultados	22
Discussão.....	27
Conclusão.....	29
Referências.....	30
Material Suplementar	36
CAPÍTULO 2 – Guildas tróficas e a ocorrência de microplásticos em peixes de uma bacia hidrográfica neotropical	40
Resumo.....	41
Abstract	42
Introdução	43
Material e Métodos	44
Resultados	48
Discussão.....	58
Conclusão.....	60
Referências.....	61
Material Suplementar	68
CONSIDERAÇÕES FINAIS	73

ÍNDICE DE TABELAS E FIGURAS

CAPÍTULO 1.....	14
Figura 1. Localização geográfica da Bacia do Rio Sorocaba, e os locais onde foram amostrados os exemplares de peixes utilizados no estudo.....	18
Tabela 1. Áreas onde foram realizadas as coletas dos materiais biológicos na Bacia do Rio Sorocaba e seus tributários.....	19
Figura 2. Mapeamento de uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil.....	22
Tabela 2. Classe de comprimento, formas e cores de microplásticos encontrados nos pontos de coleta da Bacia do Rio Sorocaba.....	23
Figura 3. Formas de microplásticos encontrados em estômagos e brânquias da ictiofauna da Bacia do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil.....	24
Figura 4. Quantidade total de microplásticos por ponto de coleta da Bacia do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil.....	25
Figura 5. Formas de microplásticos encontrados por ponto de coleta da Bacia do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil.....	25
Figura 6. Espectroscopia Raman de amostras de polietileno (PE), poliéster (PL), polimetilmetacrilato (PMMA) e politereftalato de etileno (PET).....	26
Tabela 3. Variáveis de uso e ocupação do solo e os dois primeiros eixos da ACP nos trechos estudados da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, SP, Brasil.....	27
Figura 7. Análise de Componentes Principais aplicadas as porcentagens de uso e ocupação do solo nos pontos de coleta da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil.....	27
Material Suplementar 1. Porcentagens (%) de uso e ocupação do solo e distância (em metros) das áreas urbanizadas por ponto de coleta.....	36
Material Suplementar 2. Espécies de peixes coletadas em cada ponto amostral e a quantidade de microplásticos encontrados.....	37
CAPÍTULO 2.....	40
Figura 1. Localização geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, e os pontos amostrais dos exemplares de peixes utilizados no estudo.....	45
Tabela 1. Áreas onde foram realizadas as coletas dos materiais biológicos na Bacia do Rio	

Sorocaba e seus tributários.....	45
Tabela 2. Lista de espécies de peixes, o número de indivíduos analisados (N), comprimento padrão médio (CP) e peso médio (P) dos exemplares capturadas na Bacia do Rio Sorocaba, Estado de São Paulo, Brasil.....	49
Figura 2. Itens alimentares em volume (Vi) presentes em cada ponto de coleta da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba.....	50
Figura 3. Dendograma de similaridade alimentar a partir dos resultados dos valores do Índice Alimentar (IAi) das espécies da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil e escala dos itens alimentares presente na dieta de cada espécie.....	52
Figura 4. Análise de Coordenadas Principais afim de verificar os agrupamentos das guildas tróficas das espécies durante os períodos de seca e cheia.....	53
Figura 5. Quantidade de microplásticos identificada nos estômagos e brânquias da ictiofauna da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, classificadas por classe de comprimento, forma e cor....	54
Figura 6. Formas de microplásticos encontrados em estômagos e brânquias da ictiofauna da Bacia do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil. a) fibra; b) esfera; c) grupo de fibras; d) fragmento.....	55
Figura 7. Quantidade de microplásticos identificados por guilda trófica das espécies de peixes da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba.....	56
Tabela 3. Resultados do GLMM usando as categorias (classe de comprimento, forma e cor), subcategorias (1-2, 2-5, fibra, esfera, preto, azul, transparente, entre outros) e espécie como variáveis preditoras e o número de partículas plásticas como variável resposta.....	57
Figura 8. Espectroscopia Raman de amostras de polietileno (PE), poliéster (PL), polimetilmetacrilato (PMMA) e politereftalato de etileno (PET).....	57
Material Suplementar 1. Volume (Vi) dos itens alimentares encontrados na dieta de peixes em cada ponto de coleta.....	68
Material Suplementar 2. Lista de espécies de peixes, itens alimentares consumidos, e o índice alimentar (IAi) da dieta da ictiofauna.....	70
Material Suplementar 3. Quantidade de microplásticos encontrados por classe de comprimento, formas e cores nas espécies de peixes da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba.....	72

Resumo

A contaminação de ambientes aquáticos de água doce por plásticos é uma questão global emergente, agravada pela fragmentação desses materiais em microplásticos. Esses resíduos acumulam-se nos rios, impactando negativamente a saúde de peixes neotropicais, seja pela ingestão direta, seja pela absorção pelas brânquias, interferindo na dieta natural e em funções fisiológicas essenciais. No entanto, as respostas comportamentais dos peixes à presença de microplásticos durante a alimentação ainda são pouco compreendidas, destacando a necessidade de protocolos de pesquisa mais robustos. Este estudo teve como objetivo avaliar a contaminação por diferentes polímeros na ictiofauna da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, São Paulo, considerando os diferentes usos do solo e hábitos alimentares. Foram analisados 369 indivíduos de 20 espécies, distribuídas em 14 famílias e 4 ordens, coletados em 17 pontos amostrais da bacia. As análises do conteúdo estomacal e das estruturas branquiais revelaram alta contaminação por microplásticos. Pontos com maior incidência de partículas coincidiram com áreas de maior abundância de espécies, especialmente em zonas agrícolas. Nessas áreas, o uso de biossólidos contribuiu significativamente para a presença de microplásticos, transportados por escoamento superficial, erosão e lixiviação. Os microplásticos foram detectados na dieta de 94,37% dos peixes analisados, com a predominância de itens autóctones nas dietas refletindo adaptações às condições locais, embora a presença de microplásticos indique degradação ambiental. Fibras pretas e transparentes foram os principais contaminantes. O polietileno foi o polímero mais frequente (42,85%), seguido pelo politereftalato de etileno (28,57%). A integração de microplásticos nas cadeias alimentares, agravada pela dificuldade de distinção entre partículas plásticas e alimentos naturais, além da entrada de poluentes decorrentes de atividades humanas, representa um risco ecológico significativo. Esses resultados reforçam a urgência de estratégias de mitigação para proteger os ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: polímeros; contaminação; uso do solo; ictiofauna; guilda trófica.

Abstract

The contamination of freshwater aquatic environments by plastics is an emerging global issue, exacerbated by the fragmentation of these materials into microplastics. These waste materials accumulate in rivers, negatively impacting the health of neotropical fish, either through direct ingestion or absorption by the gills, interfering with their natural diet and essential physiological functions. However, the behavioral responses of fish to the presence of microplastics during feeding are still poorly understood, highlighting the need for more robust research protocols. This study aimed to evaluate the contamination by different microplastic polymers in the ichthyofauna of the Sorocaba River Basin, São Paulo, considering different land uses and feeding habits. A total of 369 individuals from 20 species, distributed across 14 families and 4 orders, were collected from 17 sampling points in the basin. Stomach content and gill structure analyses revealed high contamination by microplastics. Points with higher particle incidence coincided with areas of higher species abundance, particularly in agricultural zones. In these areas, the use of biosolids significantly contributed to the presence of microplastics, transported by surface runoff, erosion, and leaching. Microplastics were detected in the diet of 94.37% of the fish analyzed, with a predominance of autochthonous items in their diets reflecting adaptations to local conditions, although the presence of microplastics indicates environmental degradation. Black and transparent fibers were the main contaminants, associated with agricultural practices. Polyethylene was the most common polymer (42.85%), followed by polyethylene terephthalate (28.57%). The integration of microplastics into food chains, compounded by the difficulty of distinguishing plastic particles from natural food sources, along with the entry of pollutants from human activities, represents a significant ecological risk. These results reinforce the urgency of mitigation strategies to protect aquatic ecosystems.

Keywords: polymers; contamination; land use; ichthyofauna; trophic guild.

Introdução Geral

As bacias hidrográficas, que apresentam dimensões variadas, organizam os recursos hídricos superficiais de acordo com as interações entre a estrutura geológica-geomorfológica e as condições climáticas (Carvalho, 2014). Nesse contexto, os cursos d'água desempenham um papel essencial como elementos modeladores e transformadores da paisagem geográfica, além de serem fontes importantes de recursos naturais (Carvalho, 2020). No entanto, o rio, que inicialmente foi determinante na organização das cidades, passou a ser moldado pela ação humana com o avanço da engenharia (Smith *et al.*, 2019). O crescimento urbano desordenado e desigual nas cidades brasileiras tem gerado problemas que comprometem o funcionamento das áreas urbanas e a ocupação do espaço (Silva, 2015).

Originalmente, a vegetação da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba era formada por florestas, campos e savanas (Fernandes *et al.*, 2020). Contudo, o rápido avanço da urbanização transformou o uso e a ocupação do solo, que passaram a incluir pastagens, agricultura, silvicultura e atividades urbanas (Conceição *et al.*, 2015; Souza & Arruda, 2017). Essas atividades antropogênicas têm degradado os ecossistemas naturais da bacia, provocando alterações na qualidade da água, na biota associada, no fluxo de energia e no ciclo de nutrientes (Cunico *et al.*, 2012; Frascareli *et al.*, 2015).

A urbanização, um dos principais processos antrópicos, causa mudanças significativas nos ecossistemas naturais, ameaçando sua integridade e as populações que deles dependem (Pavanin *et al.*, 2016). Entre os impactos, destaca-se a intensificação da erosão e o assoreamento dos canais fluviais, agravados pelo acúmulo de resíduos urbanos e materiais sedimentares, o que aumenta a frequência de enchentes (Girão e Corrêa, 2015; Carvalho *et al.*, 2017).

Além disso, o crescimento populacional intensifica a demanda por recursos, como alimentos e energia, agravando a poluição e contribuindo para a contínua degradação dos ecossistemas, especialmente em grandes metrópoles, onde os impactos das intervenções humanas são mais evidentes (Damame *et al.*, 2019; Beichler *et al.*, 2017; Flausino & Gallardo, 2021). Nesse contexto, os plásticos, embora sejam uma inovação econômica significativa, destacam-se como uma das maiores ameaças ambientais, devido à sua ampla produção, seja a partir de derivados de petróleo ou fontes renováveis, como cana-de-açúcar e milho (Carneiro *et al.*, 2021; Baia *et al.*, 2020).

Os detritos plásticos são a forma mais comum de resíduo antropogênico nos ecossistemas aquáticos, representando uma ameaça tanto para a vida humana quanto para o ecossistema, além de contribuir para a formação dos microplásticos (MPs) (Jambeck *et al.*, 2015; Vincent *et al.*,

2017). Os MPs são polímeros insolúveis em água, com dimensões entre 0,1 mm e 5 mm, onipresentes no ambiente e classificados como contaminantes emergentes (Fossi *et al.*, 2017; Montagner *et al.*, 2021). Podem ser produzidos intencionalmente como matéria-prima industrial ou resultar da fragmentação de objetos plásticos maiores (Cole *et al.*, 2011).

Em áreas agrícolas, o uso de lodo de esgoto como adubo orgânico (Guimarães *et al.*, 2018) contribui para a introdução de MPs no solo, que são posteriormente transportados para os rios pelo escoamento superficial. Em ambientes urbanizados, o acúmulo de partículas plásticas é ainda maior, resultante de fontes como o desgaste de pneus (Kole *et al.*, 2017), indústrias têxteis (Liu *et al.*, 2021; Fernandes *et al.*, 2024), materiais de pesca e o descarte inadequado de resíduos sólidos e esgoto (Barletta *et al.*, 2020; Vivas-Sánchez *et al.*, 2023).

O impacto ambiental dos MPs está relacionado à sua persistência no ambiente, à presença de aditivos químicos em sua composição, à capacidade de adsorver compostos como metais tóxicos, ao acúmulo em diferentes compartimentos ambientais e à sua absorção por organismos vivos (Andrady, 2011; Wright *et al.*, 2013; Anbumani & Kakkar, 2018). Essas micropartículas são encontradas em ambientes de água doce e representam uma grande preocupação devido à sua disponibilidade para diversos organismos aquáticos, especialmente peixes (Qu *et al.*, 2018).

A distribuição de MPs é influenciada pela velocidade do fluxo da água, com os rios atuando como transportadores e ambientes lênticos, como lagos, funcionando como depósitos (Smith *et al.*, 2022). Na coluna d'água, os MPs podem flutuar ou afundar para os sedimentos, dependendo de sua densidade intrínseca e da formação de biofilmes em sua superfície (Jakubowska *et al.*, 2020; Chinfak *et al.*, 2021).

Ao atingirem ambientes aquáticos, os MPs entram na cadeia alimentar, contaminando peixes que os ingerem suspensos na coluna d'água ou associados aos alimentos (Wright *et al.*, 2013; Pan *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2021). Além disso, os MPs podem ser absorvidos pelas brânquias durante a filtração da água, aderindo aos tecidos branquiais devido ao fluxo de água durante a respiração dos peixes (Park *et al.*, 2020; Saha & Saha, 2024). A absorção e a disponibilidade dos MPs podem variar de acordo com a guilda trófica e o habitat das espécies de peixe, refletindo diferenças nas condições de exposição (Ribeiro-Brasil *et al.*, 2020; Rojas *et al.*, 2023).

A ingestão de micropartículas plásticas pelos peixes pode ocorrer de forma acidental, durante a alimentação, ou por transferência ao longo da cadeia alimentar, sendo influenciada por fatores como persistência, concentração nas presas, tempo de eliminação e comportamento alimentar dos peixes (Santana *et al.*, 2017; Bessa *et al.*, 2018; Roch *et al.*, 2020; Garcia *et al.*,

2021). Em alguns casos, a ingestão é intencional, devido à semelhança entre a cor ou forma dos MPs e o alimento natural (Ory *et al.*, 2017). Essas partículas podem se acumular no trato gastrointestinal, provocando bloqueios digestivos, falsa saciedade e alterações físicas e metabólicas, que comprometem o crescimento, imunidade, reprodução e mecanismos antioxidantes, além de expor os peixes a poluentes adsorvidos (Lusher *et al.*, 2013; Wright *et al.*, 2013; Umamaheswari *et al.*, 2021). Os impactos incluem lesões internas, ulcerações, prejuízos aos sentidos olfativos, mortalidade e desequilíbrios tróficos (Lusher *et al.*, 2015; Vendel *et al.*, 2017; Hajisamae *et al.*, 2022).

Nesse contexto, a análise do conteúdo estomacal dos peixes permite identificar grupos tróficos na ictiofauna, inferir a estrutura das comunidades com base no alimento consumido e avaliar as inter-relações entre os níveis tróficos (Ribeiro *et al.*, 2014). Além disso, muitas espécies alteram suas dietas ao longo do ciclo de vida devido a variações ontogenéticas, morfológicas e ambientais, influenciadas por mudanças espaciais e sazonais (Abelha *et al.*, 2001; Ribeiro *et al.*, 2014). Integrada à dinâmica do habitat, a ecologia trófica dos peixes revela respostas a variações naturais ou impactos antrópicos (Esteves *et al.*, 2021), enquanto diferenças nos nichos ecológicos e no uso de habitat influenciam as taxas de ingestão de plásticos (Mizraji *et al.*, 2017; Ribeiro-Brasil *et al.*, 2020).

As preocupações sobre o impacto dos plásticos em ecossistemas de água doce são justificadas, pois ainda há grandes lacunas na literatura, desalinhadas das prioridades ambientais globais, da proteção de espécies ameaçadas e das demandas sociais (Lebreton *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2017). No Brasil, os estudos sobre MPs em água doce ainda são escassos, o que preocupa diante da crescente contaminação que ameaça ecossistemas e a qualidade da água para consumo (Rani-Borges *et al.*, 2021; 2022). Essa falta de conhecimento científico dificulta a avaliação de riscos ambientais e limita debates sociais e políticos necessários para embasar medidas de mitigação eficazes (Wagner *et al.*, 2014).

Objetivos

O presente estudo teve como objetivo avaliar a contaminação por diferentes tipos poliméricos de microplásticos na ictiofauna da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil, considerando os distintos usos do solo e a alimentação. Para isso, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Verificar se o uso do solo influencia a disponibilidade de MPs nos rios;
- Avaliar a contribuição dos MPs na dieta da ictiofauna;
- Identificar a presença de MPs na alimentação da ictiofauna;
- Examinar a contaminação da ictiofauna em diferentes períodos sazonais.

Referências

Abelha MCF, Agostinho AA, Goulart E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, 23(2):425-434, 2001. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v23i0.2696>

Andrady AL. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, 62(8):1596-1605, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>

Barletta M, Costa MF, Dantas DV. Ecology of microplastics contamination within food webs of estuarine and coastal ecosystems. **Method Article**, 7:100861, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100861>

Beichler SA, Bastian O, Haase D, Heiland S, Kabisch N, Müller F. Does the Ecosystem Service Concept Reach its Limits in Urban Environments?. **Landscape Online**, 51, 2017. <https://doi.org/10.3097/LO.201751>

Bessa F, Barría P, Neto JM, Frias JPGL, Otero V, Sobral P, Marques JC. Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. **Marine Pollution Bulletin**, 128:575–584, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.044>

Carneiro TMQA, Silva LA, Guenther, M. A poluição por plásticos e a Educação Ambiental como ferramenta de sensibilização. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, 16(6):285-300, 2021. <https://doi.org/10.34024/revbea.2021.v16.12347>

Carvalho ATF, Silva OG, Cabral JJSP. Efeitos do revestimento de canal e impermeabilização do solo à dinâmica de inundação do rio Arrombados – PE. **Geociências**, 36(1):76-88, 2017. <https://doi.org/10.5016/geociencias.v36i1.12294>

Carvalho ATF. Bacia Hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, n. 42, v. 1, p. 140-161, 2020. Disponível em: <<https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/6953>>

Carvalho RG. As Bacias Hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, n. 36, volume especial, p. 26-43, 2014. Disponível em: <<https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/3172>>

Chinfak N, Sompongchaiyakul P, et al. Abundance, composition, and fate of microplastics in

water, sediment and shellfish in the Tapi-Phumduang River system and Bandon Bay, Thailand. **Science of the Total Environment**, 781:146700, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146700>

Cole M, Lindeque P, Halsband C, Galloway TS. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, 62(12):2588-2597, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

Conceição FT, Sardinha DS, Godoy LH, Fernandes AM, Pedrazzi FJM. Influência sazonal no transporte específico de metais totais e dissolvidos nas águas fluviais da bacia do Alto Sorocaba (SP). **Geochimica Brasiliensis**, 29(1):23-34, 2015. <http://dx.doi.org/10.5327/Z0102-9800201500010003>

Cunico AM, Ferreira EA, Agostinho AA, Beaumord AC, Fernandes R. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. **Landscape and Urban Planning**, 105(3):336-344, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.01.002>

Damame DB, Oliveira ED, Longo RM. Impactos ambientais pelo uso e ocupação do solo em sub bacias hidrográficas de Campinas, São Paulo, Brasil. **Acta Brasiliensis**, 3(1):1-7, 2019. <http://dx.doi.org/10.22571/10.22571/2526-4338108>

Esteves KE, Aranha JMR, Albrecht MP. Ecologia trófica de peixes de riacho: uma releitura 20 anos depois. **Oecologia Australis**, 25(2):266-282, 2021. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.04>

Fernandes AM, Conceição FT, Mortatti J. Hydrochemistry applied to assess the chemical weathering and soil removal rates in the Sorocaba River basin, São Paulo State. **Brazilian Journal of Geology**, 50(1):e20190030, 2020. <https://doi.org/10.1590/2317-4889202020190030>

Fernandes AN, Lara LZ, De Falco F, Turner A, Thompson RC. Effect of the age of garments used under real-life conditions on microfibre release from polyester and cotton clothing. **Environmental Pollution**, 348:123806, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123806>

Flausino FR & Gallardo ALCF. Oferta de serviços ecossistêmicos culturais na despoluição de rios urbanos em São Paulo. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v.13, e20200155, 2021. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.013.e20200155>

Fossi MC, Romeo T, Bains M, Panti C, Marsili L, Campan T, Canese S, Galgani F, Druon J, Airoidi S, Taddei S, Fattorini M, Brandini C, Lapucci C. Plastic debris occurrence, convergence areas and fin whales feeding ground in the Mediterranean marine protected area Pelagos Sanctuary: a modeling approach. **Frontiers in Marine Science**, 4(167), 2017. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00167>

Frascareli D, Beghelli FGS, Silva SC, Carlos VM. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. **Revista Ambiente & Água**, 10(4):770-781, 2015. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1715>

Garcia AG, Suárez DC, Li J, Rotchell JM. A comparison of microplastic contamination in freshwater fish from natural and farmed sources. **Environmental Science and Pollution Research**, 28:14488-14497, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11605-2>

Girão O & Corrêa ACB. Progressos nos estudos de geomorfologia fluvial urbana ao final do século XX. **Revista Geo UERJ**, n. 26, p.245-269, 2015. <https://doi.org/10.12957/geouerj.2015.10582>

Guimarães JCS, Cordeiro J, Vitorino DCFR. Utilização do lodo de esgoto na agricultura: uma análise cienciométrica. **Research, Society and Development**, 7(9):1-31, 2018. Disponível em: <<https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/391/313>>

Hajisamae S, Pradit S, Soe KK, Hisam MF. Feeding habits and microplastic ingestion of short mackerel, *Rastrelliger brachysoma*, in a tropical estuarine environment. **Environmental Biology of Fishes**. 2022. <https://doi.org/10.1007/s10641-022-01221-z>

Jakubowska M, Bialowas M, et al. Effects of chronic exposure to microplastics of different polymer types on early life stages of sea trout *Salmo trutta*. **Science of the Total Environment**, 740:139922, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139922>

Jambeck JR, Geyer R, Wilcox C, Siegler TR, Perryman M, Andrady A, Narayan R, Law KL. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, 347(6223):768-771, 2015. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>

Kole PJ, Löhr AJ, Van Belleghem FG AJ, Ragas AMJ. Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 14(10):1265, 2017. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>

Lebreton LCM, van der Zwet J, Damsteeg J, Slat B, Andrady A, Reisser J. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, 8:15611, 2017. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>

Li J, Liu H, Chen JP. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, 137:362-374, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>

Liu J, Liang J, Ding J, Zhang G, Zeng X, Yang Q, Zhu B, Gao W. Microfiber pollution: an ongoing major environmental issue related to the sustainable development of textile and clothing industry. **Environment, Development and Sustainability**, 23:11240-11256, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-01173-3>

Lusher A. Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. In: Bergmann M, Gutow L, Klages M. *Marine Anthropogenic Litter*. **Springer**, 2015. DOI: 10.1007/978-3-319-16510-3

Lusher AL, McHugh M, Thompson RC. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine Pollution Bulletin**, 67(1-2):94–99, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>

Mizraji R, Ahrendt C, Perez-Venegas D, Vargas J, Pulgar P, Aldana M, Ojeda FP, Duarte C, Galbán-Malagón, C. Is the feeding type related with the content of microplastics in intertidal fish gut?. **Marine Pollution Bulletin**, 116(1-2):498-500, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.008>.

Montagner CC, Dias MA, Paiva EM, Vidal C. Microplásticos: Ocorrência Ambiental e Desafios Analíticos. **Química Nova**, 44(10), 2021. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>

Olivatto GP, Carreira R, Tornisiello VL, Montagner CC. Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno. **Revista Virtual de Química**, 10(6):1968-1989, 2018. <http://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20180125>

Pan Z, Zhang C, Wang S, Sun D, Zhou A, Xie S, Xu G, Zou J. Occurrence of Microplastics in the Gastrointestinal Tract and Gills of Fish from Guangdong, South China. **Journal of Marine Science and Engineering**, 9(9):981, 2021. <https://doi.org/10.3390/jmse9090981>

Park T, Lee S, Lee M, Lee J, Lee S, Zoh K. Occurrence of microplastics in the Han River and riverine fish in South Korea. **Science of The Total Environmental**, 708:134535, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134535>

Pavanin EV, Chuerubim ML, Lázaro BO, Nishiyama L. Geoprocessamento aplicado ao diagnóstico de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do córrego Guaribas em Uberlândia – MG. **Revista de Engenharia Civil IMED**, 3(2):24-38, 2016. <https://doi.org/10.18256/2358-6508/rec-imed.v3n2p24-38>

Qu H, Ma R, Wang B, Zhang Y, Yin L, et al. Effects of microplastics on the uptake, distribution and biotransformation of chiral antidepressant venlafaxine in aquatic ecosystem. **Journal of Hazardous Materials**, 359:104-112, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.016>

Rani-Borges B, Vicente E, Pompêo M. Plásticos e microplásticos: Poluição em reservatórios. In: Pompêo M, Moschini-Carlos V, López-Doval JC. Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos. **Instituto de Biociências – IB/USP, Universidade de São Paulo**: 2022. p.274.

Rani-Borges B, Martins TFG, Pompêo M. Status of Brazilian research on microplastics present in aquatic ecosystems: freshwater. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 16(1):106-117, 2021.

Ribeiro-Brasil DR, Torres NR, Picanço AB, Sousa DS, Ribeiro VS, Brasil LS, Montag LFA. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, 266(1):115241, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115241>

Roch S, Friedrich C, Brinker A. Uptake routes of microplastics in fishes: practical and theoretical approaches to test existing theories. **Scientific Reports**, 10(1):3896, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60630-1>

Rojas RR, Arango-Mora C, Nolorbe-Payahua C, Medina M, Vasquez M, Flores J, Murayari F, Vásquez C, Almeida V, Ramos W, Rios-Isern E, Marapara del Aguila J, Castro JC, Del Águila J, Diaz-Jarama F, Vasconcelos-Souza M. Microplastic occurrence in fish species from the Iquitos region in Peru, western Amazonia. **Acta Amazonica**, 53(1):65-72, 2023. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202201212>

Saha G & Saha SC. Tiny Particles, Big Problems: The Threat of Microplastics to Marine Life and Human Health. **Processes**, 12(7):1401, 2024. <https://doi.org/10.3390/pr12071401>

Santana MFM, Moreira FT, Turra A. Trophic transference of microplastics under a low exposure

scenario: insights on the likelihood of particle cascading along marine food-webs. **Marine Pollution Bulletin**, 121(1–2):154–159, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.061>

Silva DC, Vieira HAG, Rolim VS, Silva WF, Sousa MG, Paulino MG, Mariano WS. Environmental contaminants: effects of microplastics on aquatic and terrestrial organisms. **Research, Society and Development**, 10(7): e54310716761, 2021. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i7.16761>

Silva PJ. Uso e ocupação do solo urbano: uma análise dos impactos ambientais nas áreas de dunas no bairro de Felipe Camarão/Natal-RN. **Holos**, 5, 91-103, 2015. <https://doi.org/10.15628/holos.2015.2350>

Smith WS, Silva FL, Biagioni RC. River dredging: when the public power ignores the causes, biodiversity and science. **Revista Ambiente e Sociedade**, vol. 22, 2019. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc0057r1vu19L1AO>

Smith WS, Lima TRF, Castelo NSB, Cavallari DE, Pinheiro LAS, Soinski TA, Stefani MS, Oliveira JS, Silva FL. Peixe e plástico em ecossistemas de água doce: contribuição da ciência brasileira e pesquisas futuras. In: Pompêo MLM, Rani-Borges B, Paiva TCB. Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções. **Instituto de Biociências – IB/USP, Universidade de São Paulo**: 2022. p.51-65

Souza EP & Arruda EM. A abordagem geossistêmica na compreensão da dinâmica ambiental na bacia hidrográfica do Rio Ipanema, região de Sorocaba-SP. **XVII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada e I Congresso Nacional de Geografia Física**, 1:501-511, 2017. <https://doi.org/10.20396/sbgfa.v1i2017.1820>

Ory NC, Sobral P, Ferreira JL, Thiel M. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. **Science of the Total Environment**, 586:430–437, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.175>

Umamaheswari S, Phiyadarshinee S, Bhattacharjee M, Kadirvelu K, Ramesh M. Exposure to polystyrene microplastics induced gene modulated biological responses in zebrafish (*Danio rerio*). **Chemosphere**, 281:128592, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128592>

Vendel AL, Bessa F, Alves VEN, Amorim ALA, Patrício J, Palma ART. Widespread microplastic

ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. **Marine Pollution Bulletin**, 117:448-455, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.081>

Vincent A, Drag N, Lyandres O, Neville S, Hoellein T. Citizen science datasets reveal drivers of spatial and temporal variation for anthropogenic litter on Great Lakes beaches. **Science of The Total Environment**, 577:105-112, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.113>

Vivas-Sánchez J, Gamboa-García D, Duque G. Ecología trófica y consumo incidental de microplásticos en peces (Sciaenidae) y su relación con la dinámica ambiental en la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. **Revista De La Academia Colombiana De Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales**, 47(184):571-590, 2023. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1893>

Wagner M, Scherer C, Alvarez-Muñoz D, Brennholt N, Bourrain X, Buchinger S, Fries E, Grosbois C, Klasmeier J, Marti T, Rodriguez-Mozaz S, Urbatzka R, Vethaak AD, Winther-Nielsen M, Reifferscheid G. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. **Environmental Sciences Europe**, 26:12, 2014. <http://www.enveurope.com/content/26/1/12>

Wright SL, Thompson RC, Galloway TS. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. **Environmental Pollution**, 178:483-492, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.envpol>

CAPÍTULO 1

**As relações entre a paisagem e a incidência de microplásticos em peixes: o caso de uma
bacia altamente urbanizada**

Resumo

A proximidade dos ecossistemas de água doce com atividades humanas os torna altamente vulneráveis à poluição por microplásticos, amplamente ingeridos por organismos aquáticos, como os peixes. Este estudo avaliou a contaminação por microplásticos em estômagos e brânquias de 217 peixes, representando 18 espécies, coletados em 16 pontos da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba. Foram encontrados 861 microplásticos, com predominância de fibras grandes (2-5 mm) na cor preta. Os pontos RSA3 e RTA1 apresentaram as maiores concentrações (190 e 132 MPs, respectivamente), enquanto RSA1 e RTA2 registraram as menores (1 e 5 MPs). Pontos com maior incidência de microplásticos apresentaram maior abundância de espécies, com predomínio em áreas agrícolas. Essas áreas, associadas ao uso de biossólidos, contribuíram significativamente para a presença de microplásticos, transportados por escoamento superficial, erosão e lixiviação. O polietileno foi o polímero mais comum (42,85%), seguido pelo politereftalato de etileno (28,57%). A Análise de Variância Permutacional Multivariada indicou que as diferenças no uso do solo não foram significativamente associadas à quantidade de microplásticos ($F = 1,433$; $R^2 = 0,09$; $p = 0,249$). A espécie *Psalidodon fasciatus* destacou-se pela maior ingestão de microplásticos em áreas agrícolas, sugerindo que sua dieta e comportamento adaptativo podem torná-la mais vulnerável à contaminação. Esses resultados reforçam a necessidade de práticas agrícolas mais sustentáveis e de estratégias eficazes para mitigar a poluição por microplásticos, visando preservar os ecossistemas aquáticos e suas comunidades biológicas.

Palavras-chave: ictiofauna; poluição; uso do solo; crescimento urbano; impactos ambientais.

Abstract

The proximity of freshwater ecosystems to human activities makes them highly vulnerable to microplastic pollution, which is widely ingested by aquatic organisms such as fish. This study assessed microplastic contamination in the stomachs and gills of 217 fish, representing 18 species, collected from 16 sampling sites in the Sorocaba River Basin. A total of 861 microplastics were found, predominantly large fibers (2–5 mm) in black color. Sampling points RSA3 and RTA1 had the highest concentrations (190 and 132 MPs, respectively), while RSA1 and RTA2 recorded the lowest (1 and 5 MPs). Sites with higher microplastic incidence showed greater species abundance, with a predominance in agricultural areas. These areas, associated with the use of biosolids, significantly contributed to microplastic presence, transported via surface runoff, erosion, and leaching. Polyethylene was the most common polymer (42.85%), followed by polyethylene terephthalate (28.57%). Permutational Multivariate Analysis of Variance indicated that differences in land use were not significantly associated with microplastic quantities ($F = 1.433$; $R^2 = 0.09$; $p = 0.249$). The species *Psalidodon fasciatus* stood out for its higher ingestion of microplastics in agricultural areas, suggesting that its diet and adaptive behavior may make it more vulnerable to contamination. These findings highlight the need for more sustainable agricultural practices and effective strategies to mitigate microplastic pollution, aiming to preserve aquatic ecosystems and their biological communities.

Keywords: ichthyofauna; pollution; land use; urban growth; environmental impacts.

1. Introdução

O crescimento das áreas urbanizadas tem intensificado a exploração dos recursos naturais, especialmente os recursos hídricos, promovendo alterações significativas no uso e ocupação do solo (Dias *et al.*, 2016; Pessoa *et al.*, 2021). Originalmente, a vegetação da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba era composta por florestas, campos e savanas (Fernandes *et al.*, 2020). Com o rápido avanço da urbanização, o uso e ocupação do solo passaram a ser caracterizados por pastagens, agricultura, silvicultura e atividades urbanas (Conceição *et al.*, 2015; Souza & Arruda, 2017). As atividades antropogênicas no entorno da bacia levam à degradação do ecossistemas naturais, causando alterações na qualidade da água e na biota associada, além de modificações no fluxo de energia e no ciclo de nutrientes (Cunico *et al.*, 2012; Frascareli *et al.*, 2015).

Os diferentes tipos de uso e ocupação do solo contribuem para a presença de microplásticos (MPs), que são considerados contaminantes emergentes devido ao seu tamanho, entre 0,1 mm e 5 mm, e ao impacto que causam no ambiente (Montagner *et al.*, 2021). Esses MPs podem ter diferentes origens, sendo classificados em primários e secundários (Picó *et al.*, 2019). Os MPs primários são produzidos intencionalmente com um tamanho de até 5 mm e lançados diretamente no ambiente, seja por meio de produtos de consumo, como esfoliantes, ou de processos industriais (Silva *et al.*, 2018). Já os MPs secundários surgem a partir da degradação de plásticos maiores que, ao serem expostos a condições ambientais adversas, fragmentam-se em pedaços menores ao longo do tempo, gerando diferentes formas de MPs, como fibras e fragmentos (Picó & Barceló, 2019).

Em áreas agrícolas, o lodo de esgoto, também chamado de biossólido após tratamento e estabilização, é comumente utilizado como adubo orgânico (Guimarães *et al.*, 2018; Abreu *et al.*, 2019), o que contribui para a presença de MPs no solo, que são posteriormente transportados para os rios pelo escoamento superficial. Em ambientes urbanizados, o acúmulo de partículas plásticas é maior devido ao desgaste de pneus (Kole *et al.*, 2017), indústrias têxteis (Liu *et al.*, 2021; Fernandes *et al.*, 2024), materiais de pesca e descarte inadequado de resíduos e esgoto (Barletta *et al.*, 2020; Vivas-Sánchez *et al.*, 2023).

Ao alcançarem ambientes aquáticos, os MPs entram na cadeia alimentar, contaminando peixes que os ingerem suspensos na coluna d'água ou associados aos alimentos (Pan *et al.*, 2021). Além disso, os MPs podem ser absorvidos pelas brânquias durante a filtração da água, aderindo aos tecidos branquiais devido ao fluxo de água durante a respiração dos peixes (Park *et al.*, 2020; Saha & Saha, 2024). A absorção e a disponibilidade de MPs podem variar conforme a guilda trófica e o habitat das espécies de peixe, refletindo diferenças nas condições de exposição (Ribeiro-Brasil *et al.*, 2020; Rojas *et al.*, 2023).

O presente estudo investigou a contaminação por MPs em diferentes órgãos (estômago e brânquias) de espécies de peixes, avaliando a relação entre a presença dessas partículas e os padrões de uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica altamente urbanizada. Além disso, buscou-se identificar os principais polímeros presentes, fornecendo subsídios para compreender possíveis impactos ecotoxicológicos e as fontes potenciais de contaminação.

2. Material e Métodos

A Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba está localizada no centro-sudeste do estado de São Paulo e ocupa uma área de 5.269 km², abrangendo 18 municípios. Ela faz parte da terceira Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI-10) mais populosa do estado (Médio Tietê – Sorocaba) (Abreu & Tonello, 2015). A bacia é formada pelo Rio Sorocaba, com aproximadamente 230 km de extensão, sendo o maior afluente da margem esquerda do Rio Tietê, apresentando um clima tropical, com temperaturas anuais entre 18 e 22°C (IPT, 2006). Em 1911, o Rio Sorocaba foi represado em Votorantim, formando o Reservatório de Itupararanga, que abastece cerca de um milhão de pessoas e é utilizado pela indústria e agricultura (Conceição *et al.*, 2015). Entretanto, a falta de saneamento básico e as atividades ao redor comprometem a qualidade da água (Frascareli *et al.*, 2015). As amostragens foram realizadas em 16 pontos, localizados em 13 microbacias, conforme indicado na Figura 1 e na Tabela 1.

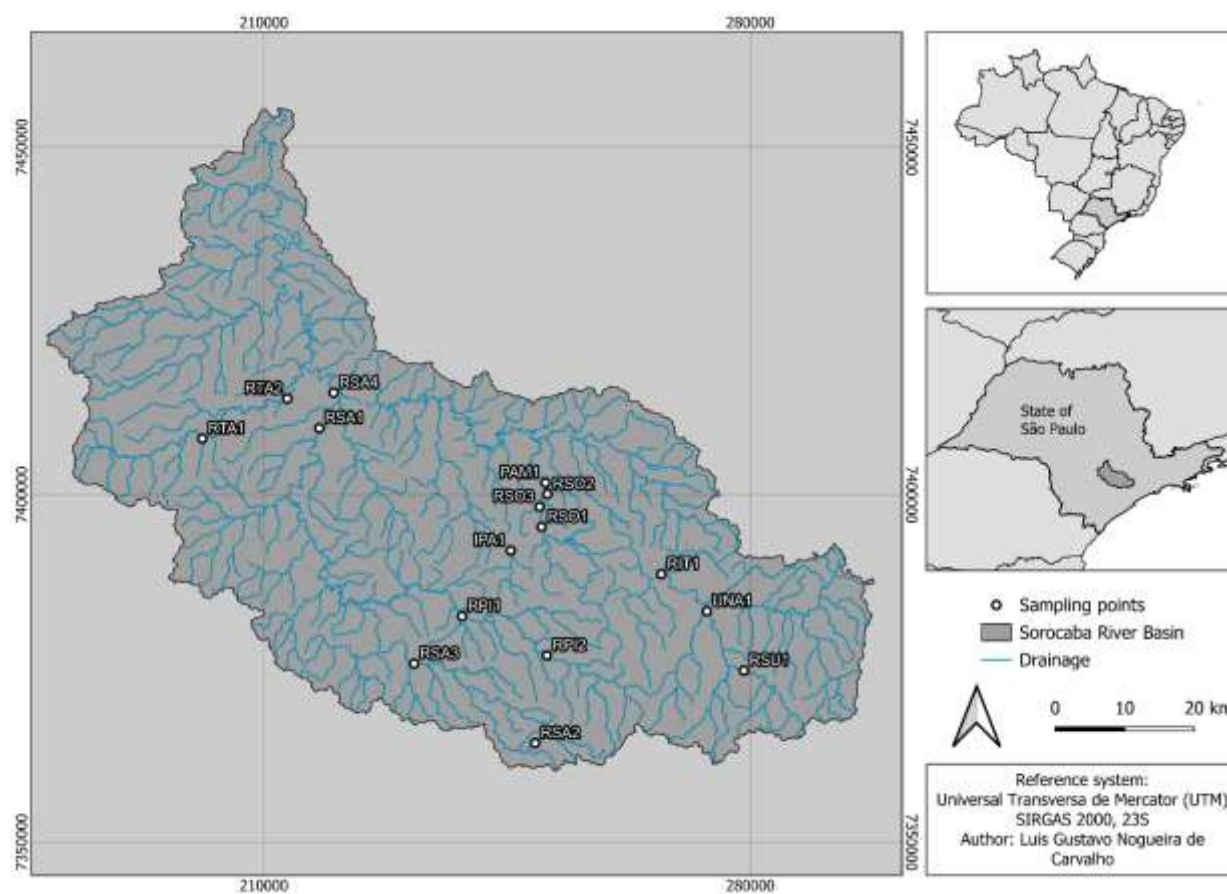


Figura 1 – Localização geográfica da Bacia do Rio Sorocaba, e os locais onde foram amostrados os exemplares de peixes utilizados no estudo.

Tabela 1 - Áreas onde foram realizadas as coletas dos materiais biológicos na Bacia do Rio Sorocaba e seus tributários. *Uso e ocupação do solo predominante: >50% da microbacia.

Local	Corpo Hídrico	Ambiente	Município	Latitude	Longitude	Uso do Solo*
IPA1	Rio Ipanema	Lótico	Sorocaba	23°33'45.60"S	47°29'34.72"O	Agricultura
PAM1	Ponte da Amizade	Lótico	Sorocaba	23°28'31.92"S	47°26'33.12"O	Área não vegetada
RIT1	Represa de Itupararanga	Lêntico	Mairinque	23°35'47.42"S	47°16'52.53"O	Agricultura
RPI1	Rio Pirapora	Lótico	Salto de Pirapora	23°38'48.76"S	47°33'47.67"O	Agricultura
RPI2	Rio Pirapora	Lótico	Piedade	23°41'59.12"S	47°26'40.35"O	Agricultura
RSA1	Rio Sarapuí	Lótico	Capela do Alto	23°23'57.53"S	47°45'33.45"O	Agricultura
RSA2	Rio Sarapuí	Lótico	Salto de Pirapora	23°48'47.51"S	47°27'47.61"O	Agricultura
RSA3	Rio Sarapuí	Lótico	Piedade	23°42'26.20"S	47°37'54.96"O	Agricultura
RSA4	Rio Sarapuí	Lótico	Iperó	23°21'13.15"S	47°44'17.45"O	Agricultura
RSO1	Rio Sorocaba	Lótico	Sorocaba	23°31'57.53"S	47°26'56.30"O	Área não vegetada
RSO2	Rio Sorocaba	Lótico	Sorocaba	23°29'24.71"S	47°26'24.12"O	Área não vegetada
RSO3	Rio Sorocaba	Lótico	Sorocaba	23°30'23.52"S	47°27'4.32"O	Área não vegetada
RSU1	Rio Sorocabuçu	Lótico	Ibiúna	23°43'24.51"S	47°10'0.91"O	Floresta
RTA1	Rio Tatuí	Lótico	Tatuí	23°24'34.87"S	47°55'27.41"O	Agricultura
RTA2	Rio Tatuí	Lótico	Tatuí	23°21'36.74"S	47°48'12.36"O	Agricultura
UNA1	UNA	Lótico	Ibiúna	23°38'44.38"S	47°13'4.27"O	Agricultura

As coletas foram realizadas em dois períodos sazonais, entre os meses de junho e agosto de 2021 (período de seca) e de janeiro a março de 2022 (período de chuva). Foram utilizadas redes de espera com 10 m de comprimento, 1,5 m de altura e malhas de tamanhos variados (3, 4, 5, 6, 8, 10 e 12 cm entre os nós opostos). Essas redes foram posicionadas de modo a capturar peixes nas margens e nos leitos dos rios. Permaneceram por um período de 12 horas em cada ponto, sendo colocadas ao entardecer e retiradas ao amanhecer do dia seguinte.

Os indivíduos coletados foram colocados em sacos plásticos identificados, armazenados em caixas térmicas e transportados ao Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional de Ecossistemas, na Universidade Paulista, campus Sorocaba, onde foram pesados (g) e medidos (comprimento padrão). Em seguida, foram anestesiados com eugenol (10 ml de eugenol/90 ml de álcool etílico PA 99,5% + diluição 300 mg de solução estoque/L de água), fixados em formalina 10% e armazenados em frascos de vidro identificados, contendo álcool 70%. Todos os indivíduos foram devidamente identificados com o auxílio de chaves de identificação. Para a realização das coletas, foi utilizada a licença permanente para coleta de material zoológico nº 24151-1 e 85747-1 (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBIO) e o certificado do Comitê de Ética no Uso de Animais (CEUA nº 4721030821) da Universidade Paulista (UNIP).

A dissecação dos indivíduos e a retirada dos estômagos e brânquias foram realizadas com o auxílio de tesouras, pinças e bisturis. Para a retirada do estômago, os indivíduos foram dissecados com uma incisão que começava na abertura anal e terminava próximo às nadadeiras peitorais. As estruturas branquiais foram removidas levantando-se o opérculo. Logo após, foram inseridas em

tubos de ensaio individuais contendo álcool 70%. Para a metodologia de digestão, foi adicionada aos frascos contendo os estômagos e brânquias uma solução de Hidróxido de Potássio (KOH) a 10% previamente filtradas, com incubação em estufa a 45°C por 7 dias, de acordo com Paiva *et al.* (2024). Após a digestão, foi realizada a filtragem com um filtro de celulose de 20 µm, utilizando um funil de Büchner, Kitassato e uma bomba de vácuo. Os filtros foram inseridos em placas de Petri de vidro e levados à estufa a 40°C para secagem.

Para identificação visual dos MPs, foi utilizado um estereomicroscópio binocular (ampliação de até 80x). Os MPs identificados foram contabilizados individualmente e classificados através de sua forma (fibra - pedaços finos e alongados; fragmento - pedaços irregulares; esfera - detritos esféricos e ovoides; grupo de fibras - pedaços finos e alongados emaranhados; e outros - formas indefinidas) conforme Lusher *et al.* (2020), cor (branco, preto, cinza, transparente, marrom, bege, verde, vermelho, laranja, rosa, azul e amarelo) e classe de comprimento (0,1-0,3 mm, 0,3-0,5 mm, 0,5-1 mm, 1-2 mm e 2-5 mm). Para a medição dos MPs foi utilizado o *software* ImageJ (v1.48, National Institutes of Health, EUA; download efetuado a partir do site <http://imagej.nih.gov>).

Para identificação da estrutura química dos MPs, foi utilizada a Espectroscopia Raman, sendo adquirida usando um espectrômetro Renishaw inVia Micro-Raman com objetiva de 50x, tempo de exposição de 10 segundos e 4 acumulações. A radiação de excitação de 785 nm foi ajustada para uma potência de 1 mW, e foram escaneadas em uma faixa de número de onda de 600 a 1800 cm⁻¹ com resolução espectral de 4 cm⁻¹. As análises foram realizadas pelo Instituto de Química da Universidade de São Paulo (IQUSP).

Os exemplares foram preparados e analisados em um laboratório de acesso restrito e previamente limpos para evitar contaminação por MPs de outras fontes. Os líquidos (álcool e formaldeído) foram previamente filtrados (filtro de 0,22 µm) para a fixação dos peixes. Jalecos de laboratório de algodão limpos foram utilizados durante todas as etapas do procedimento. Todas as superfícies de trabalho e materiais de dissecação foram limpos com acetona (C₃H₆O) antes do uso e entre as amostras individuais para evitar contaminação cruzada. Apenas materiais de vidro ou metal foram utilizados. Três placas de Petri de vidro limpas foram utilizadas como controle para coletar eventuais contaminações do ambiente durante as etapas de digestão, filtragem e análise visual (Woodall *et al.*, 2015; Railoa *et al.*, 2018), sendo posteriormente desconsideradas quaisquer contaminações. Isso permite que apenas os MPs presentes originalmente nas amostras sejam contabilizados.

Para verificar o uso e ocupação do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, utilizou-

se o mapa base de uso do solo referente ao ano de 2021, obtido na base de dados do Projeto MapBiomas, coleção v.8.0, e processado no software de geoprocessamento QGIS 3.36.2. O mapa foi elaborado com a delimitação da área de ocupação. Em seguida, foram inseridos os pontos de coleta e seus principais usos do solo. Considerou-se quatro tipos de uso do solo, sendo:

- Floresta (formação florestal, formação savânica, mangue, floresta alagável, restinga, campo alagado, formação campestre, apicum, afloramento rochoso, restinga herbácea e outras formações);
- Agropecuária (pastagem, agricultura, silvicultura e mosaico de usos);
- Área Não Vegetada (área urbanizada e outras áreas não vegetadas);
- Corpo d'água (rios e aquicultura).

Além disso, para representar a quantidade total de MPs por ponto de coleta, foi elaborado um mapa com diagramas do tipo "pizza". A simbologia dos pontos foi alterada para símbolos proporcionais, categorizados por meio da tabela de atributos. Em seguida, foi criado outro mapa para quantificar as diferentes formas de micropartículas plásticas presentes nos pontos amostrais, ilustrando graficamente a dispersão dessas partículas.

Utilizou-se a Análise de Componentes Principais (ACP) para verificar as variáveis de uso e ocupação do solo mais relevantes em cada ponto de coleta. Além disso, a Análise de Variância Permutacional Multivariada (PERMANOVA) foi aplicada para testar se há correlação entre o uso e ocupação do solo e a quantidade de MPs nos pontos de coleta. Todas as análises foram realizadas no programa R, com a interface gráfica do R Studio, pacote vegan, versão 4.4.0.

3. Resultados

O uso e ocupação do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba apresenta uma distribuição heterogênea das categorias de uso (Figura 2 e Material Suplementar 1). Observa-se que grande parte das áreas em estudo é destinada à agricultura, predominando em 11 pontos amostrais, com mais de 58% de cobertura. Além disso, há grandes núcleos de áreas não vegetadas, predominadas pela urbanização, estando fortemente presentes em 4 pontos amostrais e disseminados ao longo de toda a bacia. Em contraste, áreas de floresta apresentam-se fragmentadas, exceto no ponto RSU1, que se torna predominante com 55% da área.

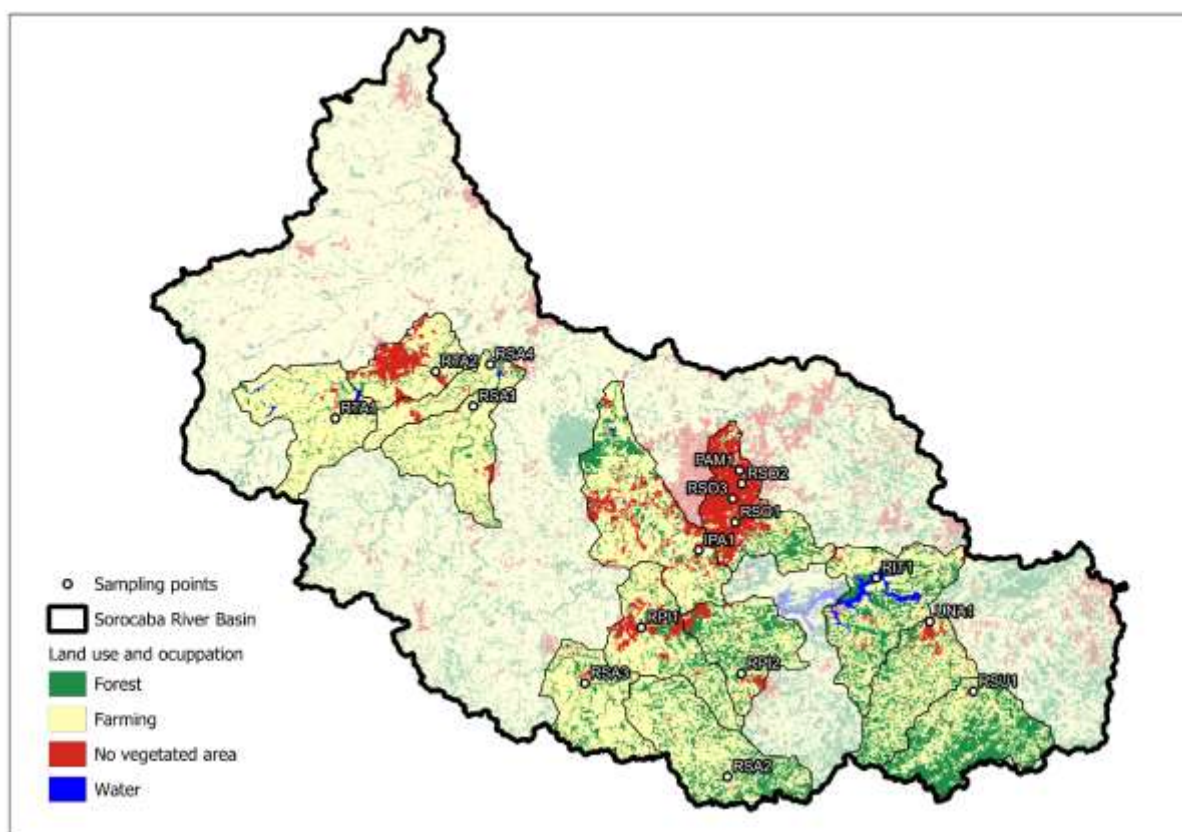


Figura 2 – Mapeamento de uso e ocupação do solo da Bacia do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil.

Foram analisados o estômago e brânquias de 217 exemplares de peixes, representando 18 espécies, 12 famílias e 4 ordens. Os indivíduos foram coletados em 16 pontos amostrais nos rios da Bacia do Rio Sorocaba (Material Suplementar 2), a fim de verificar a incidência de MPs através da ictiofauna. Observou-se a presença de 861 MPs, sendo predominantes os MPs grandes (2-5 mm), em forma de fibras e na cor preta (Tabela 2 e Figura 3).

Tabela 2 – Classe de comprimento, formas e cores de microplásticos encontrados nos pontos de coleta da Bacia do Rio Sorocaba.

		IPA1	PAM1	RIT1	RPI1	RPI2	RSA1	RSA2	RSA3	RSA4	RSO1	RSO2	RSO3	RSU1	RTA1	RTA2	UNA1
Classe de Comprimento	0,1-0,3 mm	1	13	1	7	2	0	9	7	3	0	9	1	2	18	0	5
	0,3-0,5 mm	0	3	2	17	13	0	10	15	6	0	15	0	0	6	0	2
	0,5-1 mm	4	5	4	7	10	0	30	24	6	1	8	10	5	7	2	2
	1-2 mm	2	32	24	15	10	0	28	80	13	0	7	8	1	37	3	9
	2-5 mm	6	3	20	29	22	1	22	65	10	0	19	7	5	61	0	20
Formas	Fibra	10	52	40	54	43	1	66	165	31	11	33	29	11	107	5	34
	Esfera	1	1	0	1	0	0	27	14	5	0	19	0	0	20	0	4
	Grupo de Fibras	0	0	9	2	8	0	1	3	2	0	1	1	0	5	0	0
	Fragmento	2	4	2	4	7	0	6	5	0	0	3	0	2	0	0	0
	Outro	0	0	0	3	1	0	1	3	0	0	1	0	0	0	0	0
Cores	Branco	0	0	0	0	2	0	4	3	1	0	1	0	0	2	0	1
	Preto	0	34	18	8	19	0	36	99	17	0	27	7	2	75	1	1
	Cinza	0	2	3	3	12	0	12	21	1	0	0	0	1	25	0	2
	Transparente	3	10	13	24	10	0	30	31	9	0	14	2	2	11	0	14
	Marrom	0	0	1	3	1	0	8	6	2	1	0	1	1	6	0	0
	Bege	1	2	7	1	2	0	0	7	0	0	6	0	1	3	3	3
	Verde	0	1	0	0	1	0	2	3	0	0	0	1	0	0	0	2
	Vermelho	1	3	0	8	1	0	3	6	4	0	3	1	5	1	0	1
	Rosa	0	0	1	2	0	0	0	1	2	0	1	1	0	0	0	5
	Azul	8	4	8	12	5	1	6	10	0	0	6	15	1	5	1	9
	Amarelo	0	0	0	5	1	0	0	2	0	0	0	2	0	1	0	0
TOTAL	13	57	51	64	59	1	101	190	38	11	57	30	13	132	5	39	

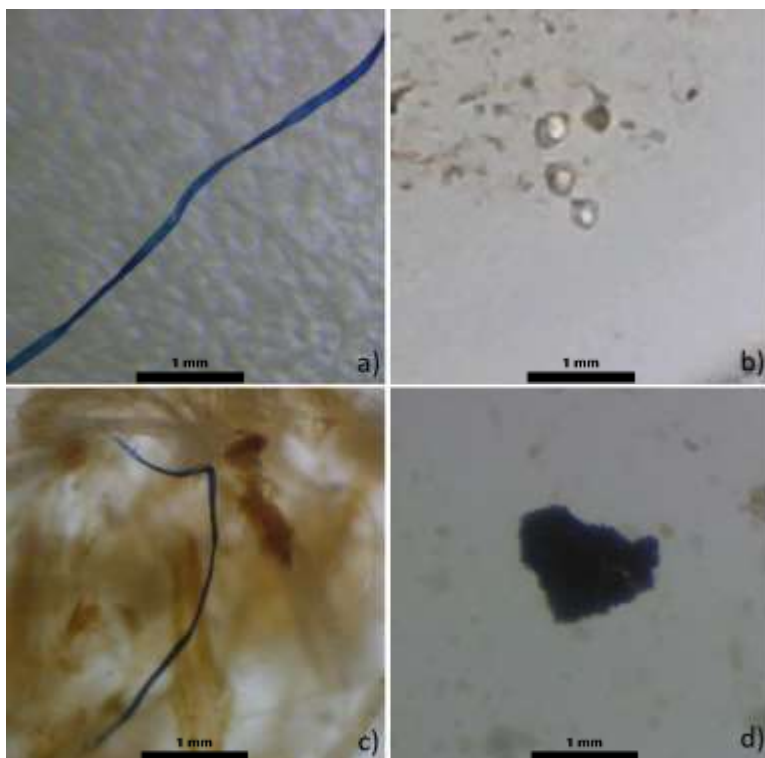


Figura 3 - Formas de microplásticos encontrados em estômagos e brânquias da ictiofauna da Bacia do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil. a) fibra; b) esfera; c) grupo de fibras; d) fragmento.

A Figura 4 revela a concentração de MPs nos pontos amostrais. As maiores concentrações foram encontradas em RSA3 e RTA1, correspondendo a 190 e 132 MPs, respectivamente. As menores concentrações foram observadas nos pontos RSA1 e RTA2, com 1 e 5 MPs, respectivamente. Esses resultados indicam uma variabilidade na presença de MPs nas diferentes áreas amostradas. Além disso, os pontos com maior incidência de MPs apresentaram o maior número de exemplares coletados, com predomínio de uso do solo para agricultura nessas áreas.

Ademais, a Figura 5 indica a distribuição das formas de MPs nos pontos amostrais. Observa-se que nos pontos RSA1, RSO1 e RTA2 foram encontradas apenas fibras, em baixa concentração. No ponto RSO3, foram observadas fibras e grupos de fibras, e no ponto RSU1 ocorreu uma quantidade maior de fibras e alguns fragmentos. Nos demais pontos, observa-se uma variedade de formas de MPs, sendo encontrados esferas e outros.

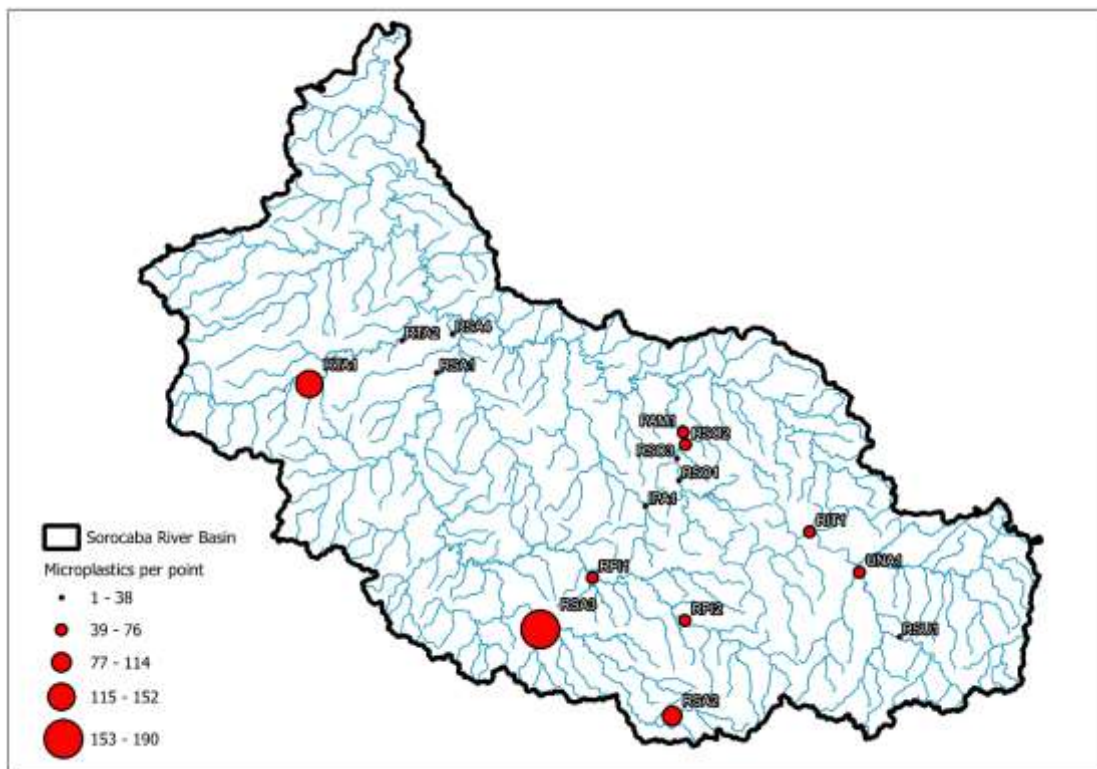


Figura 4 – Quantidade total de microplásticos por ponto de coleta da Bacia do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil.

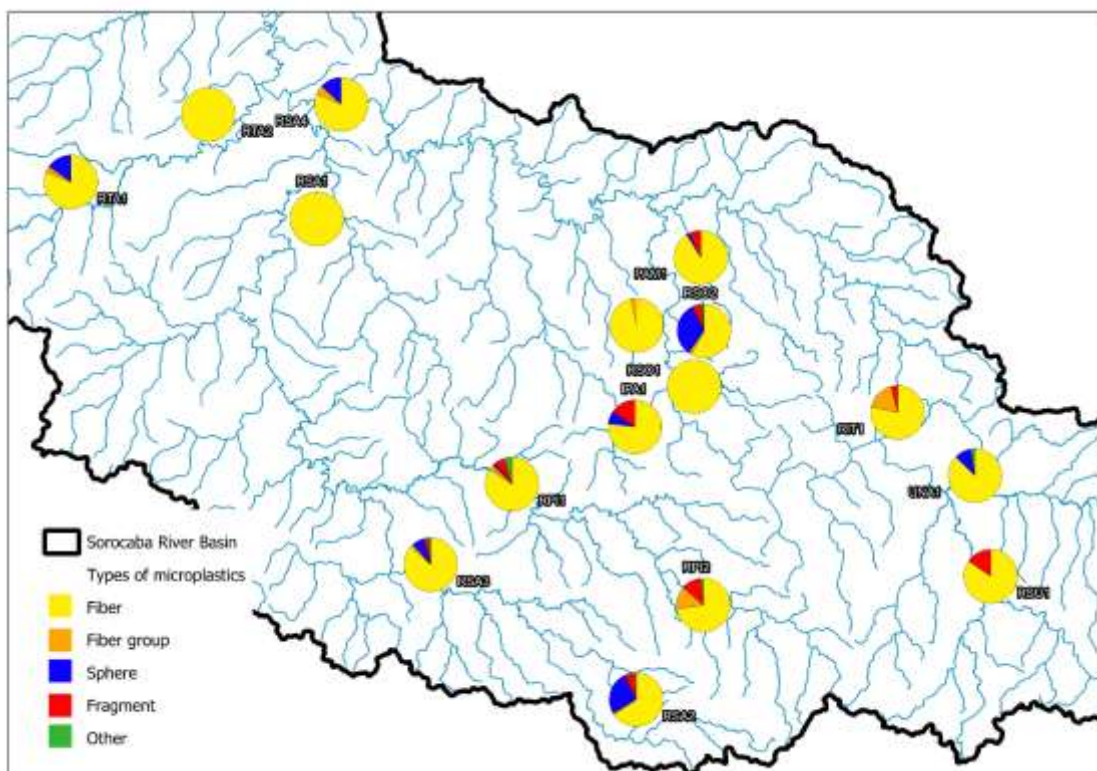


Figura 5 - Formas de microplásticos encontrados por ponto de coleta da Bacia do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil.

Por meio da Espectroscopia Raman, foram detectados quatro tipos de plásticos nas brânquias das espécies de peixes analisadas (Figura 6). Os plásticos identificados foram: polietileno (PE), presente em grupos de fibras; poliéster (PL) e politereftalato de etileno (PET), ambos em forma de fibras; e polimetilmetacrilato (PMMA), em forma de esferas. O PE foi o plástico mais abundante, representando 42,85% das partículas analisadas, seguido pelo PET, com 28,57%.

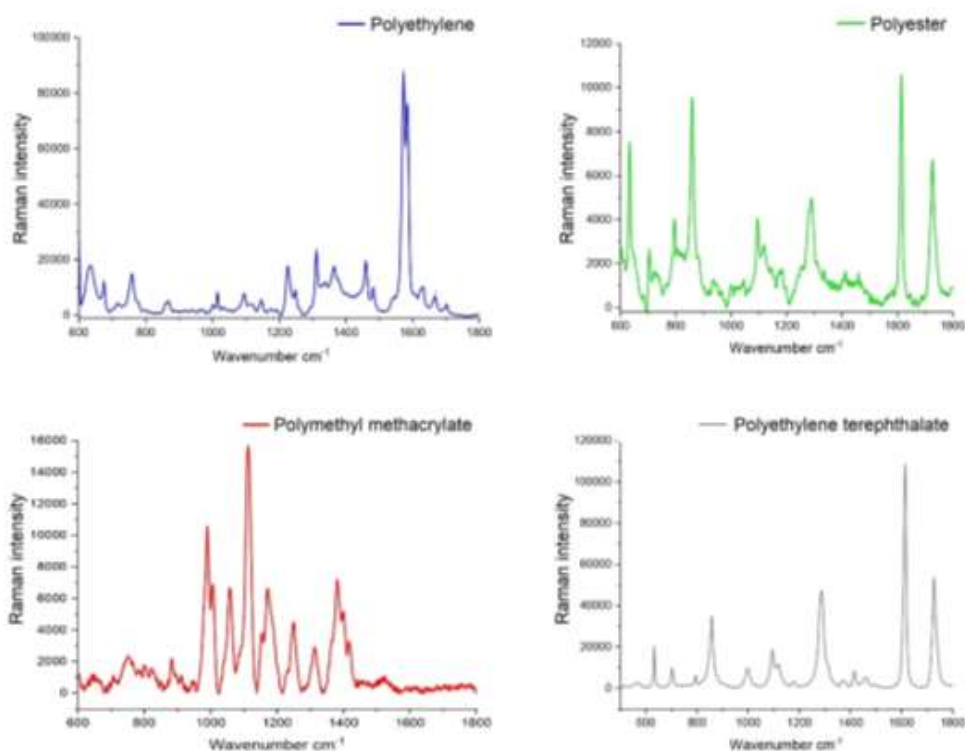


Figura 6 - Espectroscopia Raman de amostras de polietileno (PE), poliéster (PL), polimetilmetacrilato (PMMA) e politereftalato de etileno (PET).

A Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba tem sido modificada por diversos usos do solo. Os dois primeiros eixos da ACP resumiram 76,9% da variação total dos dados. O primeiro eixo explicou 47,3% dessa variação, sendo influenciado positivamente pela variável Agricultura e negativamente pela Área Não Vegetada. Em contraste, o segundo eixo foi dominado positivamente pela variável Floresta e negativamente pela Agricultura (Tabela 3 e Figura 7).

Tabela 3 - Variáveis de uso e ocupação do solo e os dois primeiros eixos da ACP nos trechos estudados da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, SP, Brasil. Maiores valores de correlação estão em negrito.

Variáveis	CP1	CP2
Floresta	0.185342	0.845578
Agricultura	0.629615	-0.455590
Área Não Vegetada	-0.713135	-0.091726
Corpo d'Água	0.246317	0.262721

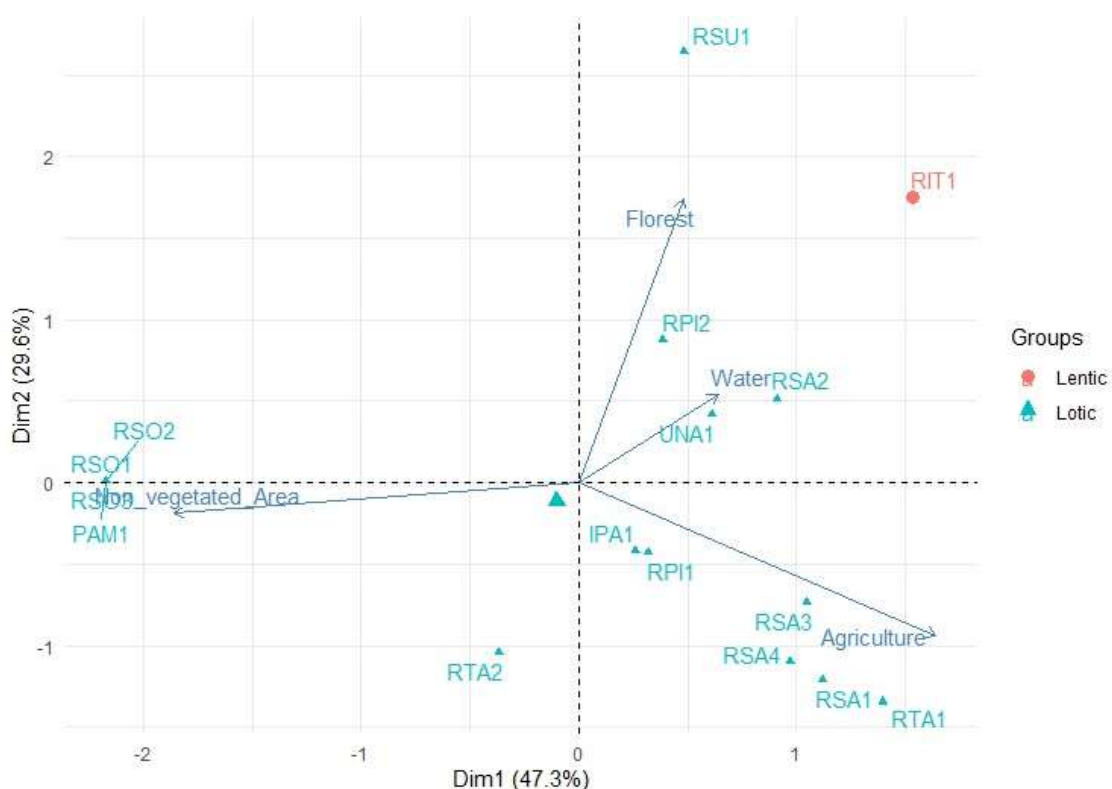


Figura 7 – Análise de Componentes Principais aplicadas as porcentagens de uso e ocupação do solo nos pontos de coleta da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil.

Através da PERMANOVA foi possível observar que as diferenças no uso e ocupação do solo não estão associadas de maneira significativa à quantidade de MPs nos pontos amostrados ($F = 1,433$; $R^2 = 0,09$; $p = 0,249$).

4. Discussão

O presente estudo evidenciou a presença de MPs na ictiofauna de uma bacia hidrográfica altamente urbanizada, abrangendo diferentes tipos de uso do solo. No entanto, os níveis de contaminação não apresentaram diferenças estatisticamente

significativas entre os pontos amostrados, independentemente do tipo de uso e ocupação do solo. Esses resultados indicam que a poluição por MPs em ambientes de água doce ocorre tanto em áreas florestais quanto em regiões mais impactadas, como aquelas voltadas à urbanização e às práticas agrícolas. Sugere-se que a dispersão dos MPs é amplamente influenciada por fatores hidrológicos e fontes difusas, reforçando a persistência ambiental desses contaminantes.

Os estudos sobre a influência do uso e ocupação do solo na incidência de MPs em comunidades de peixes são poucos (por exemplo, Garcia *et al.*, 2020 e Vidal *et al.*, 2021), especialmente em escala de bacia hidrográfica. Este estudo demonstrou que o uso do solo exerce uma intensa pressão agrícola na região, contribuindo para a contaminação da ictiofauna. Esse impacto está associado, entre outros fatores, à aplicação de lodo de esgoto tratado (biossólidos) que contém MPs oriundos de resíduos urbanos, conforme apontado por Zhang & Liu (2018) e Corrandini *et al.* (2019). Essas partículas chegam aos corpos hídricos por meio de processos como escoamento superficial, erosão e lixiviação do solo (Queiroz *et al.*, 2023).

Além disso, a forma predominante de MPs observada foi a de fibras plásticas, correspondendo a mais de 80% das partículas identificadas. Essas fibras estão frequentemente associadas à liberação de microfibras de tecidos sintéticos durante as lavagens de roupas, como destacado por Akdogan e Guven (2019). Esses resultados corroboram estudos anteriores, como o de Ribeiro-Brasil *et al.* (2020), que também identificaram fibras como a principal forma de MPs em ambientes aquáticos. Isso reforça o impacto da urbanização e das atividades humanas no aumento da poluição por MPs nesses ecossistemas.

A maior incidência de MPs nas cores preta e transparente, conforme observado por Silva e Nanny (2020), está associada principalmente às práticas agrícolas da região. Além disso, a ingestão de MPs pelos peixes pode ocorrer devido à semelhança desses materiais com presas ou alimentos naturais, o que favorece sua absorção ativa (Martinez-Tavera *et al.*, 2021). Esse comportamento sugere que os peixes confundem os MPs com fontes alimentares, aumentando o risco de ingestão inadvertida.

Os polímeros PE e PET foram os mais comuns identificados em estudos com peixes de água doce (Wang *et al.*, 2017; Horton *et al.*, 2018; Barboza *et al.*, 2020; Khan *et al.*, 2020). Além disso, práticas agrícolas têm contribuído para a geração de MPs, predominantemente compostos de PE (Piehl *et al.*, 2018; Campanale *et al.*, 2020). A

ampla aplicação desses polímeros em roupas, embalagens, sacolas plásticas, redes e cordas de pesca facilita sua introdução nos ecossistemas aquáticos. Contudo, a diversidade de fontes impossibilita a atribuição direta de sua presença nos órgãos dos peixes a uma única origem.

A espécie com maior concentração de MPs foi *Psalidodon fasciatus*, amplamente encontrada na Bacia do Rio Sorocaba. Os espécimes foram coletados em 8 pontos, sendo 6 em áreas agrícolas. Adaptável a ambientes de água doce, *P. fasciatus* ajusta sua dieta conforme a disponibilidade de recursos locais, incluindo áreas impactadas por barragens e práticas agrícolas que modificam o acesso a alimentos naturais (Fonseca *et al.*, 2022).

Os resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) indicam que a agricultura é o principal fator de impacto na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba. O primeiro eixo sugere que a agricultura favorece a entrada de MPs, enquanto áreas não vegetadas podem apresentar menor retenção ou transporte dessas partículas (Gutiérrez-Rial *et al.*, 2024). O segundo eixo reforça positivamente o papel das florestas, onde áreas florestadas atuam como barreiras naturais, reduzindo o escoamento superficial e estabilizando o solo, mitigando a entrada de MPs nos corpos d'água (Cardoso Neto *et al.*, 2023; Weber *et al.*, 2023).

A ausência de relação significativa entre uso do solo e concentração de MPs corrobora com o estudo realizado por Di & Wang (2018), e sugere a influência de fatores como fontes diretas (áreas urbanas), regimes hidrológicos e propriedades dos polímeros. A presença de MPs em áreas agrícolas destaca a necessidade de práticas mais sustentáveis, enquanto o papel das florestas reforça sua importância em estratégias de conservação e recuperação de áreas ripárias.

5. Conclusão

As atividades humanas, especialmente práticas agrícolas, desempenham um papel negativo na introdução de MPs nos ecossistemas aquáticos, impactando diretamente a ictiofauna. As áreas de agricultura foram identificadas como principal vetor de contaminação na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba. A predominância de fibras, representando mais de 80% das formas analisadas, destaca o papel da urbanização e do descarte inadequado como provedores da poluição.

Os polímeros mais frequentes, PE e PET, refletem a ampla utilização desses

materiais em produtos de consumo. No entanto, a diversidade de suas fontes dificulta o rastreamento de uma origem específica. A espécie *P. fasciatus* destacou-se pela maior concentração de MPs, especialmente em áreas agrícolas, indicando que sua dieta e comportamento adaptativo podem torná-la mais vulnerável à ingestão desses contaminantes.

Além disso, este estudo reforça a importância da conservação e manutenção de florestas, que atuam como barreiras naturais na entrada de MPs nos rios. Esses achados destacam a necessidade de práticas mais sustentáveis no uso do solo e de estratégias eficazes para mitigar a poluição por MPs, visando proteger os ecossistemas aquáticos e suas comunidades biológicas.

Referências

Abreu AHM, Alonso JM, Melo LA, Leles PSS, Santos GR (2019) Caracterização de biossólido e potencial de uso na produção de mudas de *Schinus terebinthifolia* Raddi. Engenharia Sanitaria e Ambiental 24(3):591-599. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019108265>

Abreu MC, Tonello KC (2015) Estimate of the water balance of the Sorocaba River watershed - SP. Ambiência Guarapuava 11(3):513-527. <http://dx.doi.org/10.5935/ambiencia.2015.03.01>

Akdogan Z, Guven B (2019) Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. Environmental Pollution 254:113011. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113011>

Barboza LGA, Lopes C, Oliveira P, Bessa F, Otero V, Henriques B, Raimundo J, Caetano M, Vale C, Guilhermino L (2020) Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure. Science of The Total Environment 717:134625. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134625>

Barletta M, Costa MF, Dantas DV (2020) Ecology of microplastics contamination within food webs of estuarine and coastal ecosystems. Method Article 7:100861. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100861>

Campanale C, Stock F, Massarelli C, Kochleus C, Bagnuolo G, Reifferscheid G, Uricchio

VF (2020) Microplastics and their possible sources: The example of Ofanto river in southeast Italy. *Environmental Pollution* 258:113284. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113284>

Cardoso Neto HHL, Silvestre RCM, Jean RNP, Santos AVA, Silva FC (2023) A primeira avaliação de microplásticos no Rio Xingu. *Revista de Gestão de Água da América Latina* 20(17). <https://dx.doi.org/10.21168/rega.v20e17>

Conceição FT, Sardinha DS, Godoy LH, Fernandes AM, Pedrazzi FJM (2015) Influência sazonal no transporte específico de metais totais e dissolvidos nas águas fluviais da bacia do Alto Sorocaba (SP). *Geochimica Brasiliensis* 29(1):23-34. <http://dx.doi.org/10.5327/Z0102-9800201500010003>

Corradini F, Meza P, Eguiluz R, Casado F, Huerta-Lwanga E, Geissen V (2019) Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of The Total Environment* 671:411-420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>

Cunico AM, Ferreira EA, Agostinho AA, Beaumord AC, Fernandes R (2012) The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning* 105(3):336-344. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.01.002>

Di M, Wang J (2018) Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of The Total Environment* 616-617:1620-1627. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.150>

Dias PAS, Francisconi AF, Américo C, Masullo LS, Silva TCF (2016) Diagnóstico da Área de Preservação Permanente de um trecho de afluente do Rio Sorocaba. *Enciclopédia Biosfera* 13(24):382. doi: 10.18677/EnciBio_2016B_035

Fernandes AM, Conceição FT, Mortatti J (2020) Hydrochemistry applied to assess the chemical weathering and soil removal rates in the Sorocaba River basin, São Paulo State. *Brazilian Journal of Geology* 50(1):e20190030. <https://doi.org/10.1590/2317-4889202020190030>

Fernandes AN, Lara LZ, De Falco F, Turner A, Thompson RC (2024) Effect of the age of garments used under real-life conditions on microfibre release from polyester and

cotton clothing. Environmental Pollution 348:123806.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123806>

Fonseca JRS, Orsi CH, Baumgartner MT, Maciel AL, Kashiwaqui EAL, Baumgartner G (2022) Diet of *Psalidodon aff. fasciatus* (Cuvier, 1819) (Teleostei: Characidae) in a neotropical river before reservoir formation. Boletim do Instituto de Pesca 48.
<https://doi.org/10.20950/1678-2305/bip.2022.48.e728>

Frascareli D, Beghelli FGS, Silva SC, Carlos VM (2015) Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. Revista Ambiente & Água 10(4):770-781.
<https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1715>

Garcia TD, Cardozo ALP, Quirino BA, Yofukuji KY, Ganassin MJM, Santos NCL, Fugii R (2020) Ingestion of Microplastic by Fish of Different Feeding Habits in Urbanized and Non-urbanized Streams in Southern Brazil. Water, Air, & Soil Pollution 231(434).
<https://doi.org/10.1007/s11270-020-04802-9>

Guimarães JCS, Cordeiro J, Vitorino DCFR (2018) Utilização do lodo de esgoto na agricultura: uma análise cienciométrica. Research, Society and Development 7(9):1-31. Available from: <<https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/391/313>>

Gutiérrez-Rial D, Villar I, Álvarez-Troncoso R, Soto B, Mato S, Garrido J (2024) Assessment of Microplastic Pollution in River Ecosystems: Effect of Land Use and Biotic Indices. Water 16(10):1369. <https://doi.org/10.3390/w16101369>

Horton AA, Jürgens MD, Lahive E, van Bodegom PM, Vijver MG (2018) The influence of exposure and physiology on microplastic ingestion by the freshwater fish *Rutilus rutilus* (roach) in the River Thames, UK. Environmental Pollution 236:188-194.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.044>

IPT. Instituto de Pesquisa Tecnológica (2006) Plano de Bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10). São Paulo. Relatório Técnico N° 91 265-205.

Khan FR, Shashoua Y, Crawford A, Drury A, Sheppard K, Stewart K, Sculthorp T (2020) ‘The Plastic Nile’: First Evidence of Microplastic Contamination in Fish from the Nile

River (Cairo, Egypt). *Toxics* 8(2):22. <https://doi.org/10.3390/toxics8020022>

Kole PJ, Löhr AJ, Van Belleghem FGAJ, Ragas AMJ (2017) Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14(10):1265. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>

Liu J, Liang J, Ding J, Zhang G, Zeng X, Yang Q, Zhu B, Gao W (2021) Microfiber pollution: an ongoing major environmental issue related to the sustainable development of textile and clothing industry. *Environment, Development and Sustainability* 23:11240-11256. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-01173-3>

Lusher AL, Brate ILN, Munno K, Hurley RR, Welden NA (2020) Is It or Isn't It: The Importance of Visual Classification in Microplastic Characterization. *Applied Spectroscopy* 74(9). <https://doi.org/10.1177/0003702820930733>

Martinez-Tavera E, Duarte-Moro AM, Sujitha SB, Rodriguez-Espinosa PF, Rosano-Ortega G, Expósito N (2021) Microplastics and metal burdens in freshwater Tilapia (*Oreochromis niloticus*) of a metropolitan reservoir in Central Mexico: Potential threats for human health. *Chemosphere* 266:128968. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128968>

Montagner CC, Dias MA, Paiva EM, Vidal C (2021) Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. *Química Nova* 44(10):1328-1352. <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>

Paiva FC, Oliveira JS, Rani-Borges B, Ando RA, Smith WS (2024) Evaluation of Microplastic Pollution in Gills of Freshwater Fish in a Neotropical Hydrographic Basin, Brazil. *Water, Air, & Soil Pollution* 235(677). <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07492-9>

Pan Z, Zhang C, Wang S, Sun D, Zhou A, Xie S, Xu G, Zou J (2021) Occurrence of Microplastics in the Gastrointestinal Tract and Gills of Fish from Guangdong, South China. *Journal of Marine Science and Engineering* 9(9):981. <https://doi.org/10.3390/jmse9090981>

Park T, Lee S, Lee M, Lee J, Lee S, Zoh K (2020) Occurrence of microplastics in the Han

River and riverine fish in South Korea. *Science of The Total Environment* 708:134535. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134535>

Pessoa LA, Baumgartner MT, Junior MPS, Pagotto JPA, Pessoa LGA, Goulart E (2021) Effect of land-use types on the ecomorphological structure of fish assemblage in distinct mesohabitats of neotropical streams. *Biota Neotropica* 21(3):e20201034. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1034>

Picó Y, Alfarhan A, Barceló D (2019) Nano- and microplastic analysis: Focus on their occurrence in freshwater ecosystems and remediation technologies. *Trends in Analytical Chemistry* 113:409-425. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.08.022>

Picó Y & Barceló D (2019) Analysis and Prevention of Microplastics Pollution in Water: Current Perspectives and Future Directions. *ACS Omega* 4(4):6709-6719. <https://doi.org/10.1021/acsomega.9b00222>

Piehl S, Leibner A, Löder MGJ, Dris R, Bogner C, Laforsch C (2018) Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. *Scientific Reports* 8(17950). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36172-y>

Queiroz LA, Santos NS, Oliveira MMC, Valentim ACS (2023) Presença de microplásticos no lodo de esgoto doméstico do município de Alagoinhas – BA. *Revista GEAMA, Scientific Journal of Environmental Sciences and Biotechnology* 9(3):05-10.

Railo S, Talvitie J, Setälä O, Koistinen A, Lehtiniemi M (2018) Application of an enzyme digestion method reveals microlitter in *Mytilus trossulus* at a wastewater discharge area. *Marine Pollution Bulletin* 130:206-214. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.022>

Ribeiro-Brasil DRG, Torres NR, Picanço AB, Sousa DS, Ribeiro VS, Brasil LS, Montag LFA (2020) Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. *Environmental Pollution* 266(1):115241. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115241>

Rojas RR, Arango-Mora C, Nolorbe-Payahua C, Medina M, Vasquez M, Flores J, Murayari F, Vásquez C, Almeida V, Ramos W, Rios-Isern E, Marapara del Aguila J, Castro JC, Del Águila J, Diaz-Jarama F, Vasconcelos-Souza M (2023) Microplastic occurrence in fish species from the Iquitos region in Peru, western Amazonia. *Acta Amazonica* 53(1):65-72. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202201212>

Saha G & Saha SC (2024) Tiny Particles, Big Problems: The Threat of Microplastics to Marine Life and Human Health. *Processes* 12(7):1401. <https://doi.org/10.3390/pr12071401>

Silva AB, Bastos AS, Justino CIL, Costa JP, Duarte AC, Rocha-Santos TAP (2018) Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry - A review. *Analytica Chimica Acta* 1017:1-19. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.02.043>

Silva PM, Nanny MA (2020) Impact of Microplastic Fibers from the Degradation of Nonwoven Synthetic Textiles to the Magdalena River Water Column and River Sediments by the City of Neiva, Huila (Colombia). *Water* 12(4):1210. <https://doi.org/10.3390/w12041210>

Souza EP & Arruda EM (2017) A abordagem geossistêmica na compreensão da dinâmica ambiental na bacia hidrográfica do Rio Ipanema, região de Sorocaba-SP. XVII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada e I Congresso Nacional de Geografia Física 1:501-511. <https://doi.org/10.20396/sbgfa.v1i2017.1820>

Vidal C, Lozoya JP, Tesitore G, Goyenola G, Teixeira-de-Mello F (2021) Incidence of Watershed Land Use on the Consumption of Meso and Microplastics by Fish Communities in Uruguayan Lowland Streams. *Water* 13(11):1575. <https://doi.org/10.3390/w13111575>

Vivas-Sánchez J, Gamboa-García D, Duque G (2023) Ecología trófica y consumo incidental de microplásticos en peces (Sciaenidae) y su relación con la dinámica ambiental en la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. *Revista De La Academia Colombiana De Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales* 47(184):571-590. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1893>

Wang W, Ndungu AW, Li Z, Wang J (2017) Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Science of The Total Environment* 575:1369-1374. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.213>

Weber CJ, Rillig MC, Bigalke M (2023) Mind the gap: forest soils as a hidden hub for global micro- and nanoplastic pollution. *Microplastics and Nanoplastics* 3(19). <https://doi.org/10.1186/s43591-023-00067-1>

Woodall LC, Gwinnett C, Packer M, Thompson RC, Robinson LF, Paterson GLJ (2015) Using a forensic science approach to minimize environmental contamination and to identify microfibres in marine sediments. *Marine Pollution Bulletin* 95(1):40-46. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.044>

Zhang GS, Liu YF (2018) The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Science of The Total Environment* 642:12-20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.004>

Material Suplementar

Material Suplementar 1 – Porcentagens (%) de uso e ocupação do solo e distância (em metros) das áreas urbanizadas por ponto de coleta.

Ponto	Floresta	Agricultura	Área Não Vegetada	Água	Distância da Urbanização
IPA1	17,31	67,21	14,80	0,69	273,97
PAM1	14,80	32,07	52,70	0,43	0
RIT1	31,29	58,88	2,69	7,14	1780,67
RPI1	18,46	68,46	12,83	0,25	87,13
RPI2	34,52	58,19	7,24	0,05	84,27
RSA1	12,16	85,76	1,89	0,19	293,2
RSA2	31,25	67,82	0,55	0,38	1189,84
RSA3	17,07	80,55	2,02	0,35	171,68
RSA4	10,29	81,85	6,59	1,28	320,43
RSO1	14,80	32,07	52,70	0,43	0
RSO2	14,80	32,07	52,70	0,43	0
RSO3	14,80	32,07	52,70	0,43	0
RSU1	55,42	43,87	0,55	0,17	60,19
RTA1	7,75	89,12	1,42	1,70	1205,62
RTA2	7,78	64,48	27,04	0,71	632,08
UNA1	29,62	64,95	5,24	0,19	149,56

Material Suplementar 2 – Espécies de peixes coletadas em cada ponto amostral e a quantidade de microplásticos encontrados. N, número de indivíduos; 1, 0,1-0,3; 2, 0,3-0,5; 3, 0,5-1; 4, 1-2; 5, 2-5; Fi, fibra; Es, esfera; Gf, grupo de fibras; Fr, fragmento; Ou, outro; Br, branco; Pr, preto; Ci, cinza; Tr, transparente; Ma, marrom; Be, bege; Ve, verde; Vr, vermelho; Ro, rosa; Az, azul; Am, amarelo.

Ponto	Nome Científico	N	Classe de Comprimento (mm)					Formas							Cores									
			1	2	3	4	5	Fi	Es	Gf	Fr	Ou	Br	Pr	Ci	Tr	Ma	Be	Ve	Vr	Ro	Az	Am	
IPA1	<i>Paradon nasus</i>	3	1	0	2	0	5	6	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	7	0	
	<i>Rhamdia quellen</i>	1	0	0	2	2	1	4	1	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	1	0		
PAM1	<i>Geophagus iporangensis</i>	1	3	0	0	3	0	6	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	1	0	0	0		
	<i>Hoplias malabaricus</i>	4	1	3	1	6	0	8	0	0	3	0	0	3	1	0	0	2	0	1	0	3	0	
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	1	1	0	2	3	0	7	0	0	0	0	0	4	1	1	0	0	0	0	0	1	0	
	<i>Hypostomus margaritifer</i>	7	3	0	0	19	3	25	0	0	0	0	0	19	0	5	0	0	0	0	0	1	0	
	<i>Rhamdia quellen</i>	1	4	0	1	0	0	4	1	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	1	0	0	0	
	<i>Rineloricaria latirostris</i>	2	1	0	1	2	0	3	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	
RIT1	<i>Coptodon rendalli</i>	2	1	0	0	9	4	5	0	9	0	0	0	1	0	7	0	5	0	0	0	1	0	
	<i>Geophagus iporangensis</i>	2	0	1	0	3	1	4	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	2	0	
	<i>Psalidodon fasciatus</i>	14	0	1	4	12	15	31	0	0	1	0	0	17	2	6	0	2	0	0	0	5	0	
RPI1	<i>Astyanax lacustris</i>	1	0	5	2	1	5	8	0	0	1	0	0	0	4	0	0	0	4	1	4	0	0	
	<i>Geophagus iporangensis</i>	3	2	2	1	3	0	8	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0	1	2	0	
	<i>Hoplias malabaricus</i>	2	0	1	0	3	1	2	0	1	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Hypostomus ancistroides</i>	3	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Hypostomus margaritifer</i>	5	0	1	0	1	15	17	0	0	0	0	0	6	0	3	0	0	0	0	1	4	3	0
	<i>Oligossarcus pintoii</i>	2	1	0	1	6	0	7	0	0	1	0	0	0	1	3	3	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Psalidodon fasciatus</i>	3	4	8	3	1	5	9	1	1	0	3	0	1	0	8	0	0	0	4	0	1	0	0
RPI2	<i>Hypostomus ancistroides</i>	2	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Hypostomus margaritifer</i>	1	0	0	4	0	7	11	0	0	0	0	0	4	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Rhamdia quellen</i>	7	2	13	5	10	14	30	0	8	7	1	2	14	4	10	1	2	1	1	0	4	1	0
RSA1	<i>Hypostomus margaritifer</i>	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Psalidodon fasciatus</i>	11	6	4	20	12	11	28	23	1	2	1	0	22	1	25	2	0	2	1	0	2	0	0
RSA2	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	2	1	1	3	0	2	5	0	0	2	0	1	1	1	2	1	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Astyanax lacustris</i>	1	0	4	5	6	2	11	4	0	2	0	1	8	2	1	4	0	0	1	0	0	0	0

	<i>Hypostomus ancistroides</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0		
	<i>Prochilodus lineatus</i>	6	2	1	2	10	1	16	0	0	0	2	7	0	2	1	0	0	1	0	3	0	
	<i>Schizodon nasutus</i>	1	0	0	0	0	8	7	0	1	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Cyphocharax modestus</i>	13	0	3	5	24	16	45	1	0	2	1	0	30	10	0	1	1	3	3	0	1	0
	<i>Gymnotus carapo</i>	2	1	1	0	0	1	2	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
RSA3	<i>Hypostomus ancistroides</i>	3	0	0	0	1	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0
	<i>Hypostomus margaritifer</i>	3	0	0	1	1	2	4	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0
	<i>Prochilodus lineatus</i>	1	0	1	0	6	3	10	0	0	0	0	1	1	0	6	0	2	0	0	0	0	0
	<i>Psalidodon fasciatus</i>	15	6	11	8	27	22	58	8	1	3	2	3	18	11	25	2	5	0	3	0	3	2
	<i>Steindachnerina inculpta</i>	9	0	0	10	27	22	53	5	1	0	0	0	49	0	5	3	1	0	0	0	1	0
	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	2	0	1	2	3	0	6	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Astyanax lacustris</i>	3	0	0	1	1	4	6	0	0	0	0	3	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cyphocharax modestus</i>	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
RSA4	<i>Geophagus iporangensis</i>	1	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Prochilodus lineatus</i>	4	1	4	2	5	3	11	2	2	0	0	1	2	0	4	0	0	0	4	2	0	0
	<i>Psalidodon fasciatus</i>	2	0	0	0	4	0	4	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Schizodon nasutus</i>	2	0	1	0	0	3	4	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RSO1	<i>Psalidodon fasciatus</i>	1	0	0	1	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	<i>Astyanax lacustris</i>	6	2	14	1	4	4	9	14	0	0	1	0	14	0	7	0	2	0	1	0	1	0
	<i>Hoplias malabaricus</i>	1	4	0	4	1	3	8	3	1	0	0	0	0	0	6	0	2	0	0	0	4	0
RSO2	<i>Hypostomus ancistroides</i>	5	2	0	0	0	7	7	2	0	0	0	1	6	0	0	0	0	0	1	1	0	0
	<i>Hypostomus margaritifer</i>	1	0	0	0	1	5	6	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Rhamdia quellen</i>	1	1	1	3	1	0	3	0	0	3	0	0	1	0	1	0	2	0	2	0	0	0
	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Astyanax lacustris</i>	1	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
RSO3	<i>Hypostomus ancistroides</i>	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Prochilodus lineatus</i>	1	1	0	3	4	4	12	0	0	0	0	0	2	0	1	1	0	0	1	1	5	1
	<i>Serrasalmus maculatus</i>	2	0	0	0	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
	<i>Steindachnerina inculpta</i>	3	0	0	6	4	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	9	0
RSU1	<i>Psalidodon fasciatus</i>	2	1	0	0	0	3	3	0	0	1	0	0	1	0	2	0	1	0	0	0	0	0
	<i>Rhamdia quellen</i>	2	1	0	5	1	2	8	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	5	0	1	0
RTA1	<i>Cyphocharax modestus</i>	5	6	2	3	3	17	25	6	0	0	0	2	21	4	1	1	0	0	0	0	2	0

	<i>Hypostomus margaritifer</i>	2	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	
	<i>Psalidodon fasciatus</i>	10	5	4	2	20	13	37	7	3	0	0	25	8	4	2	3	0	1	0	0	1	
	<i>Steindachnerina insculpta</i>	13	7	0	1	13	31	43	7	2	0	0	29	13	6	3	0	0	0	0	1	0	
	<i>Astyanax lacustris</i>	1	0	0	2	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	
RTA2	<i>Cyphocharax modestus</i>	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Schizodon nasutus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Steindachnerina insculpta</i>	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
UNA1	<i>Astyanax lacustris</i>	3	5	2	2	9	20	34	4	0	0	1	1	1	2	14	0	3	2	1	5	9	0

CAPÍTULO 2

Guildas tróficas e a ocorrência de microplásticos em peixes de uma bacia hidrográfica neotropical

Resumo

Ambientes com baixa influência de atividades humanas são cruciais para a preservação da biodiversidade e para a manutenção de serviços ecossistêmicos essenciais nos ecossistemas aquáticos. Contudo, a Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba enfrenta sérios desafios decorrentes da intensa poluição, amplificada pelo avanço da urbanização. Portanto, este estudo investigou a contaminação por microplásticos da ictiofauna da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, SP, Brasil, destacando a presença desses polímeros na dieta de diversas espécies. Os resultados revelaram que 94,37% dos peixes analisados estavam contaminados, evidenciando a gravidade da poluição plástica na região. Microplásticos, principalmente fibras pretas e transparentes, foram associados ao descarte de produtos têxteis e práticas agrícolas. A dieta predominante das espécies é composta por itens autóctones, mas a presença de MPs reflete a degradação ambiental. Espécies detritívoras, como *S. insculpta*, apresentaram maior contaminação devido ao consumo não seletivo de matéria orgânica do fundo dos corpos d'água. Já espécies onívoras, como *P. fasciatus*, também acumularam MPs, sugerindo múltiplas vias de contaminação, incluindo a ingestão de presas contaminadas e a filtração de partículas pela respiração. Diferenças sazonais influenciaram a dieta, com maior diversidade alimentar durante períodos de cheia e uma dieta mais restrita na seca. Esses padrões refletem adaptações tróficas, mas também a exposição ampliada a contaminantes em contextos ambientais dinâmicos. Além disso, espécies piscívoras mantiveram dietas mais estáveis, enquanto generalistas demonstraram maior sensibilidade à disponibilidade de recursos e à presença de microplásticos. Os polímeros mais frequentes, como polietileno e politereftalato de etileno, estão associados ao descarte inadequado de materiais amplamente utilizados, corroborando estudos prévios sobre contaminação em peixes de água doce. A integração de microplásticos às cadeias alimentares, agravada pela dificuldade de distinção entre partículas plásticas e alimentos naturais, aponta riscos ecológicos significativos e a urgência de estratégias de mitigação, reforçando a necessidade de ações para proteger os ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: dieta; ictiofauna; variação sazonal; poluição; ictiofauna.

Abstract

Environments with low human influence are crucial for preserving biodiversity and maintaining essential ecosystem services in aquatic habitats. However, the Sorocaba River Basin faces significant challenges due to severe pollution, exacerbated by urbanization. This study investigated microplastic contamination in the ichthyofauna of the Sorocaba River Basin, São Paulo, Brazil, highlighting the presence of these polymers in the diets of various species. The results revealed that 94.37% of the analyzed fish were contaminated, underscoring the severity of plastic pollution in the region. Microplastics, predominantly black and transparent fibers, were linked to the disposal of textile products and agricultural practices. While the predominant diet of these species consists of autochthonous items, the presence of microplastics reflects ongoing environmental degradation. Detritivorous species, such as *S. insculpta*, showed higher contamination levels due to their non-selective feeding habits, which involve consuming organic matter from the sediment. Omnivorous species, such as *P. fasciatus*, also accumulated microplastics, indicating multiple contamination pathways, including ingestion of contaminated prey and filtration of particles during respiration. Seasonal differences influenced dietary patterns, with greater food diversity during flood periods and more restricted diets during droughts. These patterns reflect trophic adaptations but also increased exposure to contaminants in dynamic environmental contexts. Piscivorous species maintained more stable diets, while generalists demonstrated higher sensitivity to resource availability and microplastic presence. The most common polymers, such as polyethylene and polyethylene terephthalate, were associated with improper disposal of widely used materials, consistent with previous studies on freshwater fish contamination. The integration of microplastics into food chains, compounded by the difficulty in distinguishing plastic particles from natural food sources, highlights significant ecological risks and underscores the urgency of mitigation strategies to protect aquatic ecosystems.

Keywords: Diet; ichthyofauna; seasonal variation; pollution; ichthyofauna.

1. Introdução

A América do Sul, reconhecida por sua rica diversidade de espécies, abriga a ictiofauna de água doce mais diversa do planeta, concentrada principalmente na região tropical (Reis *et al.*, 2016). Aproximadamente dois terços dessa riqueza habitam águas interiores (Nelson *et al.*, 2016), com destaque para o Brasil, que conta com cerca de 2.587 espécies de peixes. Dessas, 15% ocorrem no estado de São Paulo, incluindo 71 espécies identificadas na Bacia do Rio Sorocaba e 22 no Reservatório de Itapararanga (Smith *et al.*, 2007; Oyakawa & Menezes, 2011). Essa biodiversidade, contudo, enfrenta desafios relacionados ao conhecimento biológico básico das espécies, especialmente as de pequeno porte, muitas vezes restritas a pequenos cursos d'água e ainda pouco estudadas quanto à taxonomia e ecologia populacional (Lowe-McConnell, 1999; Sanna-Kaisa & Jukka, 2004).

A intensificação do uso da terra tem gerado alterações significativas nos ecossistemas aquáticos, resultando na perda de biodiversidade e na simplificação das redes alimentares (Kemp *et al.*, 2023). A preservação dessa biodiversidade exige a reestruturação dessas redes e depende da plasticidade alimentar das espécies para se adaptarem a ambientes com recursos limitados (Lu *et al.*, 2016; Neves *et al.*, 2023). Nesse contexto, compreender a variação da dieta dos peixes em função de fatores espaciais, temporais, ontogenéticos e individuais é essencial (Abelha *et al.*, 2001). Em regiões tropicais, a sazonalidade afeta a disponibilidade de recursos alimentares, principalmente pela entrada de material alóctone, influenciando diretamente as estratégias alimentares das espécies (Junk *et al.*, 1989; Quirino *et al.*, 2017).

Alterações ontogenéticas na dieta, geralmente associadas a mudanças morfológicas, são fundamentais para reduzir a competição intraespecífica e garantir o sucesso das espécies em diferentes habitats (Bozza & Hahn, 2010; Alves *et al.*, 2021). A análise de conteúdos estomacais é uma ferramenta valiosa para identificar grupos tróficos e inferir sobre a estrutura e interações das redes alimentares (Ribeiro *et al.*, 2014). Além disso, a plasticidade alimentar permite a classificação das espécies em guildas tróficas conforme os itens predominantes na dieta, fornecendo subsídios para compreender processos ecológicos e contribuir para a conservação (Amaral *et al.*, 2020; Nunn *et al.*, 2012).

Entretanto, um fator emergente de preocupação para a conservação da ictiofauna são os microplásticos, partículas plásticas insolúveis em água, com dimensões entre 0,1 e 5 mm, amplamente disseminadas nos ecossistemas e classificadas como contaminantes emergentes (Montagner *et al.*, 2021). Esses poluentes podem ser ingeridos pela biota por diversas vias, como filtração, ingestão direta ou consumo de presas contaminadas, e têm alta capacidade de bioacumulação e transferência entre níveis tróficos, causando danos ecológicos significativos

(Andrady, 2011; Depledge *et al.*, 2013). Embora já detectados em amostras de água e sedimentos, os efeitos ecotoxicológicos dos microplásticos em ambientes de água doce ainda são pouco compreendidos (Olivatto *et al.*, 2018).

A presença de microplásticos nos sedimentos e sua ingestão por organismos aquáticos podem provocar danos físicos e químicos, incluindo lesões no trato gastrointestinal, distúrbios endócrinos e toxicidade por substâncias carcinogênicas adsorvidas (Jiwarungrueangkul *et al.*, 2021; Yang *et al.*, 2021). Em peixes, esses impactos se manifestam na redução do crescimento, na alteração de sistemas imunológicos e reprodutivos e na diminuição da eficiência enzimática (Umamaheswari *et al.*, 2021). Espécies planctívoras são particularmente vulneráveis, já que a ingestão de grandes volumes de água aumenta a probabilidade de consumir detritos plásticos (Ory *et al.*, 2018). A ampla distribuição dos microplásticos em todos os níveis da cadeia trófica ressalta sua persistência no ambiente e a urgência de estratégias de mitigação (Wright *et al.*, 2013).

O objetivo deste trabalho foi avaliar a contribuição dos microplásticos (MPs) na dieta da ictiofauna da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, SP, Brasil. Para isso, buscou-se: 1) Analisar a contaminação da ictiofauna em diferentes guildas tróficas; 2) Avaliar a contribuição dos microplásticos na dieta da ictiofauna; e 3) Examinar a contaminação da ictiofauna em distintos períodos sazonais.

2. Material e Métodos

A Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba está localizada no centro-sudeste do estado de São Paulo e ocupa uma área de 5.269 km², abrangendo 18 municípios. Ela faz parte da terceira Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI-10) mais populosa do estado (Médio Tietê – Sorocaba) (Abreu & Tonello, 2015). A bacia é formada pelo Rio Sorocaba, com aproximadamente 230 km de extensão, sendo o maior afluente da margem esquerda do Rio Tietê, apresentando um clima tropical, com temperaturas anuais entre 18 e 22°C (IPT, 2006). Em 1911, o Rio Sorocaba foi represado em Votorantim, formando o Reservatório de Itupararanga, que abastece cerca de um milhão de pessoas e é utilizado pela indústria e agricultura (Conceição *et al.*, 2015). Entretanto, a falta de saneamento básico e as atividades ao redor comprometem a qualidade da água (Frascareli *et al.*, 2015). As amostragens foram realizadas em 16 pontos, localizados em 8 municípios, conforme indicado na Figura 1 e na Tabela 1.

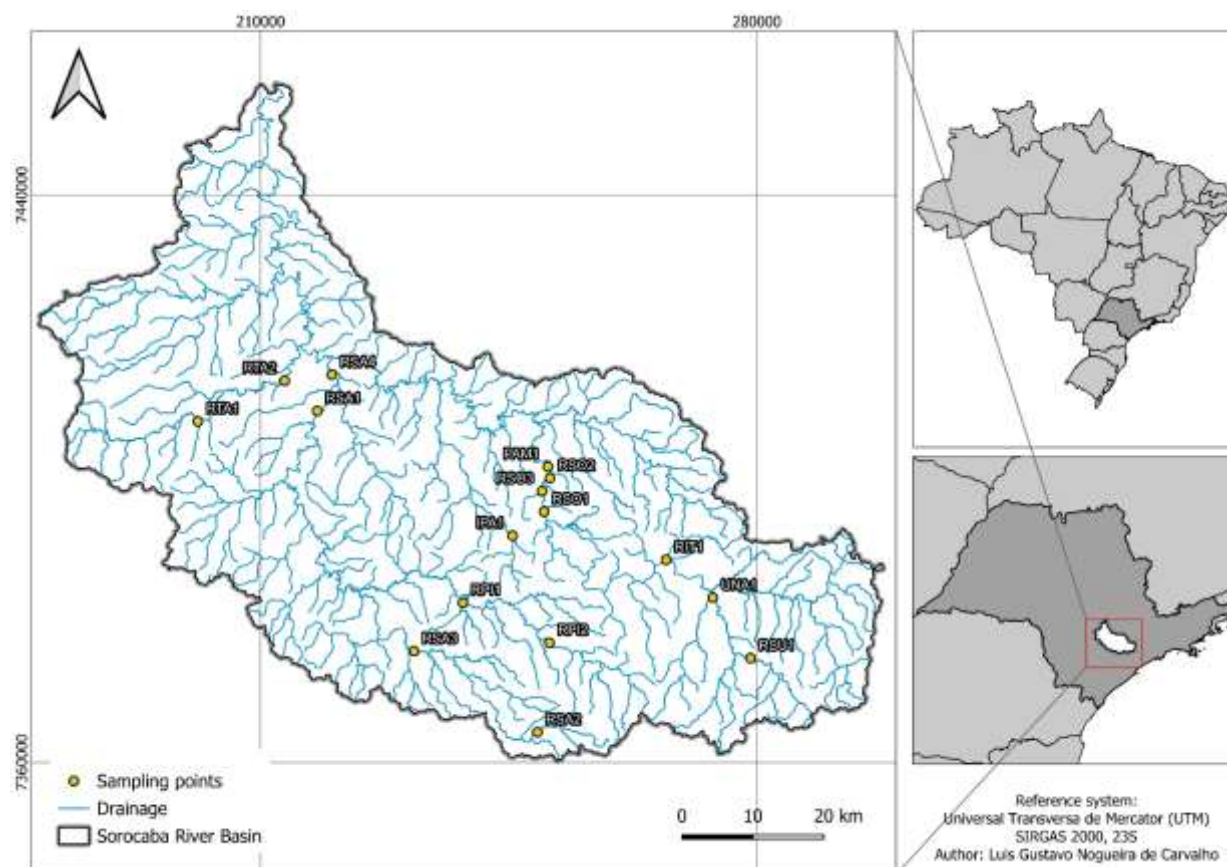


Figura 1 – Localização geográfica da Bacia do Rio Sorocaba, e os pontos amostrais dos exemplares de peixes utilizados no estudo.

Tabela 1 - Áreas onde foram realizadas as coletas dos materiais biológicos na Bacia do Rio Sorocaba e seus tributários.

Local	Corpo Hídrico	Ambiente	Município	Latitude	Longitude
IPA1	Rio Ipanema	Lótico	Sorocaba	23°33'45.60"S	47°29'34.72"O
PAM1	Ponte da Amizade	Lótico	Sorocaba	23°28'31.92"S	47°26'33.12"O
RIT1	Represa de Itupararanga	Lêntico	Mairinque	23°35'47.42"S	47°16'52.53"O
RPI1	Rio Pirapora	Lótico	Salto de Pirapora	23°38'48.76"S	47°33'47.67"O
RPI2	Rio Pirapora	Lótico	Piedade	23°41'59.12"S	47°26'40.35"O
RSA1	Rio Sarapuí	Lótico	Capela do Alto	23°23'57.53"S	47°45'33.45"O
RSA2	Rio Sarapuí	Lótico	Salto de Pirapora	23°48'47.51"S	47°27'47.61"O
RSA3	Rio Sarapuí	Lótico	Piedade	23°42'26.20"S	47°37'54.96"O
RSA4	Rio Sarapuí	Lótico	Iperó	23°21'13.15"S	47°44'17.45"O
RSO1	Rio Sorocaba	Lótico	Sorocaba	23°31'57.53"S	47°26'56.30"O
RSO2	Rio Sorocaba	Lótico	Sorocaba	23°29'24.71"S	47°26'24.12"O
RSO3	Rio Sorocaba	Lótico	Sorocaba	23°30'23.52"S	47°27'4.32"O
RSU1	Rio Sorocabuçu	Lótico	Ibiúna	23°43'24.51"S	47°10'0.91"O
RTA1	Rio Tatuí	Lótico	Tatuí	23°24'34.87"S	47°55'27.41"O
RTA2	Rio Tatuí	Lótico	Tatuí	23°21'36.74"S	47°48'12.36"O
UNA1	UNA	Lótico	Ibiúna	23°38'44.38"S	47°13'4.27"O

As coletas foram realizadas em dois períodos sazonais, entre os meses de junho e agosto de 2021 (período de seca) e de janeiro a março de 2022 (período de chuva). Foram utilizadas redes

de espera com 10 m de comprimento, 1,5 m de altura e malhas de tamanhos variados (3, 4, 5, 6, 8, 10 e 12 cm entre os nós opostos). Essas redes foram posicionadas de modo a capturar peixes nas margens e nos leitos dos rios. Permaneceram por um período de 12 horas em cada ponto, sendo colocadas ao entardecer e retiradas ao amanhecer do dia seguinte.

Os indivíduos coletados foram colocados em sacos plásticos identificados, armazenados em caixas térmicas e transportados ao Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional de Ecossistemas, na Universidade Paulista, campus Sorocaba, onde foram pesados (g) e medidos (comprimento padrão). Em seguida, foram anestesiados com eugenol (10 ml de eugenol/90 ml de álcool etílico PA 99,5% + diluição 300 mg de solução estoque/L de água), fixados em formalina 10% e armazenados em frascos de vidro identificados, contendo álcool 70%. Todos os indivíduos foram devidamente identificados com o auxílio de chaves de identificação. Para a realização das coletas, foi utilizada a licença permanente para coleta de material zoológico nº 24151-1 e 85747-1 (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBIO) e o certificado do Comitê de Ética no Uso de Animais (CEUA nº 4721030821) da Universidade Paulista (UNIP).

A dissecação dos indivíduos e a retirada dos estômagos e brânquias foram realizadas com o auxílio de tesouras, pinças e bisturis. Para a retirada do estômago, os indivíduos foram dissecados com uma incisão que começava na abertura anal e terminava próximo às nadadeiras peitorais. As estruturas branquiais foram removidas levantando-se o opérculo. Logo após, foram inseridas em tubos de ensaio individuais contendo álcool 70%.

Foram analisados o conteúdo estomacal de 370 indivíduos de peixes utilizando microscópios ópticos e estereoscópicos e identificados até o menor nível taxonômico através de consulta à bibliografia especializada. Os itens da dieta foram quantificados pelo método volumétrico (V_i), no qual o volume de cada categoria de alimento foi obtido utilizando tubos de ensaio e uma placa de contagem de vidro (Hellawell & Abel, 1971). O volume foi medido para calcular o volume relativo percentual em relação ao volume total do conteúdo estomacal de cada indivíduo (Hyslop, 1980). As guildas tróficas foram definidas com base na predominância de determinados tipos de recursos, considerando um limite superior a 51% do volume total (adaptado de Corrêa *et al.*, 2011).

Além disso, utilizou-se o método de frequência de ocorrência (F_i) (Ribeiro *et al.*, 2014). Esses métodos foram empregados para a obtenção do Índice Alimentar (IA_i) de Kawakami & Vazzoler (1980), permitindo distinguir a importância relativa de cada item através da fórmula:

$$IA_i = \frac{F_i * V_i}{\sum_{i=1}^n (F_i * V_i)}$$

Onde:

IA = Índice Alimentar proposto por Kawakami e Vazzoler (1980);

$i = 1, 2, \dots n$ = determinado item alimentar;

F_i = Frequência de Ocorrência (%) do item;

V_i = Volume (%) de determinado item.

Para a metodologia de digestão, utilizou-se 217 exemplares de peixes, sendo adicionada aos frascos contendo os estômagos e brânquias uma solução de Hidróxido de Potássio (KOH) a 10% previamente filtradas, com incubação em estufa a 45°C por 7 dias, de acordo com Paiva *et al.* (2024). Após a digestão, foi realizada a filtragem com um filtro de celulose de 20 µm, utilizando um funil de Büchner, Kitassato e uma bomba de vácuo. Os filtros foram inseridos em placas de Petri de vidro e levados à estufa a 40°C para secagem.

Para identificação visual dos MPs, foi utilizado um estereomicroscópio binocular (ampliação de até 80x). Os MPs identificados foram contabilizados individualmente e classificados através de sua forma (fibra - pedaços finos e alongados; fragmento - pedaços irregulares; esfera - detritos esféricos e ovoides; grupo de fibras - pedaços finos e alongados emaranhados; e outros - formas indefinidas) conforme Lusher *et al.* (2020), cor (branco, preto, cinza, transparente, marrom, bege, verde, vermelho, laranja, rosa, azul e amarelo) e classe de comprimento (0,1-0,3 mm, 0,3-0,5 mm, 0,5-1 mm, 1-2 mm e 2-5 mm). Para a medição dos MPs foi utilizado o *software* ImageJ (v1.48, National Institutes of Health, EUA; download efetuado a partir do site <http://imagej.nih.gov>).

Para identificação da estrutura química dos MPs, foi utilizada a Espectroscopia Raman, sendo adquirida usando um espectrômetro Renishaw inVia Micro-Raman com objetiva de 50x, tempo de exposição de 10 segundos e 4 acumulações. A radiação de excitação de 785 nm foi ajustada para uma potência de 1 mW, e foram escaneadas em uma faixa de número de onda de 600 a 1800 cm^{-1} com resolução espectral de 4 cm^{-1} . As análises foram realizadas pelo Instituto de Química da Universidade de São Paulo (IQUSP).

Os exemplares foram preparados e analisados em um laboratório de acesso restrito e previamente limpos para evitar contaminação por MPs de outras fontes. Os líquidos (álcool e formaldeído) foram previamente filtrados (filtro de 0,22 µm) para a fixação dos peixes. Jalecos de laboratório de algodão limpos foram utilizados durante todas as etapas do procedimento. Todas as superfícies de trabalho e materiais de dissecação foram limpos com acetona ($\text{C}_3\text{H}_6\text{O}$) antes do uso e entre as amostras individuais para evitar contaminação cruzada. Apenas materiais de vidro ou metal foram utilizados. Três placas de Petri de vidro limpas foram utilizadas como controle para

coletar eventuais contaminações do ambiente durante as etapas de digestão, filtragem e análise visual (Woodall *et al.*, 2015; Railoa *et al.*, 2018), sendo posteriormente desconsideradas quaisquer contaminações. Isso permite que apenas os MPs presentes originalmente nas amostras sejam contabilizados.

Para identificar padrões e semelhanças na dieta das espécies de peixes analisadas, foi construído um dendrograma com base em uma matriz de similaridade da composição alimentar. Os dados representaram a quantidade relativa de itens alimentares consumidos por cada espécie. A matriz foi calculada usando a distância de Bray-Curtis, adequada para dados de composição relativa. O agrupamento hierárquico foi realizado pelo método de ligação de Ward, que reduz a variância dentro dos grupos e facilita a visualização dos padrões. O dendrograma foi gerado no software R com os pacotes *vegan* e *ggplot2*, também utilizados para ajustar a visualização gráfica. Em seguida, foram inseridos gradientes correspondentes ao IAI de cada item alimentar presente na dieta das espécies. Esses gradientes foram realizados através do Microsoft Excel.

Foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para verificar os agrupamentos das guildas tróficas das espécies nos períodos de seca e cheia. A distância de Bray-Curtis foi utilizada para medir a dissimilaridade entre as dietas das espécies. O gráfico foi construído com os pacotes *ggplot2* e *vegan* no programa R, utilizando a interface gráfica do RStudio, versão 4.4.0.

Para verificar a taxa de ingestão de MPs pelas espécies de peixes, foi realizada uma Análise de Modelo Linear Misto Generalizado (GLMM). O número de partículas plásticas encontradas nos órgãos foi usado como variável resposta, enquanto as classes de comprimento, formas e cores dos MPs e as espécies foram consideradas como variável preditora. Para cada categoria, ajustamos modelos GLMM utilizando a função *glmer* do pacote *lme4* no R, com a interface gráfica do R Studio, versão 4.4.0. Os diagnósticos dos modelos foram avaliados com o pacote *DHARMA*, verificando a qualidade do ajuste através de análises de resíduos.

3. Resultados

Um total de 370 conteúdos estomacais de 21 espécies nativas, pertencentes a 14 famílias e 4 ordens foram analisados (Tabela 2). A ordem Characiformes foi dominante, representando 59,73% dos exemplares capturados, seguida por Siluriformes com 36,76%. A ordem Cichliformes correspondeu a apenas 2,97% dos indivíduos, enquanto Gymnotiformes representou 0,54%.

As famílias com maior número de exemplares coletados no período seco foram Characidae, Loricariidae e Curimatidae, sendo *Psalidodon fasciatus* a espécie mais frequente, correspondendo

a 24,57% dos exemplares. Essa espécie foi coletada nos pontos RPI1, RSA2, RSA3, RSA4, RSU1 e RTA1. No período chuvoso, Loricariidae apresentou o maior número de indivíduos coletados, com *Hypostomus margaritifer* sendo a espécie mais abrangente, representando 22,05% dos indivíduos. Suas capturas ocorreram nos pontos PAM1, RPI1, RSA1, RSA3, RSA4, RSO3 e RTA2.

Tabela 2 – Lista de espécies de peixes, o número de indivíduos analisados (N), comprimento padrão médio (CP) e peso médio (P) dos exemplares capturadas na Bacia do Rio Sorocaba, Estado de São Paulo, Brasil.

ORDEM/Família/Espécie	N	CP	P
CHARACIFORMES			
Acestrorhynchidae			
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875)	8	17±3,3	73,1±29,09
Anostomidae			
<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes 1837)	1	24±0	431±0
<i>Schizodon nasutus</i> Kner 1858	7	21±3	144±31,67
Characidae			
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875)	26	8,9±1,89	27±21,52
<i>Oligosarcus pintoii</i> Amaral Campos 1945	9	11,45±1,45	28,55±10,03
<i>Psalidodon fasciatus</i> (Cuvier 1819)	59	9,67±2,21	26,2±25,53
Curimatidae			
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez 1948)	29	12,05±2,13	45,96±23,85
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez 1948)	39	12,23±6,81	27,56±10,79
Erythrinidae			
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	13	23,03±6,91	235±175,69
Parodontidae			
<i>Parodon nasus</i> Kner 1859	11	10,09±0,8	23,45±4,27
Prochilodontidae			
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1837)	17	25,97±5,95	389,11±219,66
Serrasalminidae			
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner 1858	2	6±2,82	13,5±12,01
SILURIFORMES			
Callichthyidae			
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock 1828)	2	16,75±2,47	227±5,65
Heptapteridae			
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	12	18,06±4,79	91,91±56,36
Loricariidae			
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering 1911)	46	11,7±3,1	47,73±39,7
<i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan 1908)	69	15,15±3,8	99,14±64,89
<i>Rineloricaria latirostris</i> (Boulenger 1900)	2	18,5±2,12	52±14,14
<i>Rineloricaria pentamaculata</i> Langeani & de Araujo 1994	1	15±0	27±0
Pimelodidae			
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803	4	17±3,18	83±30,09
GYMNOTIFORMES			
Gymnotidae			
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758	2	36,25±0,35	113,5±16,26
CICHLIFORMES			
Cichlidae			
<i>Geophagus iporangensis</i> Haseman 1911	11	14±3,53	93,27±77,71

Através da análise do conteúdo estomacal, verificou-se a presença de 28 itens alimentares, sendo a maioria de origem autóctone. Os itens autóctones com maior preferência alimentar foram

os sedimentos, seguidos por algas filamentosas, algas segmentadas, peixe, bivalves, Chironomidae, coleópteros, gastrópodes, *Hyalella curvispina*, hidracarídeos, ovos de peixe e Tecamebas. Entre os itens alóctones, foram identificados MPs, sementes, lepidópteros, odonata e vespidae.

Nos pontos de coleta, os itens MPs e sedimentos destacaram-se como os principais (Figura 2 e Material Suplementar 1). Além disso, observou-se uma variação na quantidade de itens presentes em cada ponto de amostragem. Em RSA1 e RTI1, foram encontrados apenas três itens, sendo dois autóctones (sedimentos e fragmentos de insetos) e um alóctone (MPs). Por outro lado, pontos como RSA3 e RPI1 apresentaram maior diversidade de itens alimentares, correspondendo a 15 e 30 itens, respectivamente. A expressiva presença de MPs na dieta das espécies demonstra o quanto os rios têm sido poluídos por esse contaminante.

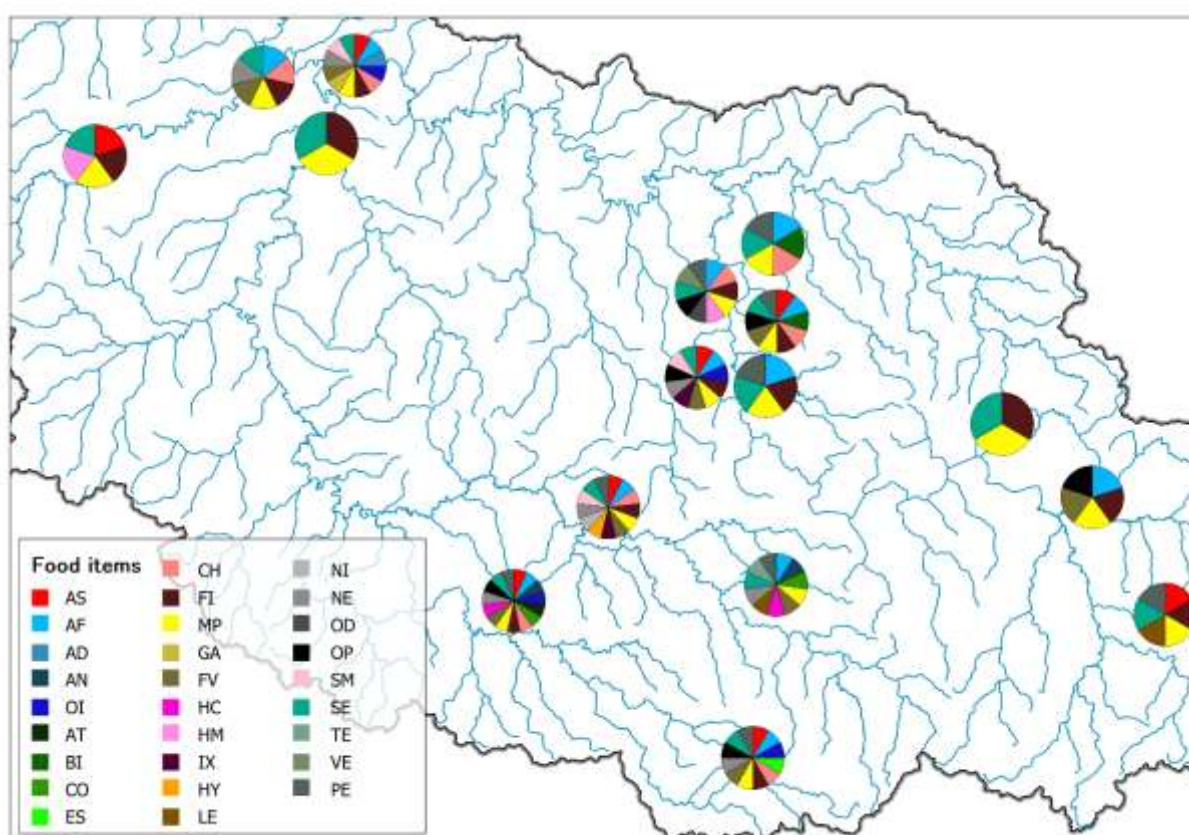


Figura 2 – Itens alimentares em volume (Vi) presentes em cada ponto de coleta da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba. AS, alga segmentada; AF, alga filamentosa; AD, alimento digerido; AN, anelídeo; OI, ovo de inseto; AT, *Atta sp.*; BI, bivalve; CO, coleóptero; ES, escama; CH, chironomidae; FI, fragmento de inseto; MP, microplástico; GA, gastropoda; FV, fragmento vegetal; HC, *Hyalella curvispina*; HM, hymenoptera; IX, ixodidae; HY, hidracarídeo; LE, lepidóptero; NI, não identificado; NE, nematoda; OD, odonata; OP, ovo de peixe; SM, semente; SE, sedimento; TE, tecameba; VE, vespidae; PE, peixe.

Por meio do IAI, foram identificadas as guildas tróficas da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, classificadas em sete categorias (Material Suplementar 2) conforme as preferências

alimentares: piscívoros (2), insetívoros (2), detritívoros (9), herbívoros (1), onívoros (4), algívoros (1) e oófagos (1). As espécies detritívoras foram as mais predominantes, representando 42,85% das espécies analisadas, incluindo *C. modestus*, *G. iporangensis*, *H. littorale*, *H. ancistroides*, *H. margaritifera*, *P. lineatus*, *R. latirostris*, *R. pentamaculata* e *S. insculpta*.

Para identificar semelhanças e padrões na dieta das espécies de peixes analisadas, foi construído um dendrograma com base na composição alimentar (Figura 3). Para maior clareza na definição das guildas tróficas, foram excluídas espécies representadas por menos de dois indivíduos, permitindo a identificação de cinco guildas tróficas.

O agrupamento de espécies piscívoras, como *A. lacustris* e *H. malabaricus*, reforçou a alta similaridade na proporção de peixes consumidos em suas dietas. Já as espécies detritívoras mostraram maior preferência por sedimentos e algas. Por outro lado, espécies onívoras demonstraram maior plasticidade alimentar, consumindo sedimentos, algas, invertebrados, peixes e outros itens de forma diversificada.

Guildas como insetívoras e algívoras foram compostas por espécies com hábitos alimentares mais específicos: *P. maculatus* baseou sua dieta em insetos aquáticos, enquanto *S. nasutus* preferiu algas filamentosas.



Figura 3 – Dendrograma de similaridade alimentar a partir dos resultados dos valores do Índice Alimentar (IA_i) das espécies da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil e escala dos itens alimentares presente na dieta de cada espécie. Distância utilizada para o cálculo: Bray-Curtis; Análise de cluster utilizado: average linkage (média); Coeficiente de Correlação Cofenética: 0.925.

Para verificar a variação na dieta dos peixes entre os períodos de seca e cheia, foi realizada a PCoA (Figura 4). A análise evidenciou distinções claras nas dietas das espécies entre os períodos. O primeiro eixo (PCoA1) explicou 45% da variação, enquanto o segundo eixo (PCoA2) explicou 20%, indicando que fatores sazonais e ecológicos capturados por esses eixos contribuem significativamente para as diferenças observadas.

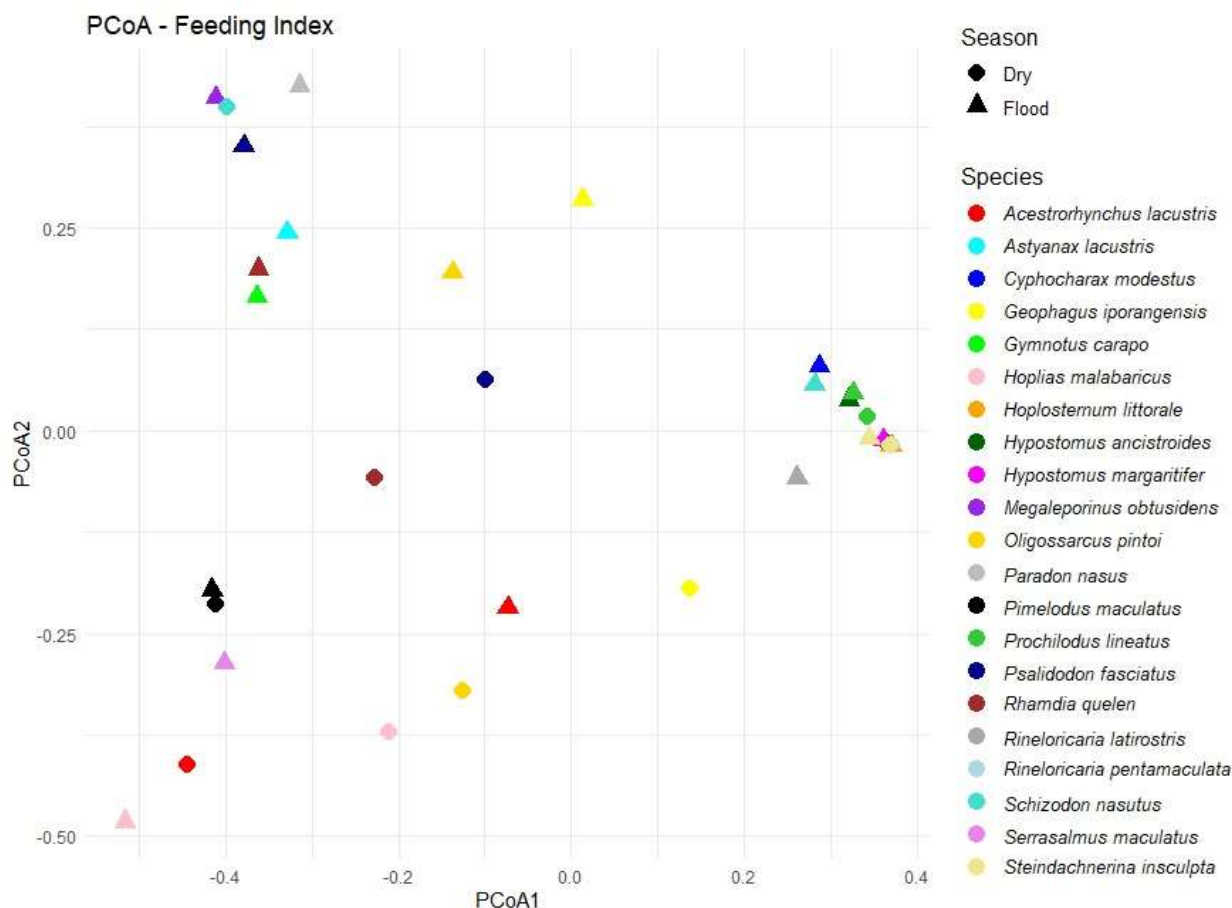


Figura 4 – Análise de Coordenadas Principais afim de verificar os agrupamentos das guildas tróficas das espécies durante os períodos de seca e cheia. Distância utilizada para o calculo: Bray-Curtis.

Algumas espécies apresentaram dietas semelhantes em ambas as estações. Por exemplo, *P. lineatus* consumiu os mesmos itens alimentares independentemente da estação, com destaque para sedimentos. Por outro lado, *A. lacustris* exibiu diferenças marcantes: durante a cheia, sua dieta foi baseada principalmente em fragmentos de insetos, enquanto na seca seu único recurso foram os sedimentos.

Espécies piscívoras, como *Ac. lacustris* e *H. malabaricus*, formaram agrupamentos consistentes entre as estações, reforçando sua preferência alimentar por peixes. Já as espécies onívoras apresentaram maior sobreposição entre os períodos de seca e cheia, indicando maior flexibilidade alimentar.

Os resultados da PCoA mostram que as estações do ano influenciam a disponibilidade de

alimentos e o modo como os peixes se alimentam. Durante a cheia, a maior oferta de recursos, como invertebrados aquáticos, levou a uma dieta mais variada. Na seca, com menos recursos disponíveis, a dieta ficou mais uniforme. Isso indica que as espécies podem se adaptar às mudanças nas estações, mas também mostram hábitos específicos que afetam as relações e o equilíbrio do ecossistema.

Para verificar a incidência de MPs na ictiofauna, foram analisados os órgãos (estômago e brânquias) de 213 exemplares de peixes. Identificamos a presença de MPs em 94,37% dos peixes, enquanto 5,63% não apresentaram partículas, totalizando 860 MPs constatados. Predominaram MPs com dimensões entre 2 e 5 mm (33,88%). Entre as formas, as fibras foram as mais frequentes, representando mais de 80% das partículas. Quanto às cores, preto (41,42%) e transparente (20,47%) se destacaram em relação às demais (Figuras 5 e 6).

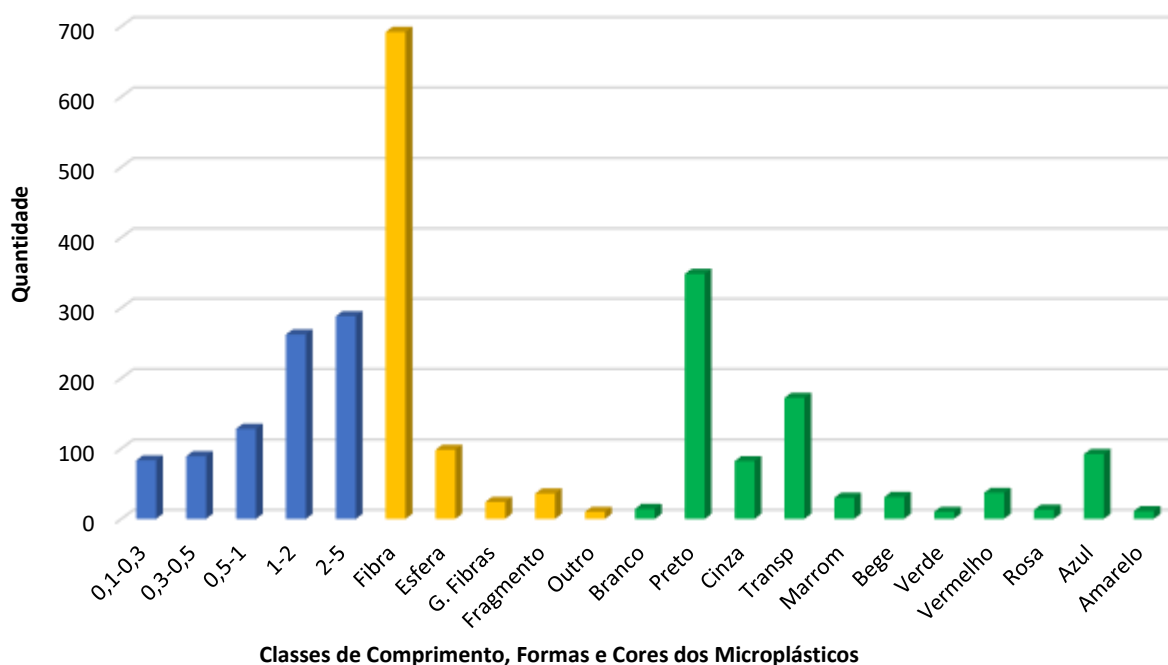


Figura 5 – Quantidade de microplásticos identificada nos estômagos e brânquias da ictiofauna da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, classificadas por classe de comprimento, forma e cor. G. Fibras, grupo de fibras; Transp, transparente.

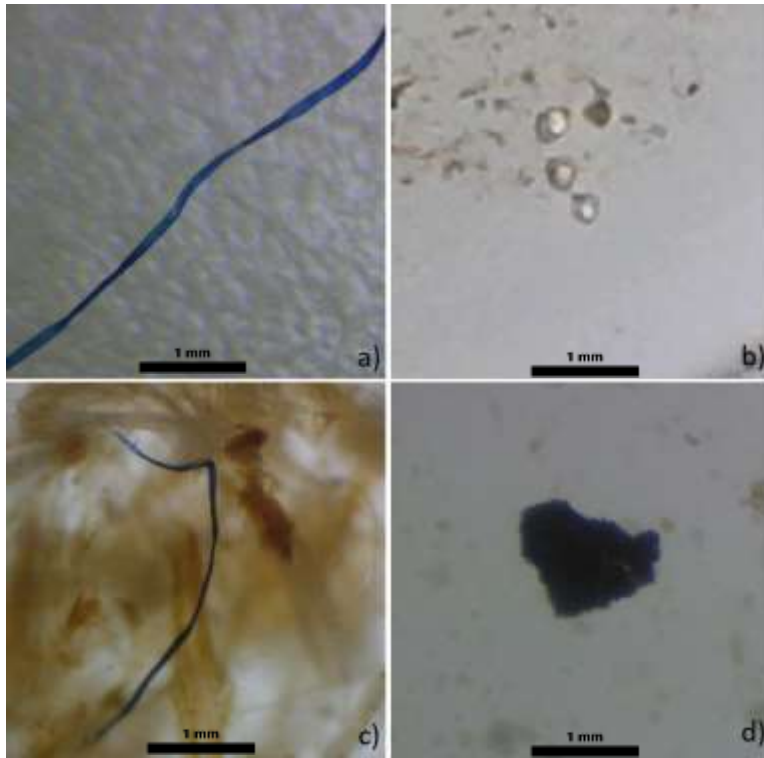


Figura 6 – Formas de microplásticos encontrados em estômagos e brânquias da ictiofauna da Bacia do Rio Sorocaba, São Paulo, Brasil. a) fibra; b) esfera; c) grupo de fibras; d) fragmento.

A quantidade de MPs por espécie (Figura 7 e Material Suplementar 3), relacionada às variáveis (classe de comprimento, forma e cor), mostrou que a ampla disponibilidade de partículas plásticas nos ecossistemas aquáticos abrange diversas guildas tróficas. No entanto, as espécies detritívoras apresentaram as maiores concentrações de MPs, com 377 partículas identificadas. *S. insculpta* foi a espécie detritívora que mais acumulou MPs, principalmente fibras. Isso pode estar relacionado ao hábito de forrageamento dessas espécies, que, ao processar matéria orgânica em decomposição, acabam absorvendo contaminantes depositados nos sedimentos.

Além disso, as espécies onívoras também apresentaram grande quantidade de MPs, com *P. fasciatus* sendo a principal. Devido à diversidade de táticas de forrageamento, essas espécies possuem uma dieta flexível, consumindo tanto alimentos de origem animal quanto vegetal, conforme a disponibilidade no ambiente. Assim, elas podem absorver MPs suspensos na coluna d'água ou até mesmo aderidos às suas presas.

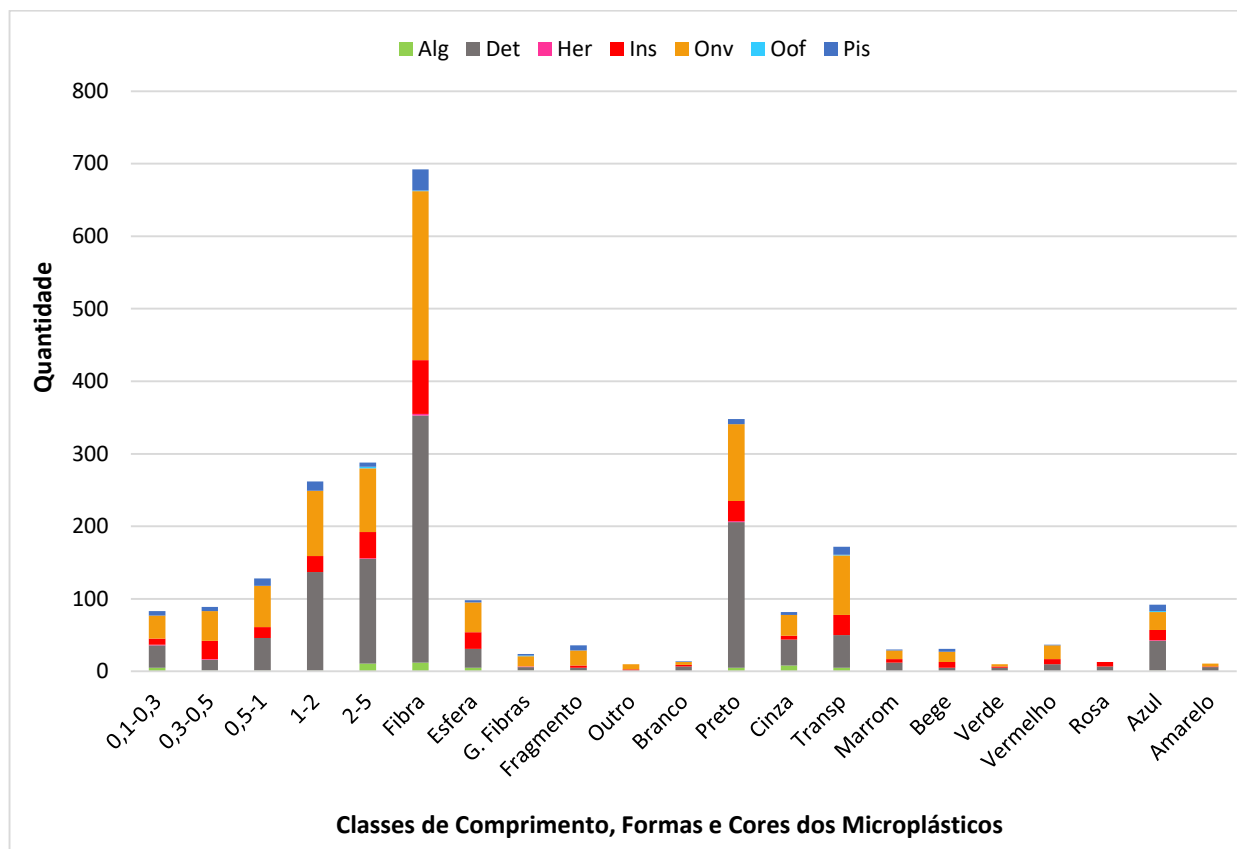


Figura 7 – Quantidade de microplásticos identificados por guilda trófica das espécies de peixes da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba. G. Fibras, grupo de fibras; Transp, transparente.

A análise por GLMM revelou variações significativas na quantidade de MPs em relação às classes de comprimento, formas e cores das partículas (Tabela 3). As categorias de comprimento indicaram diferenças significativas, com as subcategorias 0,5-1 mm e 1-2 mm associadas às maiores quantidades de MPs ingeridos. Entre as formas, as fibras apresentaram um aumento expressivo, possivelmente pela maior disponibilidade em ambientes aquáticos, enquanto fragmentos e outros tipos mostraram associações negativas significativas. Em relação às cores, as partículas pretas e transparentes exibiram associações positivas, o que pode sugerir maior probabilidade de ingestão, possivelmente devido à camuflagem ou atratividade visual dessas tonalidades.

Os resultados destacam padrões importantes na ingestão de MPs pelas espécies de peixes analisadas. A separação por categorias revelou que o comprimento, a forma e a cor dos MPs influenciam significativamente as taxas de ingestão. Contudo, a ausência de variação significativa nos efeitos aleatórios entre as espécies sugere que a ingestão é mais dependente das características dos poluentes do que das particularidades biológicas das espécies. Ainda assim, espécies como *P. fasciatus* e *S. insculpta* apresentaram maior associação com a ingestão de MPs, possivelmente devido a hábitos alimentares ou comportamentais que aumentam sua suscetibilidade à contaminação.

Tabela 3 – Resultados do GLMM usando as categorias (classe de comprimento, forma e cor), subcategorias (1-2, 2-5, fibra, esfera, preto, azul, transparente, entre outros) e espécie como variáveis predictoras e o número de partículas plásticas como variável resposta.

Subcategoria	Coefficiente	Erro Padrão	p-valor
0,5-1	0.3924	0.1467	0.007
1-2	11.736	0.1297	<0.001
2-5	12.013	0.1292	<0.001
Fibra	19618	0.1073	<0.001
Fragmento	-10014	0.1939	<0.001
Outro	-22824	0.3303	<0.001
Preto	34572	0.3046	<0.001
Transparente	27896	0.3090	<0.001
Marrom	10033	0.3506	0.004

Por meio da Espectroscopia Raman, foram detectados quatro tipos de plásticos nas brânquias das espécies de peixes analisadas (Figura 8). Os plásticos identificados foram: polietileno (PE), presente em grupos de fibras; poliéster (PL) e politereftalato de etileno (PET), ambos em forma de fibras; e polimetilmetacrilato (PMMA), em forma de esferas. O PE foi o plástico mais abundante, representando 42,85% das partículas analisadas, seguido pelo PET, com 28,57%.

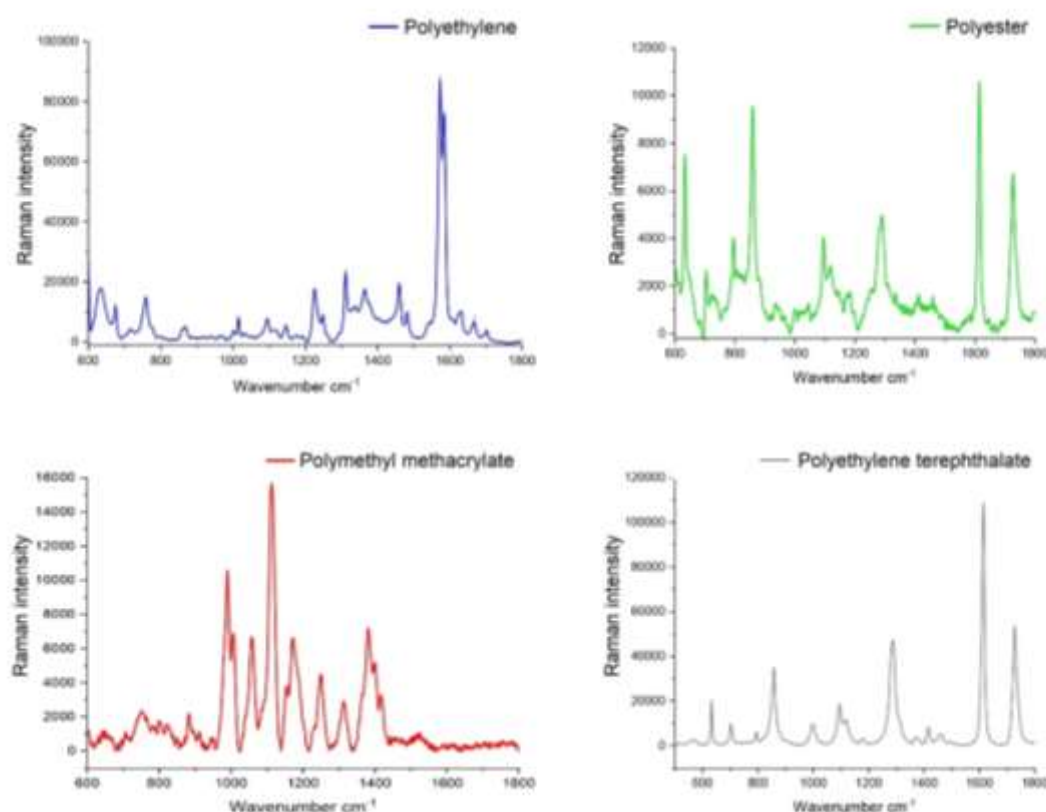


Figura 8 – Espectroscopia Raman de amostras de polietileno (PE), poliéster (PL), polimetilmetacrilato (PMMA) e politereftalato de etileno (PET).

4. Discussão

Este estudo registrou alta contaminação por MPs na ictiofauna da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, confirmando a presença desses polímeros na dieta das espécies e corroborando nossa hipótese inicial. Foram observadas diferenças na composição alimentar entre as espécies, influenciadas pelos períodos de seca e cheia, além da suscetibilidade à contaminação estar relacionada aos hábitos alimentares de cada espécie. O baixo número de estudos que abordem a ocorrência de MPs na ictiofauna dessa bacia (Smith *et al.*, 2022) destaca a relevância deste trabalho e reforça a urgência de implementar medidas eficazes para mitigar a poluição plástica e proteger os ecossistemas aquáticos.

A dieta das espécies de peixes da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba é predominantemente composta por itens autóctones, como apontado por Vaz *et al.* (2018), demonstrando sua adaptação aos recursos naturais disponíveis no ambiente. Entretanto, a presença de MPs entre os itens alimentares reflete o agravamento da poluição nos ecossistemas aquáticos, com potenciais impactos negativos para a saúde dos peixes e para a fauna local (Sequeira *et al.*, 2020; Huang *et al.*, 2021; Bhuyan, 2022). Notavelmente, foi observado que MPs representaram o principal recurso alimentar na dieta de *M. obtusidens*, evidenciando a gravidade da contaminação e a sua possível integração às cadeias tróficas da região.

A variação na quantidade de itens alimentares entre os pontos de coleta aponta diferenças na disponibilidade de recursos e condições ambientais, conforme relatado por Vaz *et al.* 2018. Nos pontos RSA1 e RTI1, onde a dieta das espécies foi limitada, a menor diversidade de recursos alimentares sugere um ambiente mais impactado, com restrições na oferta de alimentos. Em contraste, os pontos RSA3 e RPI1, que apresentaram uma maior diversidade de itens alimentares, indicam condições ambientais mais equilibradas e uma oferta mais ampla de recursos, favorecendo uma maior diversidade na dieta das espécies.

As guildas tróficas na bacia evidenciam a complexidade das relações alimentares e estratégias adaptativas. A predominância de espécies detritívoras, conforme apontado por Ribeiro *et al.* (2014), reflete uma dependência significativa de recursos autóctones como sedimentos e matéria orgânica em decomposição. Essa característica é especialmente relevante para famílias como Loricariidae e Curimatidae, cuja dieta é frequentemente associada a esses substratos (Gurgel *et al.*, 2005; Teixeira & Bennemann, 2007; van der Sleen & Albert, 2017).

Espécies onívoras, por sua vez, demonstram uma elevada plasticidade alimentar, consumindo diversos recursos. Essa flexibilidade é uma vantagem em ambientes dinâmicos, mas também as expõe a contaminantes como MPs, que podem estar presentes em várias fontes alimentares. Guildas tróficas mais especializadas, como insetívoras e algívoras, mostram maior

sensibilidade às alterações na disponibilidade de seus recursos preferenciais. Essas mudanças podem impactar diretamente a sobrevivência dessas espécies (Hahn & Fugi, 2007).

Estudos sobre a ecologia trófica de comunidades de peixes são cruciais para compreender os mecanismos de uso de recursos e a biologia das espécies. Peixes neotropicais são conhecidos pela plasticidade alimentar, ajustando suas dietas às variações sazonais na oferta de recursos (Smith *et al.*, 2018). Durante a cheia, a maior disponibilidade de invertebrados aquáticos amplia a diversidade alimentar, destacando a adaptabilidade de espécies onívoras, que consomem recursos variados. Na seca, a escassez de recursos leva a dietas mais uniformes, como observado em espécies como *A. lacustris*, que recorrem principalmente a matéria orgânica. A variação temporal da dieta é bastante relatada na ecologia alimentar de peixes (Uieda & Pinto, 2011; Gandini *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2012).

Piscívoros apresentam padrões alimentares consistentes, demonstrando especializações menos influenciadas pela sazonalidade. Em contraste, espécies generalistas mostram maior sensibilidade às mudanças na disponibilidade de recursos. Esses padrões refletem tanto estratégias adaptativas quanto vulnerabilidades ecológicas (Corrêa & Smith, 2019), afim de entender como a sazonalidade afeta as interações tróficas do ecossistema diante de distúrbios ambientais.

A alta incidência de MPs (94,37% dos peixes analisados) reforça a gravidade da poluição plástica em diferentes guildas tróficas. As partículas predominantes foram fibras, alinhando-se ao estudo realizado por Ribeiro-Brasil *et al.* (2020), associadas ao descarte de produtos têxteis e plásticos, indicam essas fontes como principais contribuintes de MPs (Akdogan & Guven, 2019). A incidência de MPs nas cores preta e transparente está associada principalmente às práticas agrícolas da região, assim como relatado por Silva e Nanny (2020). Além disso, a ingestão de MPs pelos peixes pode ocorrer devido à semelhança desses materiais com presas ou alimentos naturais, o que favorece sua absorção ativa (Martinez-Tavera *et al.*, 2021). Esse comportamento sugere que os peixes confundem os MPs com fontes alimentares, aumentando o risco de ingestão inadvertida.

Espécies detritívoras, como *S. insculpta*, registraram as maiores concentrações de MPs, destacando sua vulnerabilidade devido ao comportamento alimentar não seletivo, que envolve o consumo de matéria orgânica no fundo dos corpos d'água. Esse padrão reflete observações de Wesch *et al.* (2016) e Lusher *et al.* (2020), que sugerem que peixes detritívoros têm maior exposição às MPs em comparação com espécies predadoras, ao ingerirem partículas junto aos detritos orgânicos.

Por outro lado, espécies onívoras, como *P. fasciatus*, também acumularam MPs, demonstrando sua capacidade de absorver partículas tanto diretamente da coluna d'água quanto por meio de presas contaminadas. Esse comportamento confirma as múltiplas vias de entrada de

MPs na cadeia alimentar e está alinhado aos achados de que reforçam a exposição ampliada das espécies com hábitos alimentares mais generalistas em ambientes contaminados. Além disso, a ingestão de MPs pode ser absorvida pelas brânquias durante a filtração da água, aderindo aos tecidos branquiais devido ao fluxo de água durante a respiração dos peixes (Park *et al.*, 2020; Saha & Saha, 2024).

Por outro lado, espécies onívoras, como *P. fasciatus*, também acumularam MPs, evidenciando sua capacidade de absorver partículas tanto diretamente da coluna d'água quanto por meio de presas contaminadas. Esse comportamento confirma as múltiplas vias de entrada de MPs na cadeia alimentar, alinhando-se aos achados de Mizraji *et al.* (2017), que destacam a maior exposição das espécies com hábitos alimentares generalistas em ambientes contaminados.

Além disso, a ingestão de MPs pode ocorrer através das brânquias durante a filtração da água, com as partículas aderindo aos tecidos branquiais devido ao fluxo de água durante a respiração dos peixes (Park *et al.*, 2020; Saha & Saha, 2024). A detecção de MPs nas brânquias indica exposição direta aos contaminantes em suspensão, evidenciando impactos fisiológicos potenciais e o risco de bioacumulação ao longo das cadeias alimentares.

Os resultados apresentam a predominância de polímeros associados a atividades humanas cotidianas, como PE e PET, utilizados em embalagens, PL proveniente de resíduos têxteis, e PMMA ligado a abrasivos plásticos em produtos de higiene. Além disso, polímeros PE e PET foram os mais comuns identificados em estudos com peixes de água doce (Wang *et al.*, 2017; Horton *et al.*, 2018; Barboza *et al.*, 2020; Khan *et al.*, 2020), corroborando com os achados em nosso estudo. A maior parte dos plásticos de PE continua sendo descartada no ambiente, contribuindo para a contaminação em larga escala (He *et al.*, 2018). Estudos como de Chen *et al.* (2020) e El-Sherif *et al.* (2022) destacam os impactos negativos desse descarte, especialmente nos ecossistemas aquáticos.

5. Conclusão

A preservação dos ecossistemas aquáticos é fundamental para a manutenção das espécies e da variabilidade das dietas. Este estudo revela padrões de preferência alimentar e a contaminação por MPs na ictiofauna da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba, impactando negativamente as espécies locais. A presença de MPs na dieta dos peixes reflete a crescente poluição aquática e a vulnerabilidade das espécies a esses contaminantes.

Espécies detritívoras, como *S. insculpta*, são particularmente vulneráveis devido ao seu comportamento alimentar não seletivo, consumindo sedimentos contaminados. Já as espécies onívoras, como *P. fasciatus*, acumulam MPs de diversas fontes, como a coluna d'água e presas

contaminadas, mostrando múltiplas vias de contaminação. A ingestão também ocorre pelas brânquias, expondo os peixes aos contaminantes suspensos.

A prevalência de MPs originados de atividades humanas cotidianas, como plásticos de embalagens e resíduos têxteis, evidencia o impacto da poluição plástica nos ecossistemas aquáticos, representando riscos à saúde das espécies e à biodiversidade. Este estudo oferece uma visão abrangente das interações tróficas e da ecologia alimentar, destacando a necessidade de políticas de conservação focadas na proteção dos habitats e em estratégias que considerem a complexidade e variabilidade do ambiente aquático.

Referências

Abelha MCF, Agostinho AA, Goulart E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Sci Biol Sci.*, 23(2):425–434, 2001. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v23i0.2696>

Akdogan Z, Guven B. Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. *Environmental Pollution*, 254:113011, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113011>

Alves GHZ, Figueiredo BRS, Manetta GI, Benedito E. Ontogenetic diet shifts: an additional mechanism for successful invasion of a piranha species in a Neotropical floodplain. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 93(4):e20190868, 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202120190868>

Amaral AC, Anjos HDB, Yamamoto KC. Dieta de ciclídeos sob a influência do pulso de inundação em ambientes de praia fluvial na Amazônia. *Scientia Amazonia*, 9(1):CA40-CA53, 2020.

Andrady AL. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8):1596-1605, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>

Barboza LGA, Lopes C, Oliveira P, Bessa F, Otero V, Henriques B, Raimundo J, Caetano M, Vale C, Guilhermino L. Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure. *Science of The Total Environment*, 717:134625, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134625>

Bozza A, Hahn NS. Uso de recursos alimentares por peixes imaturos e adultos de espécies piscívoras em uma planície de inundação neotropical. *Biota Neotropica*, 10:217–226, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000300025>

- Bhuyan MS. Effects of Microplastics on Fish and in Human Health. *Frontiers in Environmental Science*, 10(827289), 2022. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.827289>
- Chen Y, Liu X, Leng Y, Wang J. Defense responses in earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to low-density polyethylene microplastics in soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 187:109788, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109788>
- Conceição FT, Sardinha DS, Godoy LH, Fernandes AM, Pedrazzi FJM. Influência sazonal no transporte específico de metais totais e dissolvidos nas águas fluviais da bacia do Alto Sorocaba (SP). *Geochimica Brasiliensis*, 29(1):23-34, 2015. <http://dx.doi.org/10.5327/Z0102-9800201500010003>
- Corrêa CE, Albrecht MP, Hahn NS. Patterns of niche breadth and feeding overlap of the fish fauna in the seasonal Brazilian Pantanal, Cuiabá River Basin. *Neotrop. Ichthyol.*, 9(3):637-646, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252011000300017>
- Corrêa CS, Smith WS. Hábitos alimentares em peixes de água doce: uma revisão sobre metodologias e estudos em várzeas brasileiras. *Oecologia Australis*, 23(4), 2019. <https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2304.01>
- Depledge MH, Galgani F, Panti C, Caliani I, Casini S, Fossi MC. Plastic litter in the sea. *Marine Environmental Research*, 92:279-281, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.10.002>
- El-Sherif DM, Eloffy MG, Elmesery A, Abouzid M, Gad M, El-Seedi HR, Brinkmann M, Wang K, Naggar YA. Environmental risk, toxicity, and biodegradation of polyethylene: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 29:81166-81182, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23382-1>
- Frascareli D, Beghelli FGS, Silva-Cardoso S, Moschini-Carlos V. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. *Revista Ambiente & Água*, 10(4), 2015. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1715>
- Gandini CV, Boratto IA, Fagundes DC, Pompeu PS. Estudo da alimentação dos peixes no rio Grande à jusante da usina hidrelétrica de Itutinga, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*. 2012; 102(1):56-61. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212012000100008>
- Gurgel HCB, Silva NB, Lucas FD, Souza LLG. Alimentação da comunidade de peixes de um trecho do rio Ceará Mirim, em Umari, Taipu, Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. *Acta Sci.*

Anim. Sci., 27(2):229-233, 2005.

Hahn, NS, Fugi R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. *Revista Oecologia Brasiliensis*, 11(4):469-480, 2007. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2007.1104.01>

He D, Luo Y, Lu S, Liu M, Song Y, Lei L. Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 109:163-172, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.006>

Hellawell JM, Abel R. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. *Journal of Fish Biology*, 3(1):29-37, 1971. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1971.tb05903.x>

Hyslop EJ. Stomach content analysis - a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17(4):411-429, 1980. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775.x>

Horton AA, Jürgens MD, Lahive E, van Bodegom PM, Vijver MG. The influence of exposure and physiology on microplastic ingestion by the freshwater fish *Rutilus rutilus* (roach) in the River Thames, UK. *Environmental Pollution*, 236:188-194, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.044>

Huang W, Song B, Liang J, Niu Q, Zeng G, Shen M, Deng J, Luo Y, Wen X, Zhang Y. Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. *Journal of Hazardous Materials*, 405:124187, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124187>

IPT. Instituto de Pesquisa Tecnológica. Plano de Bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10). São Paulo, 2006; *Relatório Técnico N° 91 265-205*. Available from: https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/7000/reltec_91-265-205.pdf

Jiwarungrueangkul T, Phaksopa J, Sompongchaiyakul P, Tipmanee P. Seasonal microplastic variations in estuarine sediments from urban canal on the west coast of Thailand: A case study in Phuket province. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 2021. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112452>

Junk W, Bayley PB, Sparks RE. The Flood Pulse Concept in River –Floodplain Systems. In: *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*. Ontario: Canada Department of Fisheries and Oceans. 110–127, 1989. Available from:

https://www.researchgate.net/publication/256981220_The_Flood_Pulse_Concept_in_River-Floodplain_Systems

Kawakami E, Vazzoler G. Método gráfico e estimativa de Índice Alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Bol. Inst. Oceanogr.*, 29(2):205-207, 1980. <https://doi.org/10.1590/S0373-55241980000200043>

Kemp VA, Grey J, Hemprich-Bennett D, Rossiter SJ, Lewis OT, Wilkinson CL, Clare EL, Kratina P. Changes in trophic ecology of mobile predators in response to rainforest degradation. *J. Appl. Ecol.*, 60:1139–1148, 2023. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14396>

Khan FR, Shashoua Y, Crawford A, Drury A, Sheppard K, Stewart K, Sculthorp T. ‘The Plastic Nile’: First Evidence of Microplastic Contamination in Fish from the Nile River (Cairo, Egypt). *Toxics*, 8(2):22, 2020. <https://doi.org/10.3390/toxics8020022>

Lowe-McConnell RH. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo. *Edusp.*, 534 p., 1999. Available from: <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/bitstream/1/5323/1/218.pdf>

Lu X, Gray C, Brown LE, Ledger M, Milner A, Mondragón RJ, Woodward G, Ma A. Drought rewires the cores of food webs. *Nat. Clim. Change.*, 6:875–878, 2016. <https://doi.org/10.1038/nclimate3002>

Lusher AL, Welden NA, Sobral P, Cole M. Sampling, Isolating and Identifying Microplastics Ingested by Fish and Invertebrates. *Analytical Methods*, 9(9), 2017. <http://dx.doi.org/10.1039/C6AY02415G>

Martinez-Tavera E, Duarte-Moro AM, Sujitha SB, Rodriguez-Espinosa PF, Rosano-Ortega G, Expósito N. Microplastics and metal burdens in freshwater Tilapia (*Oreochromis niloticus*) of a metropolitan reservoir in Central Mexico: Potential threats for human health. *Chemosphere*, 266:128968, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128968>

Mizraji R, Ahrendt C, Perez-Venegas D, Vargas J, Pulgar J, Aldana M, Ojeda FP, Duarte C, Galbán-Malagón C. Is the feeding type related with the content of microplastics in intertidal fish gut?. *Marine Pollution Bulletin*, 116(1-2):498-500, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.008>

Montagner CC, Dias MA, Paiva EM, Vidal C. Microplásticos: Ocorrência Ambiental e Desafios Analíticos. *Química Nova*, 44(10), 2021. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>

Nelson JS, Grande TC, Wilson MVH. Fishes of the world. 5th Edition, *John Wiley and Sons*,

Hoboken, 752p, 2016. <https://doi.org/10.1002/9781119174844>

Neves MP, Delariva RL, Perkins DM, Fialho CB, Kratina P. Trophic plasticity of omnivorous fishes in natural and human-dominated landscapes. *Limnology and Oceanography*, 69(1):189-202, 2023. <https://doi.org/10.1002/lno.12467>

Nunn AD, Tewson LH, Cowx IG. A ecologia de forrageamento de peixes larvais e juvenis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22(2):377–408, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11160-011-9240-8>

Olivatto GP, Carreira R, Tornisiolo VL, Montagner CC. Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno. *Revista Virtual de Química*, 10(6):1968-1989, 2018. <http://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20180125>

Ory NC, Gallardo C, Lenz M, Thiel M. Capture, swallowing, and egestion of microplastics by a planktivorous juvenile fish. *Environmental Pollution*, 240:566-573, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.093>

Oyakawa OT, Menezes NA. Checklist dos peixes de água doce do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(1):19-31, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000500002>

Paiva FC, Oliveira JS, Rani-Borges B, Ando RA, Smith WS. Evaluation of Microplastic Pollution in Gills of Freshwater Fish in a Neotropical Hydrographic Basin, Brazil. *Water, Air, & Soil Pollution*, 235(677), 2024. <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07492-9>

Park T, Lee S, Lee M, Lee J, Lee S, Zoh K. Occurrence of microplastics in the Han River and riverine fish in South Korea. *Science of The Total Environmental*, 708:134535, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134535>

Quirino BA, Carniatio N, Guglielmetti R, Fugi R. Changes in diet and niche breadth of a small fish species in response to the flood pulse in a Neotropical floodplain lake. *Limnologica*, 62:126–131, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.10.005>.

Railo S, Talvitie J, Setälä O, Koistinen A, Lehtiniemi M. Application of an enzyme digestion method reveals microlitter in *Mytilus trossulus* at a wastewater discharge area. *Marine Pollution Bulletin*, 130:206-214, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.022>

Reis RE, Albert JS, Di Dario F, Mincarone MM, Petry PL, Rocha A. Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology*, 89(1):12-47, 2016. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>

Ribeiro-Brasil DRG, Torres NR, Picanço AB, Sousa DS, Ribeiro VS, Brasil LS, Montag LFA. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. *Environmental Pollution*, 266(1):115241, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115241>

Ribeiro AR, Biagioni RC, Smith WS. Estudo da dieta natural da ictiofauna de um reservatório centenário, São Paulo, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.*, 104(4):404-412, 2014. <https://doi.org/10.1590/1678-476620141044404412>

Saha G & Saha SC. Tiny Particles, Big Problems: The Threat of Microplastics to Marine Life and Human Health. *Processes*, 12(7):1401, 2024. <https://doi.org/10.3390/pr12071401>

Sanna-Kaisa J, Jukka S. Sustentable use of ornamental fish populations in Peruvian Amazonia. *Lyonia*, 7(2), 53-59, 2004. Available from: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.269.1>

Sequeira IF, Prata JC, Costa JP, Duarte AC, Rocha-Santos T. Worldwide contamination of fish with microplastics: A brief global overview. *Marine Pollution Bulletin*, 160:111681, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111681>

Silva JCD, Delariva RL, Bonato KO. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10(2), 389-399, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012005000008>

Silva PM, Nanny MA. Impact of Microplastic Fibers from the Degradation of Nonwoven Synthetic Textiles to the Magdalena River Water Column and River Sediments by the City of Neiva, Huila (Colombia). *Water*, 12(4):1210, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12041210>

Smith WS, Lima TRF, Castelo NSB, Cavallari DE, Pinheiro LAS, Soinski TA, Stefani MS, Oliveira JS, Silva FL. Peixe e plástico em ecossistemas de água doce: contribuição da ciência brasileira e pesquisas futuras. In: Pompêo MLM, Rani-Borges B, Paiva TCB. p.51-65, 2022. *Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções*. Instituto de Biociências – IB/USP, Universidade de São Paulo.

Smith WS, Pereira CGF, Espindola ELG, Rocha O. Trophic structure of the fish community throughout the reservoirs and tributaries of the Middle and Lower Tietê River (São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30:e308, 2018. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0618>

Smith WS, Petrere Jr M, Barrella W. Fish Sorocaba river sub-basin, state of São Paulo, Brazil. *Check List*, 3(3):282-286, 2007. <https://doi.org/10.15560/3.3.282>

- Teixeira I, Bennemann ST. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 7(2), 2007. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000200007>
- Uieda, V. & Pinto, T. Feeding selectivity of ichthyofauna in a tropical stream: space-time variations in trophic plasticity. *Community Ecology*, 12(1), 31-39, 2011. <http://dx.doi.org/10.1556/ComEc.12.2011.1.5>
- Umamaheswari S, Phiyadarshinee S, Bhattacharjee M, Kadirvelu K, Ramesh M. Exposure to polystyrene microplastics induced gene modulated biological responses in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, 281:128592, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128592>
- van der Sleen P, Albert JS. Field guide to the fishes of the Amazon, Orinoco, and Guianas. *Princeton University Press*, 115, 2017.
- Vaz AA, Stefani MS, Smith WS. A assembleia de peixes em um riacho tropical e os recursos alimentares explorados sob influência de mata ripária com presença de *Eucalyptus grandis*. *Acta of Fisheries and Aquatic Resources*, 6(1), 2018. <https://doi.org/10.2312/Actafish.2018.6.1.61-73>
- Wang W, Ndungu AW, Li Z, Wang J. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Science of The Total Environment*, 575:1369-1374, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.213>
- Wesch C, Bredimus K, Paulus M, Klein R. Towards the suitable monitoring of ingestion of microplastics by marine biota: A review. *Environmental Pollution*, 218:1200-1208, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.076>
- Woodall LC, Gwinnett C, Packer M, Thompson RC, Robinson LF, Paterson GLJ. Using a forensic science approach to minimize environmental contamination and to identify microfibrils in marine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1):40-46, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.044>
- Wright SL, Thompson RC, Galloway TS. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178:483-492, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Yang L, Zhang Y, Kang S, Wang Z, Wu C. Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. *Science of The Total Environment*, 754, 2021. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948>

Material Suplementar

Material Suplementar 1 – Volume (Vi) dos itens alimentares encontrados na dieta de peixes em cada ponto de coleta.

Item Alimentar	IPA1	PAM1	RIT1	RPI1	RPI2	RSA1	RSA2	RSA3	RSA4	RSO1	RSO2	RSO3	RSU1	RTA1	RTA2	UNA1
Alga Segmentada	59,5	-	-	10,5	-	-	400	147	12,5	-	12,5	-	12,5	206	-	-
Alga Filamentosa	57,5	15	-	149,5	7,5	-	501	229,25	1688,5	23	16,5	13,75	-	-	28,5	32,5
Alimento Digerido	-	-	-	-	-	-	-	-	225	-	-	-	-	-	-	-
Anelídeo	-	-	-	-	72,5	-	-	17,5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Atta sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	12,5	-	-	-	-	-	-	-	-
Bivalve	-	28	-	-	-	-	-	-	-	-	375	-	-	-	-	-
Chironomidae	-	12,5	-	686,25	-	-	337,5	15	4,5	-	87,5	100	-	-	47,75	-
Coleóptero	-	-	-	-	37,5	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-
Escama	-	-	-	-	-	-	12,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Microplástico	12,945	16,935	3,5	128,245	27,41	2	26	84,005	3,435	4,02	17,135	25,19	4,25	6,5	13,69	43,71
Fragmento de Inseto	17,25	-	1	95,875	-	4,5	37,5	214	35	43	214,5	4,5	56,5	206	37,5	5,5
Fragmento Vegetal	4,5	-	-	33,5	19,5	-	5	372,5	128,75	-	25	-	-	-	7,5	12,5
Gastropoda	-	-	-	-	-	-	-	-	11,25	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hyalella curvispina</i>	-	-	-	-	66,25	-	-	20	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydracárideo	-	-	-	12,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hymenoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	25	-	-
Ixodidae	1	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lepidóptero	-	-	-	-	17	-	-	-	-	-	-	-	7,5	-	-	-
Não Identificado	-	-	-	12,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nematoda	12,5	-	-	13,5	20	-	17,5	4,5	12,5	-	-	-	-	-	1	-
Odonata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-
Ovo de Inseto	2	-	-	-	-	-	3	0,5	50	-	-	-	-	-	-	-
Ovo de Peixe	252,5	-	-	-	-	-	2,5	2	-	-	1	125,25	-	-	-	12,5
Sedimento	498,75	1351,75	12,5	1538	345	63,75	2587,5	9252,75	723,75	76,25	1041,25	313,75	75,75	2282,5	1249	-
Semente	3	-	-	2,5	-	-	-	-	30	-	-	-	-	-	-	-
Tecameba	-	-	-	-	15,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vespidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-
Peixe	-	621,25	-	92,5	25	-	175	652,5	-	12	60	30	9,5	-	-	-

Material Suplementar 2 - Lista de espécies de peixes, itens alimentares consumidos, e o índice alimentar (IAi) da dieta da ictiofauna. Número da espécie: 1, *Acestrorhynchus lacustris*; 2, *Astyanax lacustris*; 3, *Cyphocharax modestus*; 4, *Geophagus iporangensis*; 5, *Gymnotus carapo*; 6, *Hoplias malabaricus*; 7, *Hoplosternum littorale*; 8, *Hypostomus ancistroides*; 9, *Hypostomus margaritifer*; 10, *Megaleporinus obtusidens*; 11, *Oligossarcus pintoii*; 12, *Parodon nasus*; 13, *Pimelodus maculatus*; 14, *Prochilodus lineatus*; 15, *Psalidodon fasciatus*; 16, *Rhamdia quelen*; 17, *Rineloricaria latirostris*; 18, *Rineloricaria pentamaculata*; 19, *Schizodon nasutus*; 20, *Serrasalmus maculatus*; 21, *Steindachnerina insculpta*. Em negrito valores >51% e * valores <0,001. *Guilda Trófica: Pis, piscívoro; Ins, insetívoro; Det, detritívoro; Her, herbívoro; Onv, onívoro; Alg, algívoro; Oof, oófago.

Espécies/Itens Alimentares	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Alga Segmentada	-	0,009	-	-	0,226	-	-	*	-	-	0,003	0,382	-	-	0,118	-	-	-	0,001	-	*
Alga Filamentosa	-	0,046	0,005	0,057	-	0,004	-	0,015	*	0,429	0,027	0,415	0,036	0,044	0,134	0,050	-	-	0,986	-	-
Alimento Digerido	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,009	-	-	-	-	-	-
Anelídeo	-	-	-	-	0,048	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,207	-	-	-	-	-
Bivalve	-	0,067	-	0,010	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,220	-	-	-	-
Chironomidae	-	-	-	0,194	-	0,111	-	*	-	-	0,113	-	0,963	-	0,051	0,071	0,089	-	*	-	*
Coleóptero	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,036	-	-	-	-	-
Microplástico	-	0,039	0,002	0,001	0,001	0,009	-	0,005	0,002	0,571	-	0,019	-	*	0,012	0,137	0,012	-	-	0,006	0,003
Fragmento de Inseto	0,010	0,588	0,003	0,019	-	-	-	*	*	-	0,065	0,011	-	*	0,242	0,081	-	-	0,001	-	-
Fragmento Vegetal	-	0,032	-	-	0,717	0,003	-	*	*	-	-	0,004	-	0,002	0,027	0,056	-	-	0,001	-	-
Gastropoda	-	-	-	0,009	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hyaella curvispina</i>	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	0,153	-	-	-	-	-
Hydracárideo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,067	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lepidóptero	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	0,016	-	-	-	-	-
Nematoda	-	-	-	0,010	-	-	-	*	-	-	0,218	0,010	0,001	-	*	0,019	-	-	-	-	-
Odonata	0,009	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ovo de Inseto	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,002	-	-	*	-	-	-	0,005	-	-
Ovo de Peixe	-	0,005	*	-	-	-	-	0,003	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	0,710	0,002
Sedimento	0,029	0,207	0,990	0,701	-	0,027	1	0,977	0,997	-	0,372	0,154	-	0,953	0,303	0,101	0,680	1	0,005	-	0,995
Semente	-	0,005	-	-	-	-	-	*	-	-	-	0,002	-	-	*	-	-	-	-	-	-
Tecameba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,044	-	-	-	-	-
Vespidae	0,011	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Peixe	0,941	-	-	-	0,007	0,845	-	-	-	-	0,135	-	-	-	0,101	0,030	-	-	-	0,284	-
*Guilda Trófica	Pis	Ins	Det	Det	Her	Pis	Det	Det	Det	-	Onv	Onv	Ins	Det	Onv	Onv	Det	Det	Alg	Oof	Det

Material Suplementar 3 - Quantidade de microplásticos encontrados por classe de comprimento, formas e cores nas espécies de peixes da Bacia do Rio Sorocaba. Formas encontradas: FB, fibra; ES, esfera; FL, filamento; GF, grupo de fibras; FR, fragmento; OT, outro. Cores encontradas: BR, branco; PR, preto; CI, cinza; TR, transparente; MA, marrom; BE, bege; VE, verde; VR, vermelho; LA, laranja; RO, rosa; AZ, azul; AM, amarelo.

Espécie	Classe de Comprimento (mm)					Formas						Cores												
	0,1-0,3	0,3-0,5	0,5-1	1-2	2-5	FB	ES	FL	GF	FR	OT	BR	PR	CI	TR	MA	BE	VE	VR	LA	RO	AZ	AM	
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	1	2	5	3	2	9	0	2	0	2	0	1	4	1	5	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Astyanax lacustris</i>	7	25	14	22	36	66	22	7	0	3	2	2	27	5	27	5	8	2	7	0	6	14	1	
<i>Cyphocharax modestus</i>	6	5	9	28	33	70	8	1	0	2	1	2	52	14	1	3	1	3	3	0	0	3	0	
<i>Geophagus iporangensis</i>	7	3	1	9	1	16	2	2	0	1	0	0	6	1	5	1	1	0	1	0	1	3	2	
<i>Gymnotus carapo</i>	1	1	0	0	1	2	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Hoplias malabaricus</i>	5	4	5	10	4	13	3	5	2	5	0	0	3	3	6	0	4	0	1	0	0	8	0	
<i>Hypostomus ancistroides</i>	3	0	4	4	13	24	2	3	0	0	0	1	17	1	3	0	0	0	0	0	2	5	0	
<i>Hypostomus margaritifer</i>	3	1	6	23	33	65	0	1	0	0	0	0	36	7	9	0	0	0	0	0	1	10	3	
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	5	0	1	1	0	1	5	0	0	1	0	0	1	0	5	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Oligossarcus pintoii</i>	1	0	1	6	0	7	0	0	0	1	0	0	0	1	3	3	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Paradon nasus</i>	1	0	2	0	5	6	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	7	0	
<i>Pimelodus maculatus</i>	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Prochilodus lineatus</i>	4	6	7	25	11	46	2	3	2	0	0	4	12	0	13	2	2	0	6	0	3	8	1	
<i>Psalidodon fasciatus</i>	22	27	38	70	66	157	39	14	6	7	6	2	87	22	64	7	9	2	9	0	0	11	3	
<i>Rhamdia quellen</i>	8	14	16	14	17	44	2	5	8	11	1	2	19	6	15	2	5	1	9	1	0	6	0	
<i>Rineloricaria latirostris</i>	1	0	1	2	0	2	0	1	0	1	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Schizodon nasutus</i>	0	1	0	0	11	10	0	1	1	0	0	0	4	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Serrasalmus maculatus</i>	0	0	0	0	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Steindachnerina insculpta</i>	7	0	17	45	53	103	12	4	3	0	0	0	78	13	11	6	1	1	0	0	0	12	0	

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo investigou a presença de microplásticos em uma bacia hidrográfica urbanizada no estado de São Paulo, analisando a relação entre o uso e ocupação do solo e os hábitos alimentares das espécies locais. Os resultados indicaram uma alta concentração desses contaminantes em áreas destinadas à agricultura e urbanização, bem como sua prevalência em espécies detritívoras e onívoras. Entre os polímeros identificados, o polietileno e o politereftalato de etileno foram os mais comuns.

A integração de microplásticos nas cadeias alimentares, intensificada pela dificuldade das espécies em distinguir partículas plásticas de alimentos naturais, juntamente com a introdução de poluentes provenientes de atividades humanas, constitui um risco ecológico alarmante. Esses achados destacam a necessidade urgente de desenvolver e implementar estratégias eficazes de mitigação, visando reduzir a contaminação e preservar a saúde dos ecossistemas aquáticos.