

**UNIVERSIDADE SANTA CECÍLIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE DE
ECOSSISTEMAS COSTEIROS E MARINHOS**

AMANDA SELINGER

**Resíduos plásticos em peixes de um riacho costeiro de
água preta da Mata Atlântica**

SANTOS

2025

AMANDA SELINGER

**Resíduos plásticos em peixes de um riacho costeiro de
água preta da Mata Atlântica**

Dissertação apresentada a Universidade Santa Cecília como parte dos requisitos para a obtenção de título de Mestre em Ecologia, sob a orientação da Profa. Dra. Ursulla Pereira Souza e coorientação do Prof. Dr. Franco Teixeira de Mello.

SANTOS

2025

571.95
S467r

Selinger, Amanda.
Resíduos plásticos em peixes de um riacho costeiro de água
preta da Mata Atlântica / Amanda Selinger.
2024.
46 f.

Orientador: Dra. Ursulla Pereira Souza.
Coorientador: Dr. Franco Teixeira de Mello.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Santa Cecília, Programa de
pós-graduação em Mestrado em Ecologia, Santos, SP, 2024.

1. Comunidade de peixes de água doce. 2. Contaminação. 3.
Microplásticos. 4. Poluentes emergentes. I. Souza, Ursulla Pereira.
II. Resíduos plásticos em peixes de um riacho costeiro de água preta
da Mata Atlântica.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à bolsa de Mestrado, uma vez que o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Agradeço ao Programa/Portaria: PDPG Emergencial de Consolidação Estratégica dos Programas de Pós-graduação stricto sensu acadêmicos - Portaria nº 155, de 10 de agosto de 2022. Processo no 88881.709630/2022-01) pelo recurso destinado às campanhas de coleta e aos materiais necessários para a realização da pesquisa.

À Ursulla, pela confiança depositada e pelo incentivo, por nunca medir esforços para garantir que sempre tivéssemos todo o material e equipamento necessários. Agradeço também pela companhia nos cafés com bolinhos, nos treinos e, claro, nas cervejinhas depois do laboratório.

Ao Franco, pela disposição em compartilhar sua experiência e por estar sempre disponível para esclarecer dúvidas. Agradeço também pela calorosa recepção no Uruguai, pela parrilla e por aquela sobremesa de banana, chocolate e rum. Estava incrível!

Ao Rafael Mendonça Duarte e sua "estradinha", por viabilizar as expedições de campo. Agradeço o carinho, conversas, aventuras e pelos churrascos que tornaram essas saídas de campo mais saborosas.

Ao Prof. Landulfo Silveira Jr., agradeço pela disponibilização do equipamento Raman, pelo acolhimento em seu laboratório e pelo incentivo e confiança depositados em meu trabalho. Ao Prof. Francisco Langeani, agradeço pela confirmação taxonômica e pelo depósito do material. Ao Prof. Vinícius Roveri, sou muito grata por sempre disponibilizar a sonda multiparamétrica e por sua generosidade em nos apoiar. À Prof. Paloma Kachel Gusso Choueri, expresse meu agradecimento por sua constante disposição em nos auxiliar sempre que necessário. À Prof. Mara Angelina Galvão Magenta, agradeço por conceder uma estufa, sem a qual a digestão química não teria sido possível.

Às secretárias Imaculada e Sandra, agradeço pela paciência e pela dedicação em sempre estar dispostas a ajudar.

Aos membros das bancas de Qualificação e Apresentação Final da Dissertação por todas as contribuições.

Também sou grata a todos que participaram das coletas de campo, em especial ao Mosna et al. e ao Spotify pela ajuda nos arrastos de rede, pelas histórias e camaradagem. Ao Tuca, por confiar que não derrubaríamos a casa dele durante as coletas, por todos os feijões e por ter resistido às minhas grandes traíras (sem ter comido nenhuma, eu acho).

Ao Laboratório de Biologia de Organismos Marinhos e Costeiros (LABOMAC), pela estrutura (apesar de ainda não ter um sofá) e por ser minha segunda casa. Agradeço também a todos os meus amigos de trabalho, que tornaram essa jornada mais leve e divertida.

Ao meu namorado Henrique Costa, digo, João, pela enorme paciência, companheirismo e por me ajudar nas análises estatísticas. Agradeço também à minha mãe, pelo apoio e carinho incondicionais de sempre, e à minha sogra, pelo cuidado com os gatinhos e pela companhia.

Deixo registradas minhas eternas memórias a Thiago Loureiro Modesto, nosso querido Shake ou Mr. Inseto Aquático. Fomos verdadeiramente sortudos por tê-lo ao nosso lado; você trouxe muita alegria ao nosso laboratório e aos nossos happy hours. Mas ficou nos devendo ir para o campo, continuará sendo cobrado por isso, ok?!

À Unisanta e ao corpo docente pelas oportunidades e conhecimentos repassados.

Obrigada!

RESUMO

Embora a contaminação plástica seja amplamente documentada na fauna aquática de grandes rios, lagoas e reservatórios, ainda há poucas informações sobre sua ocorrência em organismos de riachos. Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo comparar a abundância e a composição de microplásticos (MPs) em peixes de um riacho costeiro da Mata Atlântica e avaliar suas relações com o uso de habitat. A comunidade de peixes foi amostrada em um riacho de águas pretas na planície costeira de Itanhaém, SP, durante períodos de maior e menor pluviosidade. Foram analisados tratos gastrointestinais (TGIs) e brânquias de 255 indivíduos pertencentes a 21 espécies, utilizando digestão química e observação em estereomicroscópio. Ao todo, foram identificados 201 MPs, com abundância semelhante entre os períodos de maior e menor pluviosidade. A abundância de MPs apresentou correlação positiva com o comprimento dos peixes ($\tau = 0,18$, $p < 0,001$). Apesar de não terem sido observadas diferenças significativas entre os órgãos analisados, os peixes nectobentônicos apresentaram maior concentração de MPs nas brânquias em relação aos TGIs, possivelmente devido à adesão menos seletiva das brânquias. Os peixes nectônicos apresentam maior número de MPs nos TGIs do que o grupo bentônico, sugerindo que os estímulos visuais dos nectônicos podem levá-los a ingerir ativamente MPs que se assemelham ao seu alimento natural. Microfibras azuis se destacaram como o tipo prevalente em termos de dimensão, formato e coloração, enquanto análises químicas revelaram a presença de polietileno tereftalato (PET), pigmento de ftalocianina de cobre e corante natural índigo. Este é o primeiro estudo a avaliar a contaminação por MPs em peixes de riachos costeiros da Mata Atlântica. Os resultados sugerem que algumas espécies são mais suscetíveis à ingestão de MPs do que outras, reforçando a importância de investigar os efeitos desses contaminantes em peixes, visando à preservação da biodiversidade da Mata Atlântica e sua heterogeneidade ambiental.

Palavras-chave: Comunidade de peixes de água doce, Contaminação, Microplásticos, Poluentes emergentes.

ABSTRACT

Plastic waste in fish from a blackwater coastal stream in the Atlantic Forest

Although plastic contamination is widely documented in the aquatic fauna of large rivers, lakes, and reservoirs, there is still limited information on its occurrence in stream organisms. In this context, the present study aimed to compare the abundance and composition of microplastics (MPs) in fish from a coastal stream in the Atlantic Forest and assess their relationships with habitat use. The fish community was sampled in a blackwater stream on the coastal plain of Itanhaém, São Paulo, during periods of higher and lower rainfall. Gastrointestinal tracts (GITs) and gills of 255 individuals from 21 species were analyzed using chemical digestion and observation under a stereomicroscope. A total of 201 MPs were identified, with similar abundance between periods of higher and lower rainfall. The abundance of MPs showed a positive correlation with fish length ($\tau = 0.18$, $p < 0.001$). Although no significant differences were observed between the organs analyzed, nectobenthic fish exhibited a higher concentration of MPs in the gills compared to the GITs, possibly due to the less selective adhesion of MPs to the gills. Nectonic fish showed a greater number of MPs in their GITs than benthic species, suggesting that visual stimuli may lead nectonic fish to actively ingest MPs resembling their natural food. Blue microfibers stood out as the predominant type in terms of size, shape, and color, while chemical analyses revealed the presence of polyethylene terephthalate (PET), copper phthalocyanine pigment, and natural indigo dye. This is the first study to evaluate MP contamination in fish from coastal streams of the Atlantic Forest. The results suggest that some species are more susceptible to MP ingestion than others, reinforcing the importance of investigating the effects of these contaminants on fish to ensure the preservation of the Atlantic Forest's biodiversity and environmental heterogeneity.

Keywords: Freshwater fish community, Contamination, Microplastics, Emerging pollutants.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1. Localização da área de estudo e ponto de amostragem do riacho Panema, Itanhaém, SP, Brasil. Imagem inferior = foto panorâmica do riacho amostrado..... 15
- Figura 2. Valores médios de micropartículas para as espécies amostradas no riacho Panema, apresentados por indivíduo (a) e por grama (b)..... 23
- Figura 3. Relação entre o número de micropartículas ingeridas e aderidas (trato gastrointestinal e brânquia) e comprimento padrão (cm) por peixes de um riacho costeiro da Mata Atlântica. A área sombreada indica 95% de intervalo de confiança..... 24
- Figura 4. Abundância de micropartículas por indivíduo e entre grupos de uso de habitat: (a) trato gastrointestinal (TGI) e (b) brânquia. Losango vermelho = média..... 25
- Figura 5. Porcentagem de frequência das cores de micropartículas nos formatos de fibra (A) e fragmento (B), encontradas no trato gastrointestinal (TGI) e na brânquia (C) dos peixes do riacho Panema, Itanhaém, SP..... 26
- Figura 6. Espectros Raman de (a) Polietileno tereftalato (PET), (b) pigmento azul de ftalocianina de cobre (PB15), (c) pigmento verde de ftalocianina de cobre (PG7) e (d) corante natural azul índigo, recuperados dos tratos gastrointestinais e das brânquias de peixes do riacho Panema, Itanhaém, SP.
..... 27

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características abióticas do riacho Panema, Itanhaém, SP. pH = potencial hidrogeniônico; CE = condutividade elétrica; OD = oxigênio dissolvido; ST = sólidos totais; ORPmV (potencial de oxidação-redução em milivolts). Mín = mínimo; Máx = máximo; dp = desvio padrão 20

Tabela 2. Lista das espécies coletadas no riacho Panema, Itanhaém, SP, com a média \pm desvio padrão do número de micropartículas registradas no trato gastrointestinal (TGI) e nas brânquias (Brânq.) de cada espécie, nos períodos de maior e menor pluviosidade. N = número de indivíduos analisados; % = frequência de ocorrência em porcentagem das micropartículas para cada espécie..... 21

Tabela 3. Resumo dos resultados do GLMM utilizando os grupos de uso de habitat como variáveis preditoras e os números totais de partículas antropogênicas dos tratos gastrointestinais (TGIs) e brânquias como variáveis respostas. As espécies foram utilizadas como fator aleatório. EP: Erro Padrão. A interceptação representa o grupo de uso do habitat bentônico 25

LISTA DE TABELAS SUPLEMENTARES

Tabela Suplementar 1. Lista das espécies coletadas no riacho Panema, Itanhaém, SP, com os grupos de uso de habitat; média \pm desvio padrão do comprimento padrão (CP) em centímetros e peso em grama, nos períodos de maior e menor pluviosidade. N = número de indivíduos analisados..... 46

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA	Área de Preservação Ambiental
GLMM	Modelo Linear Generalizado Misto
MP	Microplástico
NB	Corante Natural Azul Índigo
PESM	Parque Estadual da Serra do Mar
PET	Polietileno Tereftalato
PG7	Pigmento Verde de Ftalocianina de Cobre
PB15	Pigmento Azul de Ftalocianina de Cobre
TGI	Trato Gastrointestinal

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. MATERIAIS E MÉTODOS	14
2.1. ÁREA DE ESTUDO.....	14
2.2. AMOSTRAGEM.....	15
2.3. DISSECAÇÃO DOS ÓRGÃOS E DIGESTÃO QUÍMICA.....	16
2.4. CONTROLE DE QUALIDADE.....	17
2.5. CLASSIFICAÇÃO DOS GRUPOS DE USO DE HÁBITAT	17
2.6. IDENTIFICAÇÃO DA ESTRUTURA QUÍMICA DAS MICROPARTÍCULAS	18
2.7. ANÁLISE DE DADOS	18
3. RESULTADOS	19
3.1. ABUNDÂNCIA DE MICROPARTÍCULAS ENTRE PERÍODOS E RELAÇÃO COM O TAMANHO CORPÓREO	20
3.2. VARIAÇÃO DA INGESTÃO DE MICROPARTÍCULAS ENTRE ÓRGÃOS E GRUPOS	24
3.3. COMPOSIÇÃO DAS PARTÍCULAS.....	26
4. DISCUSSÃO	28
5. CONCLUSÃO	33
6. REFERÊNCIAS	34
7. TABELAS SUPLEMENTARES	46

1. Introdução

A Mata Atlântica é reconhecida como um dos principais hotspots de biodiversidade no mundo (Myers et al. 2000) e desperta grande interesse para a conservação, devido à elevada heterogeneidade de ecossistemas, alto índice de endemismo e aos intensos processos de fragmentação florestal e urbanização (Mittermeier et al. 2004; Cardoso 2016; Marques e Grelle 2021). Os sucessivos impactos associados à concentração populacional em áreas urbanas têm intensificado o aporte de múltiplos contaminantes nos diferentes ecossistemas desse bioma, incluindo materiais como os microplásticos (MPs; <5 mm) (Gerolin et al. 2024).

Os MPs são partículas antropogênicas atualmente reconhecidos como poluentes emergentes de alta preocupação, devido à sua persistência no ambiente e ao potencial nocivo para organismos e ecossistemas (Zhang et al. 2022; Kumar et al. 2023). Apesar dos avanços recentes nas pesquisas sobre os efeitos desse material sintético na biota, ainda são escassas as investigações em sistemas fluviais neotropicais de pequena ordem (Garcia et al. 2020; Ribeiro-Brasil et al. 2020; Ferrari e Hepp 2021; Vidal et al. 2021; Bauer et al. 2022; Selinger et al. 2024). A maioria dos estudos sobre MPs têm se concentrado no ambiente marinho e em grandes sistemas fluviais (Fernandes et al. 2022; Hossain e Olden 2022). Embora essas pesquisas tenham evidenciado a problemática dos materiais plásticos nos ambientes aquáticos, o conhecimento sobre a dinâmica dos MPs na ictiofauna de riachos permanece limitado.

A dispersão e a presença de MPs nos riachos podem ser atribuídas à ação dos ventos, à lixiviação e, principalmente, ao descarte inadequado de resíduos e efluentes domésticos e industriais (Sodré et al. 2023; Ortega e Cortés-Arriagada 2023). Esses materiais, altamente disponíveis em ambientes aquáticos, têm sido incorporados pelos organismos em diferentes níveis tróficos (McNeish et al. 2018; Hasegawa et al. 2022). Estudos destacam a relação entre a ingestão e adesão e as estratégias alimentares adotadas por peixes (Jabeen et al. 2017; Mizraji et al. 2017; Vidal et al. 2021). Por exemplo, peixes que exploram uma ampla variedade de recursos alimentares em diferentes compartimentos ambientais de um sistema aquático estão mais suscetíveis à incorporação de MPs em sua dieta, além de apresentarem maiores chances de acúmulo nas brânquias (Campbell et al. 2017; Lusher et al. 2020; Garcia et al. 2020).

Além disso, os diferentes micro-habitats ocupados por peixes e suas interações dentro de um sistema aquático podem resultar em níveis variados de exposição e contaminação por MPs (Bessa et al. 2018; Sultan et al. 2023). Nesse contexto, o uso do habitat desempenha um papel crucial na investigação da ingestão e adesão de MPs, uma vez que permite compreender como os padrões de forrageamento, comportamento e ecologia trófica influenciam a vulnerabilidade dos peixes de riachos a esses contaminantes (Mizraji et al. 2017; Costa et al. 2023).

Embora estudos da comunidade de peixes em riachos costeiros da Mata Atlântica já tenham sido realizados em riachos de águas claras, considerando diversas perspectivas como distribuição (Mazzoni et al. 2006; Ferreira e Petrere 2009; Wolff e Hahn 2017); aspectos tróficos e estruturais (Vitule et al. 2013; Ferreira et al. 2014; Gonçalves et al. 2018; Baldasso et al. 2019; Cetra et al. 2020; Esteves et al. 2021; Cetra et al. 2022), relação entre variáveis abióticas e dinâmica de populações (Gerhard et al. 2004; Terra et al. 2016; Mazzoni et al. 2018), em riachos de águas escuras essas investigações são incipientes. Alguns trabalhos avaliaram a comunidade ictiológica em riachos de águas pretas (Ferreira e Petrere 2009; Gonçalves e Braga 2012; Ferreira et al. 2014; Ferreira et al. 2018; Esteves et al. 2019; Giongo et al. 2023). No entanto, as relações entre os MPs e a comunidade ictiológica, assim como suas interações com o uso do habitat em riachos de restinga na Floresta Atlântica, ainda não foram investigadas.

Considerando a importância da compreensão do nível de contaminação por MPs para a manutenção desses ecossistemas e a conservação dos peixes de riachos, o objetivo desse trabalho foi comparar a abundância e a composição de micropartículas ingeridas por peixes entre diferentes espécies e grupos de uso de habitats em riachos costeiros da Mata Atlântica. Especificamente, buscamos avaliar: i) a abundância de MPs entre os períodos de maior e menor pluviosidade e sua relação com o tamanho corpóreo de peixes; ii) a ocorrência de variações nos padrões de MPs entre o trato gastrointestinal e as brânquias dos peixes; iii) a abundância de MPs em diferentes grupos de uso de habitats e; iv) as características poliméricas dos MPs ingeridos por peixes, incluindo dimensão, formato, coloração e estrutura química.

As hipóteses norteadoras do estudo são: i) a abundância de MPs será maior durante os períodos de elevada pluviosidade, devido ao transporte e à remobilização dessas micropartículas provocados pelo aumento do fluxo d'água; ii) a quantidade de MPs ingeridos aumentará com o tamanho corpóreo dos peixes, devido à sua maior

capacidade de explorar o ambiente e à transferência dessas partículas através da predação de organismos de níveis tróficos inferiores; iii) as brânquias apresentarão maior abundância de MPs em comparação ao trato gastrointestinal, devido à sua exposição direta à água; iv) os peixes dos grupos de uso de habitat com associação ao fundo apresentarão maior quantidade de MPs, devido à retenção frequente dessas partículas no substrato.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de estudo

A Bacia do rio Itanhaém (23°35'; 24°15' S e 46°35'; 47°00' W) é a segunda maior bacia costeira do Estado de São Paulo, com 930 km² (Camargo et al. 1997). Localizada em duas áreas de proteção ambiental, o Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) e a Área de Proteção Ambiental (APA) Capivari-Monos, a Bacia mantém remanescentes bem preservados da Mata Atlântica original. A região da Serra do Mar, localizada entre 700 e 50 m de altitude, apresenta uma topografia íngreme e está inserida no PESM. A planície costeira, região de baixo relevo, é coberta principalmente pela vegetação de restinga, parcialmente afetada por pressões antrópicas como a agricultura e a urbanização. A região inferior da bacia é coberta por vegetação de mangue que circunda os canais fluviais, e é amplamente afetada pelo despejo de efluentes urbanos (Camargo et al. 1997).

O rio Itanhaém é drenado por quatro rios principais: Preto, Mambu, Aguapeú e Branco. A sub-bacia do rio Preto origina-se em três distintas áreas: parte de suas nascentes está localizada acima de 700 m, em uma região preservada; outra parte corresponde a riachos de cabeceira a 400 m em zonas com atividades agrícolas moderadas; e nascentes situadas em baixas elevações, caracterizadas por águas escuras, fluxo lento, baixo nível de oxigênio, alta acidez e elevada concentração de carbono orgânico dissolvido (Por e Lopes 1994; Gonçalves e Braga 2012).

As amostragens foram realizadas em um trecho de 65 metros no riacho Panema (24°11'09.3"S 46°54'42.6"W), um riacho de restinga pertencente a sub-bacia do rio Preto, Itanhaém, São Paulo (Fig. 1). Este riacho é atravessado por uma estrada não asfaltada e, assim como outros afluentes da região, é frequentemente impactado pelo lançamento de efluentes domésticos sem tratamento (Camargo e Cancian 2016). Apesar de algumas residências próximas utilizarem fossas sépticas, o descarte irregular de dejetos diretamente nas águas deste riacho é uma prática recorrente.

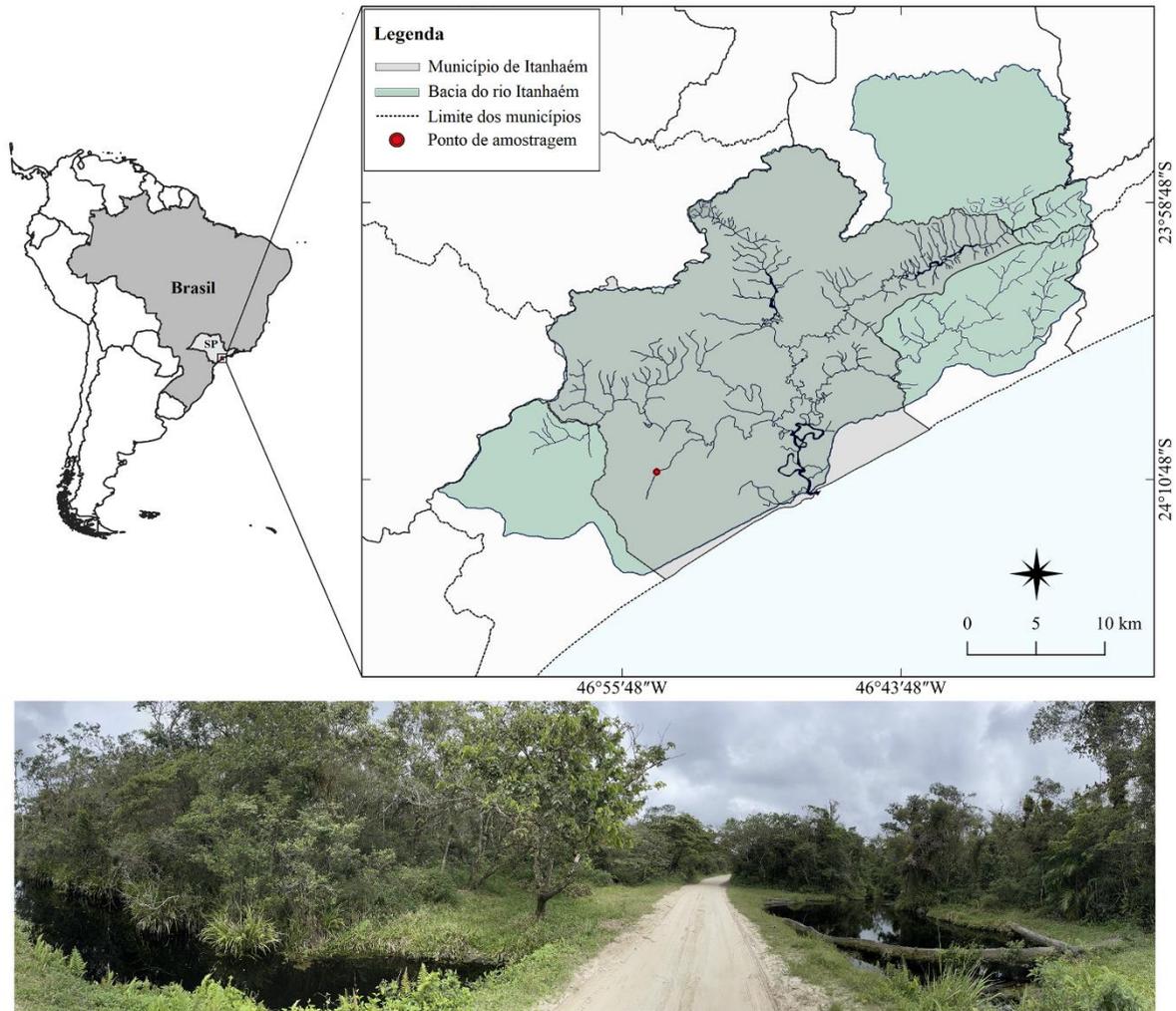


Figura 1. Localização da área de estudo e ponto de amostragem do riacho Panema, Itanhaém, SP, Brasil. Imagem inferior = foto panorâmica do riacho amostrado.

2.2. Amostragem

As amostragens foram realizadas em 2024, nos meses de maior pluviosidade, janeiro a março, e de menor pluviosidade, junho a agosto (DAEE 2022). Os peixes foram capturados com passagens de uma rede de arrasto (malhagem de 8 mm) com duas pessoas manuseando no sentido oposto ao fluxo do riacho, enquanto varreduras com puçás eram realizadas por duas pessoas nas margens dos riachos. Covos foram mantidos durante cerca de 12h (final da tarde até o início da manhã), com inspeções a cada 6h. O esforço amostral foi planejado de modo a garantir, quando possível, a obtenção de 10 indivíduos por espécie em cada período analisado. Os exemplares foram anestesiados com 1 a 1,5 mL de eugenol por litro de água (5 mL eugenol + 95 mL de álcool 96 – 99° GL), fixados em formalina 10% e, em laboratório, transferidos para álcool 70% (Protocolo n° 15/2023 – CEUA e SISBIO n° 90241-1).

Junto às amostragens de peixes, foram mensuradas as variáveis ambientais por meio de sonda multiparâmetros (Horiba modelo U-52G): pH, temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e sólidos totais. Para caracterizar a estrutura do riacho foram consideradas as variáveis: i) tipo de fundo (cascalho/pedras; areia e folhiços; canalizado); ii) cobertura vegetal (ausente; parcial; total); iii) presença de mata ciliar (> 90% com vegetação ripária nativa – mínima evidência de desflorestamento; entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa – desflorestamento evidente, mas que não afeta o desenvolvimento da vegetação; entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; desflorestamento moderado – trechos com solo exposto; < 50% da mata ciliar nativa – desflorestamento acentuado); iv) ocupação das margens (vegetação natural; agrossistema/reflorestamento; residencial/industrial); v) alterações antrópicas (ausente; doméstica; industrial/urbana). A caracterização do ambiente foi adaptada de Callisto et al. (2002).

2.3. Dissecção dos órgãos e Digestão química

Em laboratório, os peixes foram identificados, mensurados quanto ao comprimento padrão (CP) (mm) e pesados (g). Os peixes foram dissecados ventralmente e os tratos gastrointestinais (TGIs) e os rastros branquiais de ambos os lados foram retirados e pesados (g).

Os tecidos dos TGIs e dos rastros branquiais foram digeridos em solução de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) a 100 volumes. Em Becker de 100 ml foi adicionado o volume necessário para cobrir cada amostra individualmente (1:5 de H_2O_2 sobre a amostra, respeitando a relação volume/volume). Posteriormente, os frascos foram cobertos com papel alumínio, identificados e mantidos em estufa a 45°C por 48 horas (Tan et al. 2022). Após o tempo de digestão, o conteúdo foi filtrado em filtro de fibra de vidro com porosidade de 100 μm . Os filtros foram transferidos para placas de Petri de vidro previamente higienizadas e observados em estereomicroscópio.

A técnica de agulha quente foi empregada para diferenciar micropartículas antropogênicas de não antropogênicas, com base na observação dos pontos de fusão das partículas (Lusher et al. 2020). As partículas foram classificadas de acordo com: (i) dimensão (nanopartícula: < 100 nm; micropartícula: < 5 μm ; mesopartícula: 5 - 25 μm ; macropartícula > 25 μm) através de uma ocular micrométrica; (ii) coloração; e (iii) formato (fibra, fragmento, filme, esfera e espuma) (Bessa et al. 2016). As micropartículas foram mantidas nos filtros de fibra de vidro, com cada filtro

armazenado individualmente em uma placa de Petri vedada para análise química posterior. As partículas encontradas foram definidas como micropartículas, cuja estrutura química ainda não foi identificada.

2.4. Controle de Qualidade

Para evitar contaminação cruzada, o acesso ao laboratório foi restrito durante as análises, com janelas e portas fechadas e o ar-condicionado desligado (Torre et al. 2016; Bessa et al. 2019). Todos os equipamentos foram higienizados três vezes com água ultrafiltrada e álcool 70% antes e após as análises. Durante o manuseio das amostras, foram utilizadas luvas de vinil e jalecos de algodão. Frascos de controle (Becker) contendo 25 ml de solução de H₂O₂ a 100 volumes, cobertos com papel alumínio, foram utilizados no processo de digestão química descrito na seção 2.3. Os filtros foram previamente inspecionados em estereoscópio para garantir a ausência de contaminação antes do processo de filtragem. Durante a inspeção das placas de Petri na bancada, conforme descrito previamente, foram utilizadas duas placas de Petri controle, contendo filtros de fibra de vidro umedecidos com água ultrafiltrada, posicionadas ao lado do estereomicroscópio durante a caracterização das micropartículas. As placas de controle foram inspecionadas no início e ao final de cada análise. Quando itens com formas e colorações semelhantes às das micropartículas eram encontrados, estas eram excluídas da amostra (Rummel et al. 2016).

Foram identificadas 16 micropartículas nos controles, todas durante o período de maior pluviosidade. Não foram registradas micropartículas no controle do período de menor pluviosidade. As micropartículas apresentaram predominantemente colorações azul e vermelha, formato fibroso e dimensões variando entre 1 e 5 mm.

2.5. Classificação dos grupos de uso de habitat

As espécies foram classificadas em três principais grupos de uso de habitat considerando os atributos ecomorfológicos: (i) bentônicos, representados por peixes de corpo deprimido dorso-ventralmente, nadadeiras peitorais amplas, olhos dorsais e lábios em formato de disco; (ii) nectobentônicos, com formato corporal fusiforme e nadadeiras peitorais expandidas; e (iii) nectônicos, que possuem corpo comprimido, olhos e nadadeiras peitorais em posição lateral (Casatti e Castro 2006; Wolff et al. 2023).

2.6. Identificação da estrutura química das micropartículas

Para a caracterizar a estrutura química e identificar o tipo plástico presente nos TGIs e brânquias, foi analisado um subconjunto de 30% das micropartículas recuperadas, considerando a representatividade das dimensões, formatos e colorações observadas. Buscou-se também manter uma quantidade semelhante de partículas entre os dois órgãos analisados e pelo menos duas partículas por espécie, de modo a refletir de forma equilibrada as características gerais da amostra. Esse percentual foi definido com base na quantidade de partículas que pôde ser recuperada após o processo de quantificação e classificação das micropartículas.

As micropartículas foram posicionadas em uma placa sólida de alumínio e, em seguida, localizadas utilizando um microscópio com objetivas de 10x, 20x e 40x. Foram realizadas medições espectroscópicas utilizando um espectrômetro micro-Raman dispersivo (Dimension P-1, Lambda Solutions Inc., MA, EUA) com um comprimento de onda de excitação de 830 nm fornecido por um laser. O espectrômetro fornece uma resolução de 4 cm^{-1} na faixa de números de onda de 400 a 1800 cm^{-1} . O tempo para coletar cada espectro foi de 1 s e 10 acumulações (total de 10 s) e cada micropartícula teve pelo menos duas leituras consecutivas realizadas.

Para classificar as micropartículas quanto a estrutura química, os espectros foram pré-processados com correção de linha de base. Em seguida, as confirmações espectrais foram realizadas utilizando o software Open Specy (Cowger et al. 2021). Espectros de referência disponíveis na literatura, incluindo Baran et al. (2010), Saviello et al. (2016), Nava et al. (2021) e Peñalver et al. (2023), foram utilizados para confirmar a identificação. Foi adotado um critério de correspondência mínima de 70% entre os espectros gerados e os de referência, sendo desconsiderados aqueles que não atingiram esse limite.

2.7. Análise de dados

Para verificar diferenças na abundância de micropartículas entre os períodos de maior e menor pluviosidade, foi utilizado o teste de Mann-Whitney. O número médio de micropartículas foi calculado por indivíduo e por biomassa em cada indivíduo para cada espécie. O número de micropartículas foi comparado entre os diferentes órgãos por meio do teste de Mann-Whitney, e em seguida foi realizada a mesma análise para cada grupo de uso de habitat individualmente.

Utilizamos um Modelo Linear Generalizado Misto (GLMM) com distribuição de erro de Poisson para avaliar se o comprimento padrão (CP) influenciava o número de micropartículas ingeridas pelos peixes. A espécie foi incluída como um efeito aleatório para explicar a variabilidade interespecífica sem confundir o efeito principal do CP. Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMMs) também foram utilizados para verificar se existiam diferenças no total de micropartículas em cada órgão entre grupos de uso de habitat. Para garantir que as características específicas das espécies não ofuscassem os efeitos dos grupos de uso do habitat, incluímos “espécies” como um efeito aleatório em cada modelo. Uma distribuição de erro de Poisson foi utilizada para a abundância de micropartículas no TGI, enquanto uma distribuição de erro Binomial Negativa foi aplicada para as brânquias. Todas as suposições dos modelos foram verificadas examinando os resíduos por meio de gráficos e testes de diagnóstico (por exemplo, verificações de superdispersão e uniformidade). Quando o GLMM indicava diferenças entre grupos, as médias dos mínimos quadrados foram calculadas para cada fator e contrastadas entre os grupos de uso de habitat.

Para avaliar a abundância de diferentes dimensões de micropartículas entre os órgãos, foram utilizados testes de Mann-Whitney. Para todas as análises foi adotado o nível de significância de $\alpha = 5\%$.

3. Resultados

O riacho Panema é um típico afluente de águas pretas, caracterizado por sua elevada acidez, com pH médio de 3,8 e baixa concentração de oxigênio dissolvido (OD). Durante o período de maior pluviosidade, o OD médio foi de 25,4%, caindo para 9,0% no de menor pluviosidade. A temperatura média foi de 29,4 °C e 20,4 °C, nos períodos de maior e menor pluviosidade, respectivamente (Tab. 1). O fundo do riacho é majoritariamente arenoso, com acúmulo de folhiço, e o leito apresenta cobertura vegetal parcial. As margens do riacho são ocupadas por vegetação natural (acima de 90% de vegetação nativa), apesar de alterações pontuais de origem doméstica, devido a atividades antrópicas.

Tabela 1. Características abióticas do riacho Panema, Itanhaém, SP. pH = potencial hidrogeniônico; CE = condutividade elétrica; OD = oxigênio dissolvido; ST = sólidos totais; ORPmV (potencial de oxidação-redução em milivolts). Mín = mínimo; Máx = máximo; dp = desvio padrão.

	Maior pluviosidade			Menor pluviosidade		
	Mín.	Máx.	Média ± dp	Mín.	Máx.	Média ± dp
pH	3,16	4,90	3,8 ± 0,4	3,52	4,31	3,8 ± 0,2
CE (mS/cm)	0,054	0,087	0,07 ± 0,01	0,049	0,072	0,05 ± 0,001
OD (%)	18,2	47,3	25,4 ± 6,9	2,1	30,4	9,0 ± 8,9
ST (g/L)	0,035	0,056	0,04 ± 0,007	0,024	0,037	0,03 ± 0,005
ORPmV	230,0	364,0	291,4 ± 37,2	199,2	297,1	261,6 ± 23,6
Temperatura (°C)	24,26	29,42	29,4 ± 1,9	19,72	21,59	20,4 ± 0,4

3.1. Abundância de micropartículas entre períodos e relação com o tamanho corpóreo

Foram analisados 255 indivíduos, pertencentes a 21 espécies, 12 famílias e seis ordens, em períodos de maior (n = 128) e de menor pluviosidade (n = 127) (Tab.2). Foram detectadas micropartículas de origem antropogênica em 110 indivíduos (43,1%). No período de maior pluviosidade, 42,9% dos peixes apresentaram essas micropartículas, enquanto no de menor pluviosidade, o percentual foi de 43,3%. O número médio de micropartículas por indivíduo foi de $0,89 \pm 1,66$ no período de maior pluviosidade, e de $0,60 \pm 0,97$ no de menor. A abundância de micropartículas não diferiu entre os períodos analisados ($W = 8251,5$; $p = 0,81$).

Tabela 2. Lista das espécies coletadas no riacho Panema, Itanhaém, SP, com a média \pm desvio padrão do número de micropartículas registradas no trato gastrointestinal (TGI) e nas brânquias (Brânq.) de cada espécie, nos períodos de maior e menor pluviosidade. N = número de indivíduos analisados; % = frequência de ocorrência em porcentagem das micropartículas para cada espécie.

Ordem	Família	Espécies	Maior pluviosidade				Menor pluviosidade			
			N	TGI	Brânq.	%	N	TGI	Brânq.	%
Characiformes	Characidae	<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	10	1,4 \pm 2,2	1,5 \pm 1,8	60	10	0,3 \pm 0,9	0,4 \pm 0,7	40
		<i>Hyphessobrycon boulengeri</i> (Eigenmann, 1907)	10	0,8 \pm 1,3	0,7 \pm 0,7	70	10	0,7 \pm 1,1	0,1 \pm 0,3	40
		<i>Hollandichthys multifasciatus</i> (Eigenmann & Norris, 1900)	10	0,3 \pm 0,5	0,3 \pm 0,5	60	10	0,4 \pm 0,5	0,1 \pm 0,3	50
		<i>Mimagoniates lateralis</i> (Nichols, 1913)	10	0,4 \pm 0,7	0,7 \pm 0,9	60	10	0,4 \pm 0,5	0,3 \pm 0,5	70
		<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)	2	-	-	0	1	-	-	0
	Crenuchidae	<i>Characidium lanei</i> Travassos, 1967	10	0,1 \pm 0,3	0,2 \pm 0,4	30	10	0,0 \pm 0,0	0,5 \pm 1,0	30
	Lebiasinidae	<i>Nannostomus beckfordi</i> Günther, 1872	10	-	0,1 \pm 0,3	10	10	0,5 \pm 0,7	0,4 \pm 0,7	50
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	10	0,4 \pm 0,5	0,9 \pm 1,6	60	10	0,2 \pm 0,4	0,4 \pm 0,7	40
Cichliformes	Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	10	0,3 \pm 0,7	0,4 \pm 0,7	40	3	0,7 \pm 0,6	0,7 \pm 1,2	67
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Phalloceros reisi</i> Lucinda, 2008	10	0,9 \pm 1,4	0,2 \pm 0,6	50	10	0,3 \pm 0,7	0,2 \pm 0,4	40
	Rivulidae	<i>Atlantirivulus santensis</i> (Köhler, 1906)	1	-	-	0	4	-	-	0
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	4	-	0,5 \pm 0,6	50	0	-	-	0
		<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)	2	-	-	0	3	-	0,3 \pm 0,6	33
		<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	5	0,4 \pm 0,5	0,4 \pm 0,9	60	0	-	-	0
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	0	-	-	-	2	-	1,0 \pm 1,4	50
		<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	0	-	-	-	1	-	-	0
		<i>Scleromystax macropterus</i> (Regan, 1913)	10	0,1 \pm 0,3	0,1 \pm 0,3	20	10	0,1 \pm 0,3	0,2 \pm 0,4	30
	Heptapteridae	<i>Pimelodella transitoria</i> Miranda Ribeiro, 1907	0	-	-	-	1	-	-	0
		<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	4	0,5 \pm 1,0	2,0 \pm 2,2	75	10	0,1 \pm 0,3	2,1 \pm 1,4	100
	Loricariidae	<i>Pseudotothyris obtusa</i> (Miranda Ribeiro, 1911)	10	0,1 \pm 0,3	-	10	10	-	0,2 \pm 0,4	20
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	0	-	-	-	2	-	-	0

A análise qualitativa do consumo de micropartículas em nível de espécie, integrando todos os indivíduos que as ingeriram, independentemente de sua presença nos TGIs ou nas brânquias, identificou que, das 21 espécies, 16 continham micropartículas nos órgãos analisados. Apenas *A. santensis*, *H. littorale*, *O. hepsetus*, *P. transitoria* e *S. marmoratus* não apresentaram micropartículas. *Rhamdia quelen* (2,3 itens.ind⁻¹) e *H. bifasciatus* (1,8 itens.ind⁻¹) registraram o maior número médio de micropartículas por indivíduo, enquanto *P. obtusa* (0,15 itens.ind⁻¹) e *G. pantherinus* (0,2 itens.ind⁻¹) tiveram os menores valores (Fig. 2). As espécies com o maior número médio de micropartículas por grama foram *H. bifasciatus* (2,9 itens.g⁻¹) e *N. beckfordi* (2,3 itens.g⁻¹), enquanto *G. sylvius* (0,006 itens. g⁻¹) e *G. carapo* (0,005 itens. g⁻¹) apresentaram as menores quantidades (Fig. 2). Além disso, *H. bifasciatus* foi também a espécie com maior número de fibras (36 itens), enquanto *H. multifasciatus* registrou o maior número de fragmentos (cinco itens).

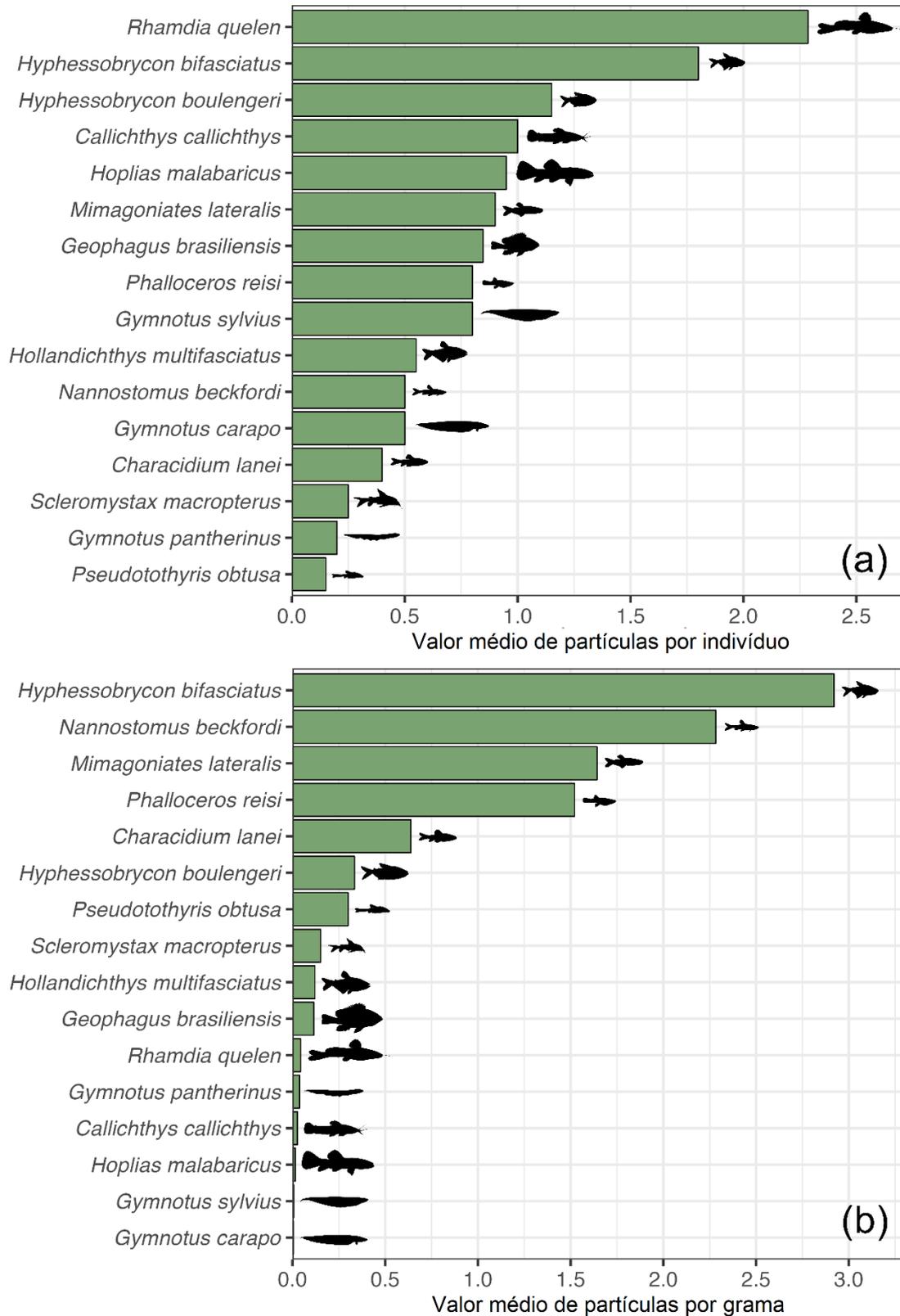


Figura 2. Valores médios de micropartículas para as espécies amostradas no riacho Panema, apresentados por indivíduo (a) e por grama (b).

Os peixes apresentaram CP médio de $3,4 \pm 6,5$ cm, variando de 1,3 a 39 cm (Tab. S1). O GLMM revelou que o CP teve um efeito positivo e significativo no número de micropartículas (Estimativa = 0,060, $p = 0,005$, AIC = 638,6), correspondendo a um aumento de cerca de 6% (0,06 micropartículas) na contagem de micropartículas por 1 cm adicional de CP (Fig. 3). As espécies representaram variabilidade moderada (variância = 0,686, DP = 0,828), e o intercepto foi de -1,161 ($p < 0,001$).

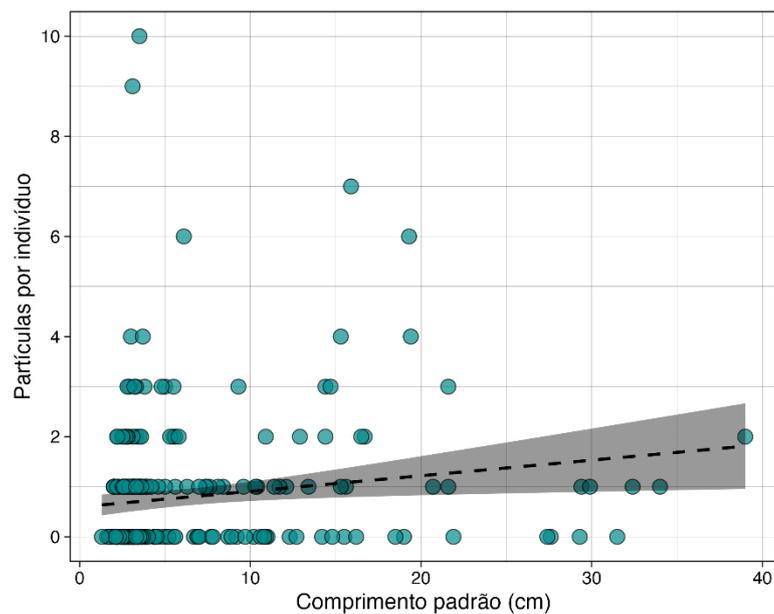


Figura 3. Relação entre o número de micropartículas ingeridas e aderidas (trato gastrointestinal e brânquia) e comprimento padrão (cm) por peixes de um riacho costeiro da Mata Atlântica. A área sombreada indica 95% de intervalo de confiança.

3.2. Variação da ingestão de micropartículas entre órgãos e grupos

Dos 255 TGIs e brânquias analisados, foram registradas 201 micropartículas, 84 nos TGIs (média $0,33 \pm DP 0,80$) e 117 nas brânquias (média $0,46 \pm DP 0,91$). Não houve diferença significativa na abundância de micropartículas entre os órgãos ($W = 34.739$, $p = 0,08$) quando todas as espécies foram consideradas. Das 21 espécies analisadas, nove foram classificadas como nectônicas, 11 como nectobentônicas e uma como bentônica, com base na ecomorfologia de cada espécie (Tab. S1). Ao comparar a abundância de partículas entre os órgãos e dentro de cada grupo de uso do habitat, não houve diferença significativa para peixes nectônicos ($W = 11.964$; $p = 0,75$) e bentônicos ($W = 210$; $p = 0,57$), independentemente do órgão avaliado. Por outro lado, os peixes nectobentônicos apresentaram abundância significativamente

maior de micropartículas nas brânquias em comparação aos TGIs ($W = 3.860$; $p < 0,001$).

Ao comparar o número de partículas nos TGIs como variável resposta e comparar entre grupos de uso de habitat, apenas o nectônico apresentou um número significativamente maior de micropartículas do que o bentônico (Estimativa = 2,2461, $p = 0,032$) (Fig. 4a; Tab. 3). No entanto, ao considerar o número de partículas nas brânquias como variável resposta e comparar entre os grupos de uso do habitat, não houve evidência de variação nas micropartículas branquiais entre os três grupos de uso do habitat (Fig. 4b; Tab. 3).

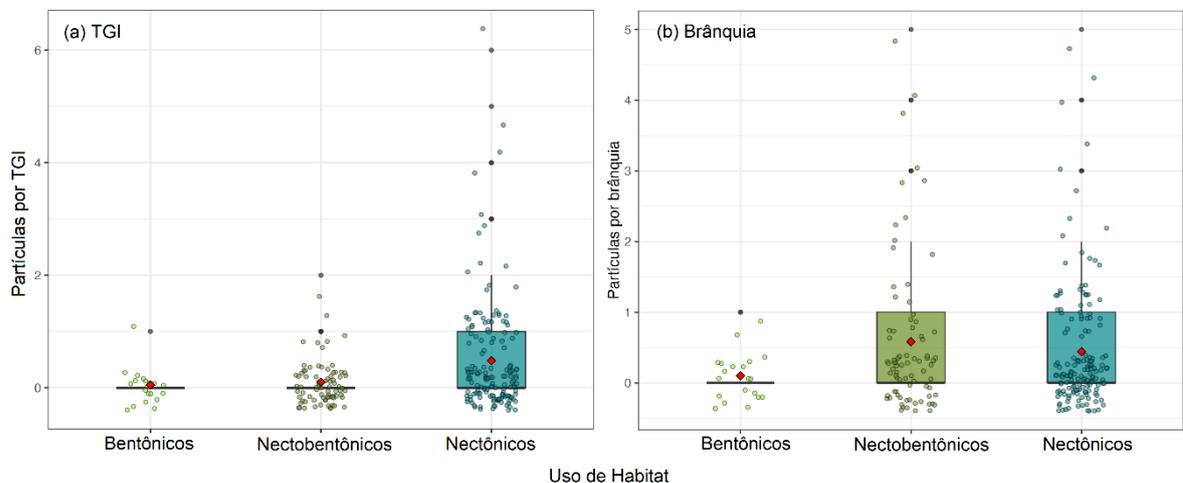


Figura 4. Abundância de micropartículas por indivíduo e entre grupos de uso de hábitat: (a) trato gastrointestinal (TGI) e (b) brânquia. Losango vermelho = média.

Tabela 3. Resumo dos resultados do GLMM utilizando os grupos de uso de habitat como variáveis preditoras e os números totais de partículas antropogênicas dos tratos gastrointestinais (TGIs) e brânquias como variáveis respostas. As espécies foram utilizadas como fator aleatório. EP: Erro Padrão. A interceptação representa o grupo de uso do habitat bentônico.

<i>TGIs</i>				
	Estimativa	EP	z-valor	p-valor
Intercepto	-3,0302	1,0375	-2,921	0,0035
Nectobentônicos	0,7028	1,1013	0,638	0,5234
Nectônicos	2,2461	1,0478	2,144	0,0321
<i>Brânquias</i>				
	Estimativa	EP	z-valor	p-valor
Intercepto	-2,3972	0,972	-2,467	0,0136
Nectobentônicos	1,4435	1,024	1,410	0,1587
Nectônicos	1,4370	1,006	1,429	0,1530

3.3. Composição das micropartículas

As partículas encontradas variaram de 0,1 a 9,0 mm, com 96,6% classificadas como micropartículas e 3,3% como mesopartículas. Não foi observada diferença significativa na quantidade de micro ($W = 70,5$; $p = 0,38$) e mesopartículas ($W = 330,5$; $p = 1$) encontradas nos TGIs e brânquias. Foram registradas 180 fibras e 21 fragmentos, com as colorações: azul, vermelho, preto, transparente, verde, rosa, laranja e multicolor. As fibras azuis foram predominantes, representando 70,6% do total de partículas encontradas (Fig. 5).

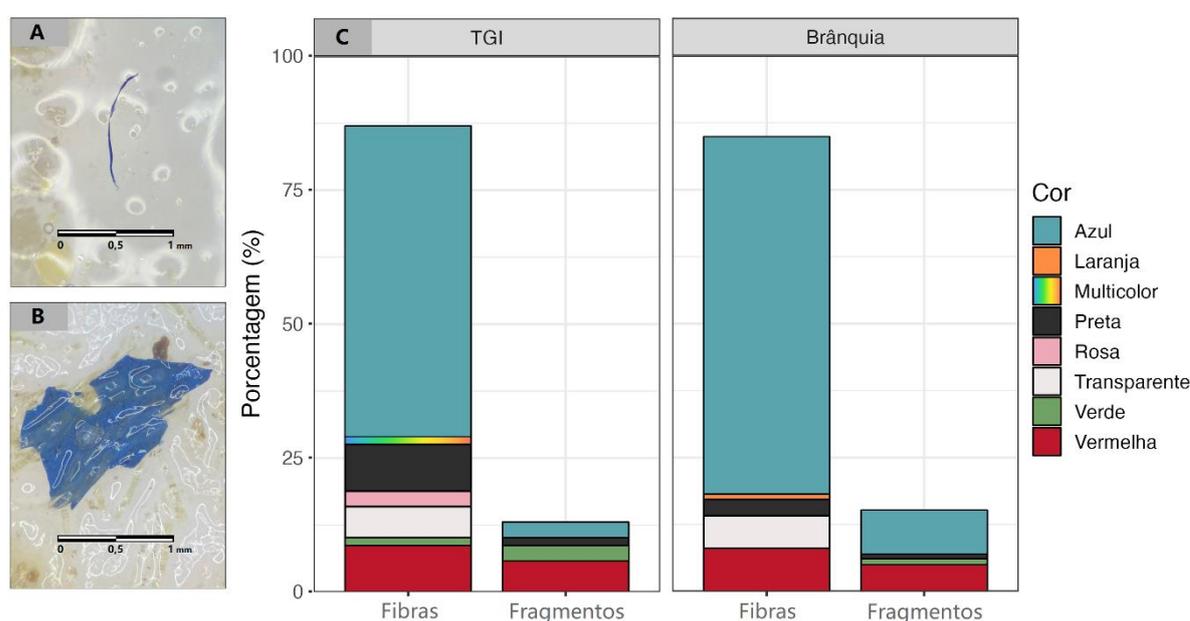


Figura 5. Porcentagem de frequência das cores de micropartículas nos formatos de fibra (A) e fragmento (B), encontradas no trato gastrointestinal (TGI) e na brânquia (C) dos peixes do riacho Panema, Itanhaém, SP.

Um subconjunto de 58 partículas, correspondente a 30% das encontradas, foi submetido à análise espectroscópica. Esse subconjunto incluiu 30 partículas provenientes dos TGIs e 28 das brânquias, abrangendo tamanhos variando entre 0,1 e 9,0 mm. Os formatos analisados foram fibras ($n = 49$) e fragmentos ($n = 9$), nas cores azul, vermelho, preto, transparente, verde e laranja. Entre as partículas analisadas, 14 apresentaram espectros com uma correspondência mínima de 70% em relação aos espectros de referência. Os outros 44 espectros exibiram fortes sinais de ruído, intensa luminescência ou baixa definição, possivelmente devido ao desgaste evidente das partículas e, por não atingirem a correspondência mínima exigida, e foram descartados.

A análise espectroscópica identificou a presença de Polietileno Tereftalato (PET) ($n = 5$), pigmento azul (PB15; $n = 2$) e verde (PG7; $n = 4$) de ftalocianina de cobre e corante natural azul índigo (NB) ($n = 3$) (Fig. 6). Os espectros Raman de PET apresentaram os principais picos de vibração em 632, 703, 858, 1001, 1093, 1119, 1185, 1281 e 1617 cm^{-1} (Fig. 6a). Para o PB15, os principais picos foram observados em 482, 679, 747, 954, 1144, 1341, 1452 e 1528 cm^{-1} (Fig. 6b), enquanto o PG7 exibiu os picos em 685, 741, 777, 816, 1084, 1216, 1292, 1340, 1540 e 1597 cm^{-1} (Fig. 6c). Materiais naturais contendo o corante índigo exibiram picos característicos em 546, 599, 675, 760, 1014, 1145, 1226, 1251, 1312, 1366, 1460, 1483, 1574, 1587 e 1625 cm^{-1} (Fig. 6d). A presença de pigmentos com alta luminescência impediu a classificação da micropartícula.

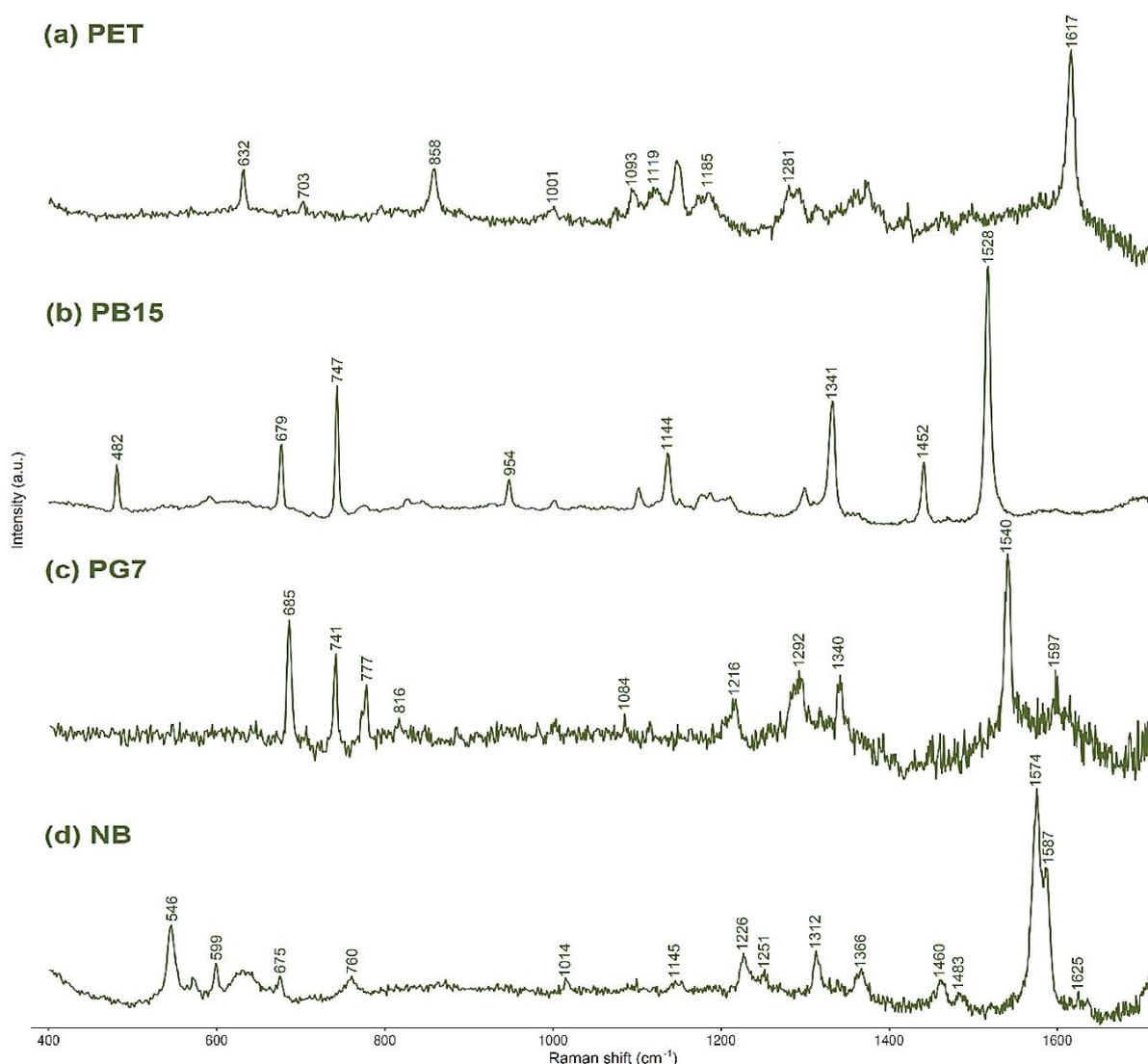


Figura 6. Espectros Raman de (a) Polietileno tereftalato (PET), (b) pigmento azul de ftalocianina de cobre (PB15), (c) pigmento verde de ftalocianina de cobre (PG7) e (d) corante natural azul índigo, recuperados dos tratos gastrointestinais e das brânquias de peixes do riacho Panema, Itanhaém, SP.

4. Discussão

O presente estudo registrou contaminação por microplásticos (MPs) e mesoplásticos em peixes de um pequeno riacho costeiro da Mata Atlântica. A ingestão de MPs por peixes de riachos no Brasil foi relatada recentemente. Na região Sul do país, estudos apontaram uma taxa de contaminação entre 30 e 40% em peixes de riachos (Garcia et al. 2020; Bauer et al. 2022; Selinger et al. 2024), resultados similares aos obtidos neste trabalho. A comparação entre os períodos de maior e menor pluviosidade não revelou diferenças significativas nos níveis de contaminação por MPs. Para riachos costeiros brasileiros, essa homogeneidade pode estar relacionada ao período seca pouco pronunciado (Tonhasca, 2005) e a fatores espaciais, como a geomorfologia da bacia hidrográfica e a distância de áreas urbanizadas (Mintenig et al. 2020; Moraes et al. 2024).

No geral, algumas espécies demonstraram maior probabilidade de ingerir MPs do que outras. *Rhamdia quelen*, um bagre que pode atingir até 61 cm de comprimento (Froese e Pauly 2000), apresentou o maior valor médio de MPs por indivíduo. Em contraste, o maior valor médio de MPs por grama foi registrado em *H. bifasciatus*, um pequeno lambari que pode atingir até 4,7 cm (Froese e Pauly 2000). Peixes de menor tamanho corporal tendem a ser mais vulneráveis aos efeitos adversos desses contaminantes, devido à carga de partículas por grama proporcionalmente maior (Vidal et al. 2021). Estudos sugerem que a ingestão de MPs pode comprometer o desenvolvimento e a sobrevivência quando o tamanho corporal é reduzido, como ocorre em estágios iniciais da vida (Oliveira et al. 2018; Jahan et al. 2024). Esses resultados destacam que algumas espécies podem ser mais afetadas pela ingestão e retenção de MPs que outras, mesmo apresentando menores valores médios de MPs por indivíduo.

Alguns trabalhos indicam que a concentração de MPs aumenta com o comprimento de peixes (Alomar e Deudero, 2017; Pegado et al. 2018), e essa relação também foi observada na comunidade estudada. No presente estudo, a cada 1 cm adicionado de CP foi associado ao acréscimo de 0,06 micropartículas. Em peixes da foz do Rio Amazonas foi encontrada uma correlação positiva entre o CP e o número de MPs no TGI (Pegado et al. 2018). No entanto, esse acréscimo foi 10 vezes superior ao encontrado no presente trabalho, representando um incremento de 0,6 micropartículas a cada 1 cm. O maior tamanho corpóreo dos peixes e as alterações ao longo da ontogenia podem explicar o acréscimo de MPs com o incremento do CP.

Os peixes passam por mudanças em seu desempenho natatório, permitindo-lhes explorar o ambiente de maneira mais ampla e aumentar sua eficiência alimentar (Keppeler et al. 2015; Majoris et al. 2019). Além disso, peixes maiores são capazes de consumir uma maior variedade e quantidade de presas, o que eleva as chances de aquisição direta e indireta de MPs, acumulando esses contaminantes ao longo da cadeia trófica (Majoris et al. 2019; Sánchez-Hernández et al. 2019; Amorim et al. 2020).

Até o momento, poucos estudos abordaram a contaminação por MPs em peixes em riachos da Mata Atlântica (Garcia et al. 2020; Ferrari et al. 2021; Bauer et al. 2022; Selinger et al. 2024), e nenhum deles investigou especificamente a adesão de MPs às brânquias. Neste estudo, não foram observadas diferenças significativas na abundância de MPs entre os TGIs e as brânquias. Esses resultados estão alinhados com os de Ribeiro-Brasil et al. (2020), onde também não foram observadas diferenças na concentração de MPs entre esses órgãos em peixes de riachos amazônicos.

Ao analisar a abundância de MPs entre órgãos dentro de cada grupo de uso de habitat, os peixes nectobentônicos apresentaram maior concentração de MPs nas brânquias em comparação aos TGIs. Isso pode ser explicado pela adesão menos seletiva das brânquias e pela maior seletividade da via oral (Yin et al. 2022). Embora os peixes que se alimentam próximos ao substrato tenham maior probabilidade de ingerir MPs devido à estratégia de forrageamento e à retenção frequente dessas partículas no leito (Meng et al. 2020; Akdogan et al. 2023), estudos sugerem que estruturas sensoriais, como os barbilhões em Siluriformes e as papilas gustativas (Dabrowski 1984; Horodysky et al. 2022), podem aumentar a seletividade alimentar, atuando como barreiras à ingestão acidental de MPs (Kasumyan 2019). Esse mecanismo pode explicar a menor concentração de partículas observada nos TGIs em peixes que utilizam o fundo do riacho.

Comparando o número de MPs nos órgãos entre os grupos de uso de habitats, observou-se uma maior concentração de MPs nos TGIs do grupo nectônico em relação ao bentônico. Esse resultado pode estar relacionado ao modo de alimentação dos peixes nectônicos, que utilizam estímulos visuais durante o forrageamento (Ríos et al. 2022). Essa estratégia pode levá-los a ingerir ativamente MPs que se assemelham ao seu alimento natural (Roch et al. 2020; Ríos et al. 2022), resultando em concentrações elevadas de MPs no TGI. Enquanto isso, peixes com

uso de habitat bentônico e nectobentônico, que tendem a utilizar estímulos quimiossensoriais durante a alimentação, podem demonstrar uma maior capacidade de distinguir itens não comestíveis de seus alimentos habituais (Daghfous et al. 2012; Roch et al. 2020). Para o grupo bentônico analisado neste estudo, as relações não puderam ser claramente estabelecidas devido à ocorrência de apenas uma espécie nesse grupo, o que restringe a capacidade de realizar inferências robustas.

A abundância de MPs nas brânquias entre os grupos de uso de habitats não apresentou diferenças, e essa adesão parece ser não seletiva e aleatória. Durante a respiração, materiais particulados presentes na água podem ser retidos na cavidade branquial, fazendo com que elevadas quantidades de MPs fiquem aderidos aos filamentos branquiais durante a filtração (Chen et al. 2023). Essa retenção tem o potencial de prejudicar funções fisiológicas essenciais, como o consumo de oxigênio, a regulação iônica e causar obstruções que dificultam as trocas gasosas (Abdel-Tawwab et al. 2019; Zink e Wood 2024). O estresse respiratório resultante pode comprometer comportamentos essenciais, como a eficiência natatória, aumentando a vulnerabilidade à predação e, conseqüentemente, afetando a sobrevivência das populações (Domenici et al. 2013; Pannetier et al. 2020).

As fibras azuis foram o formato e a coloração predominantes nas espécies analisadas, assim como observado em outros estudos com peixes de riachos (Vidal et al. 2021; Bauer et al. 2022; Selinger et al. 2024). Isso sugere que as fibras azuis podem ser comumente ingeridas ou aderidas por organismos aquáticos de água doce, tanto em pequenos riachos, quanto em grandes rios e no ambiente marinho (Sacco et al. 2024). A presença de fibras plásticas em ambientes aquáticos é especialmente preocupante, pois estudos indicam que esse formato possui maior capacidade de se acumular no sistema digestivo, causando problemas nutricionais em peixes (Wagner e Lambert 2018; Qiao et al. 2019). Além disso, a ingestão de MPs pode impactar outras respostas fisiológicas, incluindo alterações metabólicas, comportamentais e funcionais (Hasan et al. 2024; Menezes et al. 2024; Wang et al. 2024). Além disso, os MPs podem atuar como vetores de substâncias xenobióticas, devido à sua capacidade de adsorver poluentes orgânicos e metálicos, ampliando os riscos de contaminação (Liu et al. 2022; Chen et al. 2024).

A identificação da estrutura química das micropartículas revelou a presença de Polietileno Tereftalato – PET, amplamente utilizado na produção de utensílios descartáveis, como embalagens de alimentos, garrafas e produtos têxteis (Joseph et

al. 2014; Koshti et al. 2018; Šaravanja et al. 2022). Nossos resultados corroboram estudos anteriores que indicam a presença frequente desse tipo de plástico em peixes, sugerindo que esse polímero pode ser facilmente encontrado no ambiente aquático (Munno et al. 2022; Sacco et al. 2024). Estudos recentes destacam os efeitos adversos da exposição de PET aos peixes, incluindo estresse oxidativo, alterações nos hormônios sexuais e na microbiota intestinal, além de impactos no crescimento e aumento da mortalidade (Zhang et al. 2023; Jahan et al. 2024; Lee et al. 2024).

Registramos também, a presença de pigmentos, como a ftalocianina de cobre, um corante orgânico amplamente utilizado para colorir plásticos e tecidos devido à sua estabilidade química e resistência (Marcinčin 2002; Christie e Abel 2021). Esse pigmento é conhecido por produzir tons intensos de azul ou verde, dependendo da modificação estrutural ou tratamento aplicado (Hamad et al. 2024). Efeitos tóxicos agudos e genotóxicos em peixes, crustáceos e microcrustáceos expostos à ftalocianina de cobre foram observados, destacando os impactos adversos causados pelos aditivos associados a essas partículas (Oliveira et al. 2018). Outro pigmento identificado foi o corante índigo, caracterizado pela coloração azul e amplamente utilizado no tingimento de tecidos jeans (Athey et al. 2020; Weber et al. 2021). Francisco et al. (2023) observaram alterações histológicas nas gônadas de *Danio rerio* após exposição ao corante índigo, evidenciando os impactos desse pigmento na reprodução de peixes.

Para caracterização polimérica, a presença de corantes pode dificultar a determinação precisa dos materiais, pois aumenta o efeito de fluorescência nos espectros, gerando intenso espalhamento Raman, e conseqüentemente, ocultando os picos característicos da estrutura química do material analisado (Azari et al. 2024). Além disso, os ruídos observados nos espectros das micropartículas podem ser atribuídos ao alto grau de degradação, à complexidade do material – incluindo a presença de aditivos e a mistura de diferentes polímeros –, e à associação com impurezas, como fármacos e materiais biológicos (Araujo et al. 2018; Azari et al. 2024). A dificuldade em identificar com precisão os polímeros e os aditivos já foi relatada na literatura e constitui um desafio atual na investigação da caracterização química de MPs recuperados da biota e do ambiente (Białowas et al. 2022). Essa limitação dificulta a compreensão das principais fontes de introdução desses contaminantes no ambiente e de suas potenciais conseqüências para os organismos aquáticos (Käppler et al. 2016).

Apesar de o riacho amostrado estar afastado de centros urbanos e cercado por áreas preservadas da Mata Atlântica, a presença de MPs pode ser influenciada pela contaminação atmosférica e sua dispersão através das correntes de vento (González-Pleiter et al. 2021; Vidal et al. 2021; O'Brien et al. 2023). Estudos recentes detectaram MPs em regiões remotas, atribuindo sua presença principalmente à deposição atmosférica como fonte primária de contaminação (Allen et al. 2019; Zhang et al. 2020). A forma e a densidade dos MPs influenciam seu alcance no transporte atmosférico, sendo o formato fibroso frequentemente associado a esse tipo de dispersão pelo ar (Chen et al. 2020; Bullard et al. 2021).

A lavagem têxtil é reconhecida como uma das principais fontes de microfibras para o meio aquático (Browne et al. 2011; Falco et al. 2019). Fibras como poliéster e algodão, liberadas nesse processo, têm mostrado efeitos tóxicos em organismos aquáticos (Santos et al. 2024). A presença de fibras no ambiente estudado pode estar associada à proximidade de residências ao riacho. Embora algumas utilizem fossas sépticas, é comum que a água descartada pelas máquinas de lavar e outros efluentes domésticos sejam despejados diretamente nos corpos d'água próximos (Camargo e Cancian 2016). Além disso, atividades recreativas como pesca e rituais religiosos, frequentemente observados no riacho estudado, bem como o tráfego rodoviário podem atuar como fontes relevantes de MPs nos ambientes de água doce (O'Brien et al. 2021; Sharma et al. 2024).

Nossos resultados, juntamente com Garcia et al. (2020), Ribeiro-Brasil et al. (2020), Ferrari e Hepp (2021), Bauer et al. (2022) e Selinger et al. (2024), integram uma literatura limitada sobre ingestão de MPs por peixes em riachos brasileiros. Este estudo é pioneiro ao relatar a ingestão de MPs por peixes em riachos costeiros, um ambiente até então pouco explorado. Os dados apresentados evidenciam que peixes de riachos costeiros da Mata Atlântica também são altamente vulneráveis à ingestão de MPs e que, independentemente da localização, esses ambientes sofrem múltiplos impactos antropogênicos. Uma importante limitação para avançar na compreensão dos impactos dessa contaminação é a escassez de dados sobre a ecologia dos peixes em riachos costeiros (Menezes et al. 2007; Gonçalves e Braga 2012; Ferreira et al. 2018; Gonçalves et al. 2020). Portanto, é fundamental aprofundar a compreensão das interações entre os poluentes e a biota, especialmente em cursos d'água continentais, que têm recebido menos atenção em comparação aos ambientes marinhos.

5. Conclusão

Este estudo é o primeiro a evidenciar a contaminação de peixes de riachos costeiros da Mata Atlântica por microplásticos e mesoplásticos. Os peixes coletados nos períodos de maior e menor pluviosidade apresentaram concentrações semelhantes de MPs semelhantes. Além disso, confirmamos que a abundância de MPs aumenta com o comprimento dos peixes, possivelmente devido à maior capacidade de exploração do ambiente por indivíduos de maior tamanho corpóreo. Embora a abundância de MPs não tenha diferido entre TGIs e brânquias, os peixes nectobentônicos apresentaram maior abundância de partículas nas brânquias do que os TGIs, sugerindo que as brânquias possuem uma adesão menos seletiva em comparação à ingestão de MPs via oral. Os peixes nectônicos apresentam maior número de MPs nos TGIs do que o grupo bentônico, sugerindo que os estímulos visuais dos nectônicos pode levá-los a ingerir ativamente MPs que se assemelham ao seu alimento natural. Além disso, algumas espécies mostraram maior propensão à ingestão de MPs que outras, reforçando a necessidade de pesquisas que considerem a biologia e o comportamento das espécies para uma compreensão mais detalhada desses processos.

As microfibras azuis foram os mais abundantes em termos de dimensão, formato e coloração, e a estrutura química materiais como Polietileno Tereftalato e partículas contendo pigmento de ftalocianina de cobre e corante natural índigo foram identificadas. Destacamos a importância de aprofundar os estudos sobre os efeitos dessa composição plástica sobre diferentes espécies de peixes de riachos. Os resultados obtidos reforçam a necessidade de monitoramento contínuo dos riachos, de iniciativas comunitárias para gestão de resíduos sólidos e da implementação de medidas legais para regulamentar e controlar a presença de MPs nos ambientes aquáticos. Tais ações são essenciais para a preservação da biodiversidade e da heterogeneidade ambiental da Mata Atlântica.

6. Referências

- Abdel-Tawwab M, Monier MN, Hoseinifar SH, Faggio C (2019) Fish response to hypoxia stress: Growth, physiological, and immunological biomarkers. *Fish Physiology and Biochemistry* 45(3): 997- 1013. <https://doi.org/10.1007/s10695-019-00614-9>
- Akdogan Z, Guven B, Kideys AE (2023) Microplastic distribution in the surface water and sediment of the Ergene River. *Environmental Research* 234: 116500. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116500>
- Allen S, Allen D, Phoenix VR, Le Roux G, Durántez Jiménez P, Simonneau A, Binet S Galop D (2019) Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience* 12(5): 339-344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>
- Alomar C, Deudero S (2017) Evidence of microplastic ingestion in the shark *Galeus melastomus* Rafinesque, 1810 in the continental shelf off the western Mediterranean Sea. *Environmental pollution* 223: 223-229. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.015>
- Amorim ALA, Ramos JA, Júnior MN (2020) Ingestion of microplastic by ontogenetic phases of *Stellifer brasiliensis* (Perciformes, Sciaenidae) from the surf zone of tropical beaches. *Marine Pollution Bulletin* 158: 111214. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111214>
- Araujo CF, Nolasco MM, Ribeiro AM, Ribeiro-Claro PJ (2018) Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water research* 142: 426-440. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.060>
- Athey SN, Adams JK, Erdle LM, Jantunen LM, Helm PA, Finkelstein SA, Diamond ML (2020) The widespread environmental footprint of indigo denim microfibers from blue jeans. *Environmental Science & Technology Letters* 7(11):840–847. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00498>
- Azari A, Ronsmans S, Vanoirbeek JA, Hoet PH, Ghosh M (2024) Challenges in Raman Spectroscopy of (micro) Plastics: The interfering role of colourants. *Environmental Pollution* 125250. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125250>
- Baldasso MC, Wolff LL, Neves MP, Delariva RL (2019) Ecomorphological variations and food supply drive trophic relationships in the fish fauna of a pristine neotropical stream. *Environmental Biology of Fishes* 102: 783-800. <https://doi.org/10.1007/s10641-019-00871-w>
- Baran A, Fiedler A, Schulz H, Baranska M (2010) In situ Raman and IR spectroscopic analysis of indigo dye. *Analytical Methods* 2(9): 1372-1376. <https://doi.org/10.1039/c0ay00311e>
- Bauer AL, Ferraz M, Souza VC, Schulz UH (2022) Far from urban areas: plastic uptake in fish populations of subtropical headwater streams. *Brazilian Journal of Biology* 82: 267886. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.267886>

Bessa F, Frias J, Kogel T, Lusher A, Andrade JM, Antunes J, Gerds G (2019) Harmonized protocol for monitoring microplastics in biota. Deliverable 4.3. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.28588.72321/1>.

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

Bessa F, Frias J, Kogel T, Lusher A, Andrade JM, Antunes J, Gerds G (2019) Harmonized Protocol for Monitoring Microplastics in Biota. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.28588.72321/1>

Białowas M, Jonko-Sobuś K, Pawlak J, Polak-Juszczak L, Dąbrowska A, Urban-Malinga B (2022) Plastic in digestive tracts and gills of cod and herring from the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 822: 153333. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153333>

Browne MA, Crump P, Niven SJ, Teuten E, Tonkin A, Galloway T, Thompson R (2011) Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science & technology* 45(21): 9175-9179. <http://dx.doi.org/10.1021/es201811>

Bullard JE, Ockelford A, O'Brien P, Neuman CM (2021) Preferential transport of microplastics by wind. *Atmospheric Environment* 245: 118038. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.118038>

Callisto M, Ferreira WR, Moreno P, Goulart M, Petrucio M (2002) Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividade de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia* 14: 91-98. <http://jbb.ibict.br/handle/1/708>

Camargo AFM, Cancian LF (2016) Ecologia da bacia do rio Itanhaém: características limnológica e uso do solo. (ed) Métodos e técnicas de pesquisa em bacias hidrográficas. Editus, Ilhéus, pp 197 – 218

Camargo AFM, Nucci PR, Bini LM, Silva-Jr UL (1997) The influence of the geology on the limnological characteristics of some lotic ecosystems of the Itanhaém River Basin, SP-Brazil. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 26: 860-864. <https://doi.org/10.1080/03680770.1995.11900840>

Campbell SH, Williamson PR, Hall BD (2017) Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek. *Facets* 2(1): 395-409. <https://doi.org/10.1139/facets-2017-0008>

Cardoso JT (2016) A Mata Atlântica e sua conservação. *Revista Encontros Teológicos* 31(3).

Casatti L, Castro R (2006) Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical ichthyology* 4: 203-214. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252006000200006>

Cetra M, Mattox G, Romero PB, Escobar SH, Guimarães EA, Turin RAF 2020 Ichthyofauna from “serranias costeiras” of the Ribeira de Iguape River basin, Southeast Brazil. *Biota Neotropical* 20 (4): e20200994. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-0994>

Cetra M, Mattox GMT, Romero PB, Escobar SH (2022) Protected areas and compositional diversity of fish from Serranias Costeiras of the Ribeira de Iguape River basin, Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology* 20: e210130. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0130>

Chen G, Feng Q, Wang J (2020) Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. *Science of the Total Environment* 703: 135504. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135504>

Chen X, Liu S, Ding Q, Teame T, Yang Y, Ran C, Zhang Z, Zhou Z (2023) Research advances in the structure, function, and regulation of the gill barrier in teleost fish. *Water Biology and Security* 2(2): 100139. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2023.100139>

Chen L, Shao H, Ren Y, Mao C, Chen K, Wang H, Jing S, Xu C, Xu, G (2024) Investigation of the adsorption behavior and adsorption mechanism of pollutants onto electron beam-aged microplastics. *Science of The Total Environment* 917: 170298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170298>

Christie R, Abel A (2021) Phthalocyanine blue pigments. *Physical Sciences Reviews* 6(9): 391-404. <https://doi.org/10.1515/psr-2020-0192>

Costa ID, Costa LL, Silva-Oliveira A, Carvalho CEV, Zalmon IR (2023) Microplastics in fishes in amazon riverine beaches: Influence of feeding mode and distance to urban settlements. *Science of the Total Environment* 863: 160934. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160934>

Cowger W, Steinmetz Z, Gray A, Munno K, Lynch J, Hapich H, Primpke, Frond H, Rochman C, Herodotou O (2021) Microplastic spectral classification needs an open source community: open specy to the rescue!. *Analytical chemistry* 93(21): 7543-7548. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.1c00123>

Dabrowski KJRND (1984) The feeding of fish larvae: present «state of the art» and perspectives. *Reproduction Nutrition Développement* 24(6): 807-833.

Daghfous G, Green WW, Zielinski BS, Dubuc R (2012) Chemosensory-induced motor behaviors in fish. *Current Opinion in Neurobiology* 22(2): 223-230. <https://doi.org/10.1016/j.conb.2011.10.009>

Departamento de Águas e Energia Elétrica – DAEE (2022) Relatório Anual de Recursos Hídricos. <http://www.daee.sp.gov.br/site/>. Acesso 05 out. de 2023.

Domenici P, Herbert NA, Lefrançois C, Steffensen JF, McKenzie DJ (2013) The effect of hypoxia on fish swimming performance and behaviour. *Swimming physiology of fish: Towards using exercise to farm a fit fish in sustainable aquaculture* 129-159. https://doi.org/10.1007/978-3-642-31049-2_6

Esteves KE, Silva MHC, Nanini-Costa MH, Petesse ML (2019) Organization of fish assemblages in blackwater Atlantic Forest streams. *Neotropical Ichthyology* 17: e180120. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20180120>

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

Falco F, Di Pace E, Cocca M, Avella M (2019) The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Scientific reports* 9: 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43023-x>

Fernandes AN, Bertoldi C, Lara LZ, Stival J, Alves NM, Cabrera PM, Grassi MT (2022) Microplastics in Latin America ecosystems: a critical review of the current stage and research needs. *Journal of the Brazilian Chemical Society* 33: 303-326. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20220018>

Ferrari L, Hepp, LU (2021) Microplastic ingestion by Characidae in rural streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Biotemas* 34(3): 6. <http://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2021.e81780>

Ferreira FC, Petrere-Jr M (2009) The fish zonation of the Itanhaém river basin in the Atlantic Forest of southeast Brazil. *Hydrobiologia* 363: 11–34. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9932-4>

Ferreira FC, Silva A, Gonçalves CDS, Petrere-Jr M (2014) Disentangling the influences of habitat structure and limnological predictors on stream fish communities of a coastal basin, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 12: 177-186. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252014000100019>

Ferreira FC, Souza UP, Cetra M, Petrere Jr. M (2018) Rhithronic and potamonic fishes coexist in wadeable streams under distinct metacommunity processes. *Ecology of Freshwater Fish* 28: 85-96. <https://doi.org/10.1111/eff.12433>

Francisco RF, Moreira SC, Albuquerque FP (2023) Toxic effects of synthetic and natural indigo dyes on *Danio rerio* reproduction. *Studies in Environmental and Animal Sciences* 4(1): 128-145. <https://doi.org/10.54020/seasv4n1-010>

Froese R, Pauly D (2000) FishBase 2000: concepts, design and data sources. Acess: <https://fishbase.mnhn.fr/search.php?lang=Portuguese>

Garcia TD, Cardozo AL, Quirino BA, Yofukuji KY, Ganassin MJ, Santos NC, Fugui 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: 1-11. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04802-9>

Gerhard P, Moraes R, Molander S (2004) Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes* 71: 321-340. <https://doi.org/10.1007/s10641-004-1260-y>

Gerolin CR, Zornio B, Pataro LF, Labuto G, Semensatto D (2024) Microplastic pollution responses to spatial and seasonal variations and water level management in a polymictic tropical reservoir (São Paulo, Brazil). *Environmental Science and Pollution Research* 1-18. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33960-0>

Giongo ML, Petesse ML, Esteves KE (2023) Fish responses to multiple scales in coastal blackwater Atlantic Forest streams in Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology* 21(2): e230030. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2023-0030>

Gonçalves, CDS, Braga FMDS (2012) Changes in ichthyofauna composition along a gradient from clearwaters to blackwaters in coastal streams of Atlantic forest (southeastern Brazil) in relation to environmental variables. *Neotropical Ichthyology* 10: 675-684. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000300022>

Gonçalves CS, Braga FMS, Casatti L (2018) Trophic structure of coastal freshwater stream fishes from an Atlantic rainforest: evidence of the importance of protected and forest-covered areas to fish diet. *Environmental Biology of Fishes* 101: 933-948. <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0749-8>

Goncalves CDS, Holt RD, Christman MC, Casatti L (2020) Environmental and spatial effects on coastal stream fishes in the Atlantic rain forest. *Biotropica* 52(1): 139-150. <https://doi.org/10.1111/btp.12746>

González-Pleiter M, Lacerot G, Edo C, Pablo-Lozoya J, Leganés F, Fernández-Piñas F, Rosal R, Teixeira-de-Mello F (2021) A pilot study about microplastics and mesoplastics in an Antarctic glacier. *The Cryosphere* 15(6): 2531-2539. <https://doi.org/10.5194/tc-15-2531-2021>

Hamad OA, Kareem RO, Omer PK (2024) Properties, Characterization, and Application of Phthalocyanine and Metal Phthalocyanine. *Journal of Chemical Reviews* 6(1). <https://doi.org/10.48309/JCR.2024.412899.1250>

Hasan AM, Hamed M, Hasan J, Martyniuk CJ, Niyogi S, Chivers DP (2024) A review of the neurobehavioural, physiological, and reproductive toxicity of microplastics in fishes. *Ecotoxicology and environmental safety* 282: 116712. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116712>

Hasegawa T, Mizukawa K, Yeo BG, Sekioka T, Takada H, Nakaoka M (2022) The significance of trophic transfer of microplastics in the accumulation of plastic additives in fish: an experimental study using brominated flame retardants and UV stabilizers. *Marine Pollution Bulletin* 185: 114343. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114343>

Horodysky AZ, Schweitzer CC, Brill RW (2022) Applied sensory physiology and behavior. Em: Fish physiology, 1^a ed. Academic Press, pp. 33-90. <https://doi.org/10.1016/bs.fp.2022.04.002>

Hossain MA, Olden JD (2022) Global meta-analysis reveals diverse effects of microplastics on freshwater and marine fishes. *Fish and Fisheries* 23: 1439-1454. <https://doi.org/10.1111/faf.12701>

Jabeen K, Su L, Li J, Yang D, Tong C, Mu J, Shi H (2017) Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environmental Pollution* 221: 141-149. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.055>

Jahan I, Chowdhury G, Rafi S, Ashab MA, Sarker M, Chakraborty A, Couetard N, Kabir MA, Hossain MA, Iqbal MM (2024) Assessment of dietary polyvinylchloride, polypropylene and polyethylene terephthalate exposure in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*: Bioaccumulation, and effects on behaviour, growth, hematology and histology. *Environmental Pollution* 345: 123548. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123548>

Joseph TM, Azat S, Ahmadi Z, Jazani OM, Esmaeili A, Kianfar E, Haponiuk Thomas S (2024) Polyethylene terephthalate (PET) recycling: a review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering* 100673. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100673>

Käppler A, Fischer D, Oberbeckmann S, Schernewski G, Labrenz M, Eichhorn KJ, Voit, B (2016) Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both?. *Analytical and bioanalytical chemistry* 408: 8377-8391. <https://doi.org/10.1007/s00216-016-9956-3>

Kasumyan AO (2019) The taste system in fishes and the effects of environmental variables. *Journal of fish biology* 95(1): 155-178. <https://doi.org/10.1111/jfb.13940>

Keppeler FW, Lanés LEK, Rolon AS, Stenert C, Lehmann P, Reichard M, Maltchik L (2015) The morphology–diet relationship and its role in the coexistence of two species of annual fishes. *Ecology of Freshwater Fish* 24(1): 77-90. <https://doi.org/10.1111/eff.12127>

Koshti R, Mehta L, Samarth N (2018) Biological recycling of polyethylene terephthalate: a mini-review. *Journal of Polymers and the Environment* 26: 3520-3529. <https://doi.org/10.1007/s10924-018-1214-7>

Kumar V, Singh E, Singh S, Pandey A, Bhargava PC (2023) Micro-and nano-plastics (MNPs) as emerging pollutant in ground water: Environmental impact, potential risks, limitations and way forward towards sustainable management. *Chemical Engineering Journal* 459: 141568. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.141568>

Lee B, Min EK, Kim G, Hong G, Seo J, Choi JS, Park JW, Kim KT (2024) Biodistribution of synthesized polyethylene terephthalate fibers in adult zebrafish, their sex hormone disruption effect, and mitigation using natural organic matter. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 285: 117108. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117108>

Liu S, Huang J, Zhang W, Shi L, Yi K, Yu H, Zhang C, Li S, Li, J (2022) Microplastics as a vehicle of heavy metals in aquatic environments: A review of adsorption factors, mechanisms, and biological effects. *Journal of Environmental Management* 302: 113995. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113995>

Lusher AL, Welden NA, Sobral P, Cole M (2020) Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Em: Analysis of nanoplastics and microplastics in food*, 1^a ed. CRC Press, pp. 119-148. <https://doi.org/10.1039/c6ay02415g>

Majoris, JE, Catalano KA, Scolaro D, Atema J, Buston PM (2019) Ontogeny of larval swimming abilities in three species of coral reef fishes and a hypothesis for their impact on the spatial scale of dispersal. *Marine Biology* 166: 1-14. <https://doi.org/10.1007/s00227-019-3605-2>

Marcinčin A (2002) Modification of fiber-forming polymers by additives. *Progress in Polymer Science* 27(5): 853-913. [https://doi.org/10.1016/S0079-6700\(02\)00002-3](https://doi.org/10.1016/S0079-6700(02)00002-3)

Marques MC, Grelle CE (2021) *The Atlantic Forest. History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest*. Springer International Publishing.

Mazzoni R, Fenerich-Verani N, Caramaschi ÉP, Iglesias-Rios R (2006) Stream-dwelling fish communities from an Atlantic rain forest drainage. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49: 249-256. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132006000300010>

Mazzoni R, Pinto MP, Iglesias-Rios R, Costa R (2018) Fish movement in an Atlantic Forest stream. *Neotropical Ichthyology* 16. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170065>

McNeish RE, Kim LH, Barrett HA, Mason SA, Kelly JJ, Hoellein TJ (2018) Microplastic in riverine fish is connected to species traits. *Scientific reports* 8: 1-12. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29980-9>

Menezes M, de Mello FT, Ziegler L, Wanderley B, Gutiérrez JM, Dias JD (2024) Revealing the hidden threats: Genotoxic effects of microplastics on freshwater fish. *Aquatic Toxicology* 276: 107089. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2024.107089>

Menezes NA, Weitzman SH, Oyakawa OT, Lima FCTD, Castro, RMC, Weitzman MJ (2007) *Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, p407.

Meng Y, Kelly, FJ, Wright SL (2020) Advances and challenges of microplastic pollution in freshwater ecosystems: a UK perspective. *Environmental Pollution* 256: 113445. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113445>

Mintenig SM, Kooi M, Erich MW, Primpke S, Redondo-Hasselerharm PE, Dekker SC, Koelmans AA, Van Wezel AP (2020) A systems approach to understand microplastic

occurrence and variability in Dutch riverine surface waters. *Water research* 176: 115723. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115723>

Mittermeier R (2005) Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. (No Title). Mittermeier, R. (2005). Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. (No Title).

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

Moraes NG, Olivatto GP, Oliveira-Lourenço FM, Lourenço ALA, Garcia GM, Pimpinato RF, Tornisiello VL (2024) Contamination by microplastics and sorbed organic pollutants in the surface waters of the Tietê River, São Paulo-SP, Brazil. *Heliyon*: 10(16). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e36047>

Munno K, Helm PA, Rochman C, George T, Jackson DA (2022) Microplastic contamination in Great Lakes fish. *Conservation Biology* 36(1): e13794. <https://doi.org/10.1111/cobi.13794>

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GA, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853-858. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>

Nava V, Frezzotti ML, Leoni B (2021) Raman spectroscopy for the analysis of microplastics in aquatic systems. *Applied Spectroscopy* 75(11):1341–1357. <https://doi.org/10.1364/AS.75.001341>

O'Brien S, Okoffo ED, Rauert C, O'Brien JW, Ribeiro F, Burrows SD, Toapanta T, Wang X, Thomas KV (2021) Quantification of selected microplastics in Australian urban road dust. *Journal of hazardous materials* 416: 125811. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125811>

O'Brien S, Rauert C, Ribeiro F, Okoffo ED, Burrows SD, O'Brien JW, Wang X, Wright AL, Thomas KV (2023) There's something in the air: a review of sources, prevalence and behaviour of microplastics in the atmosphere. *Science of the Total Environment* 874: 162193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162193>

Oliveira GAR, Leme DM, Lapuente J, Brito LB, Porredón C, Brito Rodrigues L., Porredón C, Rodrigues LB, Brull N, Serret JT, Borràs, Disner GR, Cestari MM, Oliveira DP (2018) A test battery for assessing the ecotoxic effects of textile dyes. *Chemo-biological interactions* 291: 171-179. <https://doi.org/10.1016/j.cbi.2018.06.026>

Ortega DE, Cortés-Arriagada D (2023) Atmospheric microplastics and nanoplastics as vectors of primary air pollutants-A theoretical study on the polyethylene terephthalate (PET) case. *Environmental Pollution* 318: 120860. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120860>

Pannetier P, Morin B, Le Bihanic F, Dubreil L, Clérandeau C, Chouvellon F, Arkel KV, Danion M, Cachot J (2020) Environmental samples of microplastics induce significant toxic effects in fish larvae. *Environment international* 134: 105047. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105047>

Pegado TSS, Schmid K, Winemiller KO, Chelazzi D, Cincinelli A, Dei L, Giarrizzo T (2018) First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. *Marine pollution bulletin* 133: 814-821. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.035>

Peñalver R, Zapata F, Arroyo-Manzanares N, López-García I, Viñas P (2023) Raman spectroscopic strategy for the discrimination of recycled polyethylene terephthalate in water bottles. *J Raman Spectrosc* 54(1):107–112. <https://doi.org/10.1002/jrs.6457>

Por FD, Lopes RM (1994) The streams of the Atlantic rainforest of Brazil. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 25(3): 1871-1875. <https://doi.org/10.1080/03680770.1992.11900511>

Qiao R, Deng Y, Zhang S, Wolosker MB, Zhu Q, Ren H, Zhang Y (2019) Accumulation of different shapes of microplastics initiates intestinal injury and gut microbiota dysbiosis in the gut of zebrafish. *Chemosphere* 236: 124334. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.065>

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

Ríos JM, Tesitore G, Mello FT (2022) Does color play a predominant role in the intake of microplastics fragments by freshwater fish: an experimental approach with *Psalidodon eigenmanniorum*. *Environmental Science and Pollution Research* 29(32): 49457-49464. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20913-8>

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

Rummel CD, Löder MG, Fricke NF, Lang T, Griebeler EM, Janke M, Gerdts G (2016) Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine pollution bulletin* 102: 134-141. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.043>

Sacco VA, Zuanazzi NR, Selinger A, Costa JHA, Lemunie ES, Comelli CL, Abilhoa V, Sousa FC, Fávaro LF, Mendoza LR, Ghisi NC, Delariva RL (2024) What are the global patterns of microplastic ingestion by fish? A scientometric review. *Environmental Pollution*, 123972. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123972>

Sánchez-Hernández J, Nunn AD, Adams CE, Amundsen PA (2019) Causes and consequences of ontogenetic dietary shifts: a global synthesis using fish models. *Biological Reviews* 94(2): 539-554. <https://doi.org/10.1111/brv.12468>

Santos JB, Choueri RB, Santos FEM, Santos LADO, Silva LF, Nobre CR, Cardoso MA, Mari RB, Simões FR, Delvalls TA, Gusso-Choueri PK (2024) Are Microfibers a Threat to Marine Invertebrates? A Sea Urchin Toxicity Assessment. *Toxics* 12(10): 753. <https://doi.org/10.3390/toxics12100753>

Šaravanja A, Pušić T, Dekanić T (2022) Microplastics in wastewater by washing polyester fabrics. *Materials* 15:2683. <https://doi.org/10.3390/ma15072683>

Saviello D, Toniolo L, Goidanich S, Casadio F (2016) Non-invasive identification of plastic materials in museum collections with portable FTIR reflectance spectroscopy: Reference database and practical applications. *Microchemical Journal* 124: 868-877. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2015.07.016>

Selinger A, Costa JHA, Sandri LM, Wolff LL, Souza UP, Silveira Jr L, Delariva RL (2024) Diet composition and plastic ingestion in *Poecilia reticulata* from urban streams. *Environmental Science and Pollution Research* 1-11. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34641-8>

Sharma D, Dhanker R, Bhawna, Tomar A, Raza S, Sharma A (2024) Fishing Gears and Nets as a Source of Microplastic. In *Microplastic Pollution*. Singapore: Springer Nature Singapore 127-140 https://doi.org/10.1007/978-981-99-8357-5_8

Sodré FF, Arowojolu IM, Canela MC, Ferreira RS, Fernandes AN, Montagner CC, Vidal C, Dias MA, Abate G, Silva LC, Grassi MT, Bertoldi C, Fadini PS, Urban RC, Ferra GM, Schio NS, Waldman WR (2023) How natural and anthropogenic factors should drive microplastic behavior and fate: The scenario of Brazilian urban freshwater. *Chemosphere* 139-813. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139813>

Sultan MB, Rahman MM, Khatun MA, Shahjalal M, Akbor MA, Siddique MAB, Huque R, Malafaia G (2023) Microplastics in different fish and shellfish species in the mangrove estuary of Bangladesh and evaluation of human exposure. *Science of The Total Environment*, 858: 159754. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159754>

Tan M, Sun Y, Gui J, Wang J, Chen X, Wu D (2022) The Efficiency of Different Digestion and Separation Methods for Extracting Microplastics in Typical Organic Solid Waste. *International Journal of Environmental Research* 16: 16. <https://doi.org/10.1007/s41742-022-00394-w>

Terra BDF, Hughes RM, Araújo FG (2016) Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecology of Freshwater Fish* 25: 527-544. <http://dx.doi.org/10.1111/eff.12231>

Tonhasca A (2005) *Ecologia e história natural da Mata Atlântica*. Editora Interciência, Rio de Janeiro.

Torre M, Digka N, Anastasopoulou A, Tsangaris C, Mytilineou C (2016) Anthropogenic microfibres pollution in marine biota. A new and simple methodology to minimize

airborne contamination. *Marine Pollution Bulletin* 113: 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.050>

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: 1575. <https://doi.org/10.3390/w13111575>

Vitule JRS, Francine F, Silva FFG, Bornatowski H, Abilhoa V (2013) Feeding ecology of fish in a coastal river of the Atlantic Rain Forest. *Environmental Biology of Fishes* 96: 1029-1044. <http://dx.doi.org/10.1007/s10641-012-0101-7>

Wagner M, Lambert S (2018) Freshwater microplastics, emerging environmental contaminants? (ed) *Microplastics Are Contaminants of Emerging Concern in Freshwater Environments: An Overview*. Springer Open, Berlin, pp 1 – 24.

Wang J, Wu F, Dong S, Wang X, Ai S, Liu Z, Wang X (2024) Meta-analysis of the effects of microplastic on fish: Insights into growth, survival, reproduction, oxidative stress, and gut microbiota diversity. *Water Research* 267: 122493. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122493>

Weber F, Kerpen J, Wolff S, Langer R, Eschweiler V (2021) Investigation of microplastics contamination in drinking water of a German city. *Science of the Total Environment* 755: 143421. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143421>

Wolff LL, Hahn NS (2018) Fish habitat associations along a longitudinal gradient in a preserved coastal Atlantic stream, Brazil. *Zoologia (Curitiba)* 34. <https://doi.org/10.3897/zoologia.34.e12975>

Wolff LL, Oliveira EF, Lobón-Cerviá J (2023) Linking fish ecomorphotypes to food categories and local-scale habitat uses along a Brazilian coastal stream. *Ecology of Freshwater Fish* 32(1): 195-208. <https://doi.org/10.1111/eff.12677>

Yin X, Wu J, Liu Y, Chen X, Xie C, Liang Y, Li J, Jiang Z (2022) Accumulation of microplastics in fish guts and gills from a large natural lake: selective or non-selective?. *Environmental Pollution* 309: 119785. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119785>

Zhang Y, Kang S, Allen S, Allen D, Gao T Sillanpää M (2020) Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews* 203: 103118. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>

Zhang T, Jiang B, Xing Y, Ya H, Lv M, Wang X (2022) Current status of microplastics pollution in the aquatic environment, interaction with other pollutants, and effects on aquatic organisms. *Environmental Science and Pollution Research* 1-30. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18504-8>

Zhang C, Li F, Liu X, Xie L, Zhang YT, Mu J (2023) Polylactic acid (PLA), polyethylene terephthalate (PET), and polystyrene (PS) microplastics differently affect the gut microbiota of marine medaka (*Oryzias melastigma*) after individual and combined exposure with sulfamethazine. *Aquatic Toxicology* 259: 106522. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2023.106522>

Zink L, Wood CM (2024) The effects of microplastics on ionoregulatory processes in the gills of freshwater fish and invertebrates: A prospective review. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 295: 111669. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2024.111669>

7. Tabela Suplementar

Tabela Suplementar 1. Lista das espécies coletadas no riacho Panema, Itanhaém, SP, com os grupos de uso de habitat; média \pm desvio padrão do comprimento padrão (CP) em centímetros e peso em grama, nos períodos de maior e menor pluviosidade. N = número de indivíduos analisados.

Espécie	Uso de habitat	Maior pluviosidade			Menor pluviosidade		
		N	CP	Peso	N	CP	Peso
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	Nectônico	10	4,1 \pm 0,5	0,7 \pm 0,2	10	3,6 \pm 0,5	0,5 \pm 0,2
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>	Nectônico	10	6,4 \pm 0,8	3,4 \pm 1,2	10	0,6 \pm 1,7	3,5 \pm 2,8
<i>Hollandichthys multifasciatus</i>	Nectônico	10	3,1 \pm 0,7	0,3 \pm 0,2	10	8,7 \pm 1,5	8,8 \pm 4,1
<i>Mimagoniates lateralis</i>	Nectônico	10	4,4 \pm 0,5	0,6 \pm 0,2	10	3,8 \pm 0,7	0,5 \pm 0,3
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	Nectônico	2	6,5 \pm 0,6	1,9 \pm 0,5	1	10,0 \pm 0,0	8,5 \pm 0,0
<i>Characidium lanei</i>	Nectobentônico	10	4,2 \pm 0,2	0,7 \pm 0,1	10	4,0 \pm 0,8	0,6 \pm 0,3
<i>Nannostomus beckfordi</i>	Nectônico	10	2,9 \pm 0,5	0,2 \pm 0,1	10	3,1 \pm 0,5	0,2 \pm 0,1
<i>Hoplias malabaricus</i>	Nectônico	10	15,5 \pm 10,1	92,4 \pm 105,5	10	14,1 \pm 2,7	32,8 \pm 22,5
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Nectônico	10	4,6 \pm 1,4	1,7 \pm 1,6	3	11,6 \pm 2,3	26,2 \pm 16,2
<i>Phalloceros reisi</i>	Nectônico	10	3,7 \pm 0,6	0,6 \pm 0,3	10	3,2 \pm 0,8	0,4 \pm 0,3
<i>Atlantirivulus santensis</i>	Nectobentônico	1	3,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,0	4	2,5 \pm 0,3	0,2 \pm 0,1
<i>Gymnotus carapo</i>	Nectobentônico	4	29,7 \pm 3,1	105,2 \pm 11,7	0	-	-
<i>Gymnotus pantherinus</i>	Nectobentônico	2	9,6 \pm 3,8	2,0 \pm 2,0	3	16,4 \pm 2,3	7,4 \pm 2,8
<i>Gymnotus sylvius</i>	Nectobentônico	5	32,3 \pm 4,0	134,3 \pm 54,8	0	-	-
<i>Callichthys callichthys</i>	Nectobentônico	0	-	-	2	13,5 \pm 0,0	38,1 \pm 1,6
<i>Hoplosternum littorale</i>	Nectobentônico	0	-	-	1	16,0 \pm 0,0	64,0 \pm 0,0
<i>Scleromystax macropterus</i>	Nectobentônico	10	4,8 \pm 0,4	1,7 \pm 0,3	10	17,4 \pm 1,6	4,8 \pm 1,0
<i>Pimelodella transitoria</i>	Nectobentônico	0	-	-	1	13,8 \pm 0,0	14,8 \pm 0,0
<i>Rhamdia quelen</i>	Nectobentônico	4	18,3 \pm 1,6	45,7 \pm 10,5	10	18,3 \pm 4,7	55,1 \pm 40,3
<i>Pseudotothyris obtusa</i>	Bentônico	10	3,8 \pm 0,3	0,6 \pm 0,1	10	3,4 \pm 0,5	0,4 \pm 0,1
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Nectobentônico	0	-	-	2	17,4 \pm 1,6	4,8 \pm 1,0