

UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS CERRO LARGO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AMBIENTE E TECNOLOGIAS
SUSTENTÁVEIS

TACIÉLI DOS SANTOS

**DETERMINAR A PREVISIBILIDADE DA CARGA DE MICROPLÁSTICOS EM
PEIXES E MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS DE UMA BACIA AGRÍCOLA
DO NEOTRÓPICO**

CERRO LARGO
2024

TACIÉLI DOS SANTOS

**DETERMINAR A PREVISIBILIDADE DA CARGA DE MICROPLÁSTICOS EM
PEIXES E MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS DE UMA BACIA AGRÍCOLA
DO NEOTRÓPICO**

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Linha de Pesquisa: Qualidade Ambiental

Orientador: Prof. Dr. David Augusto Reynalte-Tataje

Coorientadora: Prof^a Dra. Liziara da Costa Cabrera

CERRO LARGO

2024

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Santos, Taciéli dos
DETERMINAR A PREVISIBILIDADE DA CARGA DE
MICROPLÁSTICOS EM PEIXES E MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS
DE UMA BACIA AGRÍCOLA DO NEOTRÓPICO / Taciéli dos
Santos. -- 2024.
58 f.

Orientador: Doutor David Augusto Reynalte Tataje
Co-orientadora: Doutora Liziara da Costa Cabrera
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da
Fronteira Sul, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e
Tecnologias Sustentáveis, Cerro Largo, RS, 2024.

1. Poluentes Emergentes. 2. Poluição. 3. Manejo de
Bacias. 4. Uso da terra. 5. Médio rio Uruguai. I.
Tataje, David Augusto Reynalte, orient. II. Cabrera,
Liziara da Costa, co-orient. III. Universidade Federal
da Fronteira Sul. IV. Título.

Elaborada pelo sistema de Geração Automática de Ficha de Identificação da Obra pela UFFS
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

TACIELI DOS SANTOS

**DETERMINAR A PREVISIBILIDADE DA CARGA DE MICROPLÁSTICOS
EM PEIXES E MACROINVERTEBRADOS EM RIACHOS DE UMA BACIA
AGRÍCOLA DO NEOTRÓPICO**

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul, *campus* Cerro Largo, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Linha de Pesquisa: Qualidade Ambiental

Orientador: Prof. Dr. David Augusto Reynalte-Tataje

Coorientador: Profa. Dra. Liziara da Costa Cabrera

Esta Dissertação foi defendida e aprovada pela banca em: 02/05/2024

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **DAVID AUGUSTO REYNALTE TATAJE**
Data: 17/06/2024 14:33:56-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. David Augusto Reynalte-Tataje – UFFS

Documento assinado digitalmente
 **DANIELA OLIVEIRA DE LIMA**
Data: 17/06/2024 14:27:44-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Daniela Oliveira de Lima - UFFS

Firmado digitalmente por:CN=FRANCO ANDRÉS
TEIXEIRA de MELLO RAMÍREZ,
SERIALNUMBER=DNI38575611, C=UY
Fecha:17/06/2024 14:21:47 -0300

Prof. Dr. Franco Teixeira de Mello - UDELAR

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a NATUREZA por sempre me guiar e me proteger durante a trajetória!

Agradeço a Universidade pelo ensino de qualidade e todas as oportunidades que me concebeu, principalmente aos professores nesses sete anos de academia.

A bolsa Institucional e a bolsa Carrefour por ter incentivado a pesquisa, ensino e extensão através de uma ajuda de custo, possibilitando maior dedicação.

A minha família que esteve sempre ao meu lado.

A todos da equipe de pesquisa que fizeram o possível e o impossível para que esta pesquisa fosse realizada.

Ao laboratório SISNANO PUC – RS pela parceria.

A minha coorientadora Liziara, por sempre estar a disposição no que estava em seu alcance.

Ao incansável professor David que nunca nos desmotivou as ideias mais estranhas que tivemos, por ser amigo e orientador por todos esses anos de pesquisa que não medi esforços para nos ajudar.

Fabício e Dani minha companheira que participaram de todas as etapas da pesquisa.

RESUMO

Apesar da onipresença dos microplásticos (MP), os estudos envolvendo ingestão de estas partículas pela biota de água doce são raros nas regiões neotropicais, principalmente naqueles ambientes fluviais que estão rodeados por uma matriz agrícola. No presente estudo testamos a hipótese de que MP podem ser encontrados em riachos com entorno agrícola e de que as cargas de MP presentes nos organismos aquáticos são previsíveis de acordo a sua posição no riacho, as características taxonômicas, características ecológicas e seu comprimento corporal. Para isto foram realizadas coletas de macroinvertebrados e peixes em 18 pontos amostrais de seis riachos que incluíram coletas no trecho superior, médio e inferior de cada riacho da bacia do Comandá (Brasil). As coletas foram realizadas nas estações de inverno e primavera de 2022. Para o processamento de análise de microplástico, selecionamos organismos de diferentes táxons de macroinvertebrados e peixes e com diferentes características ecológicas. Ainda os peixes foram medidos para relacionar o tamanho corporal com a carga de MP. Foram recuperadas 106 partículas plásticas em macroinvertebrados e 172 em peixes, todos os locais amostrados tiveram organismos com presença de MP. Fibras azuis/verdes e de polietileno foram as mais abundantes. Parâmetros como guilda trófica, posição na coluna da água, trecho do riacho e média de tamanho do organismo não se relacionaram significativamente com as cargas de MP. As cargas mostraram-se uniformes entre os diferentes táxons de peixes e macroinvertebrados o que ressalta a susceptibilidade de todos os organismos a poluição plástica.

Palavras-chave: Conservação de espécies, Poluição, Poluentes emergentes, Manejo de bacias.

ABSTRACT

Despite the ubiquity of microplastics (MP), studies involving the ingestion of these particles by freshwater biota are rare in Neotropical regions, especially in those river environments that are surrounded by an agricultural matrix. In the present study, we tested the hypothesis that MP can be found in streams with agricultural surroundings and that the MP loads present in aquatic organisms are predictable according to their position in the stream, taxonomic characteristics, ecological characteristics and their body length. For this purpose, macroinvertebrates and fish were collected at 18 sampling points in six streams, which included collections in the upper, middle and lower reaches of each stream in the Comandaí basin (Brazil). Collections were carried out in the winter and spring seasons of 2022. For microplastic analysis processing, we selected organisms from different taxa of macroinvertebrates and fish and with different ecological characteristics. The fish were also measured to relate body size to MP load. A total of 106 plastic particles were recovered in macroinvertebrates and 172 in fish, all sampled sites had organisms with the presence of MP. Blue/green and polyethylene fibers were the most abundant. Parameters such as trophic guild, position in the water column, stream section and average organism size were not significantly related to MP loads. The loads were uniform among the different taxa of fish and macroinvertebrates, which highlights the susceptibility of all organisms to plastic pollution.

Keywords: Species conservation, Pollution, Emerging pollutants, Basin management.

Lista de Tabelas

Tabela 1 – Modelo testado para análises de microplásticos em peixes da bacia do Rio Comandaí.....	20
Tabela 2 - Principais características geomorfológicas, de uso do solo e de qualidade da água dos seis riachos amostrados na bacia do rio Comandaí, Brasil.....	21
Tabela 3 – Dados resumidos dos macroinvertebrados. Para cada táxon: G indica a guilda de organismos, L indica o número de lotes, N indica o número de organismos, MP indica o número de microplásticos recuperados, L (%); incidência de MP nos lotes; M (L); média de MP por lote e M (N); média de MP por indivíduo de macroinvertebrados.....	22
Tabela 4 –Para cada espécie de peixe: G indica a guilda alimentar, F indica a posição na coluna da água; N indica o número total de cada espécie analisada, CP o comprimento médio padrão $\pm$ desvio-padrão, MP o número total de microplásticos recuperados, FO (%) a frequência de ocorrência e M a média de ocorrência.....	23
Tabela 5 - Resultados do modelo linear generalizado (GLM) para testar as relações entre as proporções de microplásticos de macroinvertebrados em lotes, na ordem, guilda e trecho, amostrados na bacia do Rio Comandaí.....	26
Tabela 6 - Resultados do modelo binomial negativo generalizado de efeitos mistos (GLMM) para testar as relações entre as contagens de microplásticos nos peixes, analisando espécies, o comprimento médio, a posição na água e trecho, amostrado na bacia do Comandaí, Brasil.....	28

Lista de Figuras

- Figura 1** - Pontos amostrais da sub-bacia Hidrográfica do rio Comandaí com o uso da terra, RS, Brasil.....**16**
- Figura 2** - Proporção de microplásticos (MP) nos lotes de macroinvertebrados nos diferentes trechos de cada riacho amostrado na bacia do rio Comandaí, Brasil. Números acima de cada coluna indica o número MP registrados em cada riacho....**23**
- Figura 3** - Proporção de microplásticos (MP) nos peixes nos diferentes trechos de cada riacho amostrado na bacia do Comandaí, Brasil. Números acima de cada coluna indica o número MP registrados em cada riacho.....**25**
- Figura 4** - Características das partículas de microplásticos presentes em macroinvertebrados e peixes: Forma (A), cor (B), tamanho (C) e tipo de MP (D) encontradas na Bacia do Comandaí, Brasil.....**25**
- Figura 5** - Estimativas dos parâmetros do modelo para a presença de microplásticos em lotes de macroinvertebrados. As estimativas dos parâmetros são apresentadas para cada um das ordens. O intervalo à volta de cada variável representa o intervalo de confiança com variáveis significativas que não atravessam a linha tracejada. A ordem "Diptera", "Alta" e "Filtrador" estão ausentes porque são utilizados no modelo de intercepto para comparação com outros táxons.....**28**
- Figura 6** - Estimativas dos parâmetros do modelo para a presença de microplásticos em peixes. As estimativas dos parâmetros são apresentadas para as diferentes espécies, trecho, guilda e posição. O intervalo à volta de cada variável representa o intervalo de confiança com variáveis significativas que não atravessam a linha tracejada. "*Andromake paris*", "Alta", "Dentritívoro" estão ausentes na figura, uma vez que os modelos as utilizam como intercepto.....**30**

LISTA DE SIGLAS

Com - Comandaizinho

Fun – Fundão

Gir - Giruá

KOH – Hidróxido de Potássio

Lam - Lambedor

Lui - Luiza

MP – Microplásticos

Pes - Pessegueiro

Sumário

1 INTRODUÇÃO.....	11
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	14
2.1 A INDÚSTRIA DO PLÁSTICO.....	15
2.2 DIMENSÕES DE PARTÍCULAS PLÁSTICAS.....	16
2.3 MICROPLÁSTICO COMO VETORES DE OUTROS CONTAMINANTES.....	17
2.4 PLÁSTICO NO MEIO AMBIENTE.....	18
2.5 EXPOSIÇÃO DA BIOTA AOS MICROPLÁSTICOS.....	19
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	20
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	20
3.2 COLETA DE DADOS ABIÓTICOS.....	22
3.3 COLETA DE DADOS BIÓTICOS.....	22
3.4 PROCESSO DAS AMOSTRAS BIÓTICAS.....	23
3.5 IDENTIFICAÇÃO DE POLÍMEROS COM ESPECTROFOTÔMETRO RAMAN.....	24
3.6 CONTROLE DE QUALIDADE E CONTAMINAÇÃO.....	25
3.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	25
4 RESULTADOS.....	26
4.1 INCIDÊNCIA GERAL DE MICROPLÁSTICOS E CARACTERÍSTICAS DAS PARTÍCULAS.....	27
4.2 RELAÇÕES ENTRE AS CARGAS MP E AS CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS.....	32
5 DISCUSSÃO.....	35
5.1 MP EM ORGANISMOS DE UMA BACIA AGRÍCOLA.....	36
5.2 MP E OS MACROINVERTEBRADOS.....	37
5.3 MP E OS PEIXES.....	39
6 CONCLUSÃO.....	41
REFERÊNCIAS.....	42

1 INTRODUÇÃO

A água é essencial para a existência da vida no planeta Terra, já que ela é crucial para o desenvolvimento de todos os processos biológicos das plantas, animais e também dos seres humanos. Além disso, ela é fundamental para nossa civilização já que com esse recurso conseguimos desenvolver nossas atividades industriais e agrícolas (FAO, 2018). Apesar da água cobrir mais de dois terços do nosso planeta, apenas 0,1% está disponível como água doce para os organismos que habitam as áreas continentais. Embora ela seja um recurso tão valioso e não tão abundante nestas regiões, os seres humanos estão contaminando cada vez mais estes ambientes ao despejar grandes quantidades de contaminantes, incluindo uma série de produtos tais como os resíduos farmacêuticos, corantes, pesticidas, resíduos orgânicos, plásticos e metais pesados (Guo et al. 2019; Guo e Wang, 2019a; Halsband e Herzke, 2019; Tan et al. 2019; Atugoda et al. 2020a; Yu et al. 2020a). Dentre estes contaminantes, um poluente emergente se destaca por sua ampla distribuição e sua presença cada vez mais elevada não apenas na água doce senão também na biota que vive nela, os plásticos.

Nas últimas sete décadas a produção de plástico aumentou exponencialmente passando do 1,5 milhão de toneladas para pouco mais de 350 milhões de toneladas (Bui et al. 2020). Em paralelo ao aumento da produção do plástico, diversos estudos científicos nas últimas décadas têm mostrado os impactos negativos dessas partículas, principalmente dos nanoplásticos e microplásticos, no desenvolvimento e sobrevivência dos organismos que compõem a biota aquática assim como na saúde humana (Von Moos et al. 2012; Ogonowski et al. 2016; Schwabl et al. 2019; Ragusa et al. 2021; Leslie et al. 2022).

O termo “microplásticos” (MP) foi cunhado pela primeira vez há 20 anos por Thompson et al. (2004), num dos primeiros estudos realizados avaliando a poluição plástica oceânica no Reino Unido, desde então, estas partículas que são menores de 5 mm, têm sido encontradas em todos os ambientes da biosfera (Farady, 2019; Peeken et al. 2018; Zhang et al. 2020).

Nos ambientes aquáticos continentais as principais fontes de MP incluem a degradação de roupas sintéticas durante a lavagem, partículas de desgaste dos

pneus e a degradação gradual de outros plásticos maiores (Siegfried et al. 2017). Também são encontrados nestes ambientes microplásticos adicionados intencionalmente a produtos de consumo, tais como cosméticos, detergentes, tintas, medicamentos, fraldas e inseticidas (Duis e Coors, 2016). Os microplásticos podem ser categorizados em cinco tipos principais: fragmentos, fibras, espuma, pellets e filmes (Anderson et al. 2017). Além disso, os MP podem ser classificados em seis categorias com base na sua composição química: polietileno, poliestireno, polipropileno, poliuretano, cloreto de polivinila e tereftalato de polietileno (He et al. 2022).

Os microplásticos acumulados ao redor da bacia hidrográfica são depositados em rios, riachos e lagoas por meio das chuvas e do vento (Brahmey et al. 2020; Wong et al. 2020; Bullard et al. 2021). Já dentro desses ambientes eles ficam disponíveis por um tempo na coluna da água até sedimentar e passar a compor o sedimento do fundo (Horton e Dixon, 2018). A contaminação ribeirinha por MP pode variar espacial e temporalmente dependendo do uso do solo pelo ser humano e das condições climáticas presentes (Stanton et al. 2020; Zhang et al. 2022; DeBi et al. 2023).

Os MP presentes nos ambientes de água doce podem ser ingeridos por uma variedade de organismos, incluindo macroinvertebrados e peixes, e a quantidade de partículas consumidas frequentemente está relacionado aos níveis de partículas disponíveis no ambiente (Peters e Bratton, 2016; Horton et al. 2018; Cheung e Not, 2023). Diversos estudos sugerem que a ingestão de MP difere entre os táxons e que a maior presença destas partículas de plástico pode ser prevista de acordo com características taxonômicas e ecológicas daquele organismo (Wang et al. 2021; Miao et al. 2021; Bertoli et al. 2022). Alguns estudos mostram por exemplo que espécies posicionadas em níveis tróficos superiores (Campbell et al. 2017; Garcia et al. 2021;) assim como peixes demersais (Merga et al. 2020; McNeish et al. 2018; Zhang et al. 2021) apresentam uma carga maior de MP. Além disso, organismos maiores que normalmente tem um maior tempo de vida, podem ser particularmente suscetíveis a uma maior ingestão de MP (Horton et al. 2018; McNeish et al., 2018; Garcia et al. 2021) com uma maior possibilidade de bioacumular estas partículas ao longo do tempo.

Ao ingerir os MP o organismo ingere junto todos os compostos químicos associados a aquele tipo de plástico, esses compostos atualmente são mais de 3.000 produtos químicos muitos deles tóxicos e com elevado potencial de afetar a saúde do organismo (Collard et al. 2019; Naqash et al. 2020; Parker et al. 2021). Dentre estes produtos destaque para os plastificantes tais como: adipatos e tereftalatos, e os aditivos como por exemplo: borracha de butadieno e acrílicos reticulados. Além disso, os organismos de água doce são frequente e simultaneamente exposto a outros fatores de stress, como a mudança climática, a eutrofização dos ambientes, a presença de pesticidas e outros poluentes emergentes. Alguns destes agentes ao interagir de forma direta ou indireta com os MP pode fragilizar o organismo fisiologicamente incluso levando-o a morte (Zlajahromi et al. 2018; Reid et al. 2019; Jenny et al. 2020; Zhang et al. 2020). Estudos feitos na última década mostram por exemplo que organismos aquáticos com altas cargas de MP são mais susceptíveis a infecções parasitárias e outras doenças (Luís et al. 2015; Pennino et al. 2020; Limonta et al. 2019; Banihashemi et al. 2021; Parker et al. 2023).

A bacia do rio Comandaí localizada no sul do Brasil é uma região que está imersa numa matriz de agricultura e onde não existem grandes centros urbanos, apesar disso consideramos que as atividades realizadas no cultivo possam gerar uma certa quantidade de plásticos. Desta forma o presente estudo tem como objetivo determinar a carga de partículas de MP nos macroinvertebrados e peixes dos riachos da bacia do Comandaí. Para o estudo postulamos que: (1) Haverá cargas de MP nos macroinvertebrados e peixes da bacia; (2) Cargas de MP em macroinvertebrados será maior em guildas predatórias e onívoras; (3) Cargas de MP nos peixes serão mais elevadas em organismos maiores e nos peixes demersais; e (4) Cargas bióticas de MP aumentarão com a distância a jusante de cada riacho.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A globalização proporciona diversos benefícios para a população nos últimos vinte anos como por exemplo o acesso a emprego, tecnologia, saúde e mercadorias. A busca desenfreada pelo desenvolvimento e independência principalmente

econômica, gera consequências em todos os setores, mas as mais bruscas no que diz respeito a equilíbrio, sem dúvidas são as ambientais.

O rápido crescimento populacional e concentrações em grandes centros urbanos caracterizam a evolução da sociedade no século atual, a cerca estão os recursos naturais que permeiam no limite entre bem estar social e desequilíbrio do ecossistema. Um dos materiais mais utilizados e procurados constituindo como onipresentes ao longo desse processo sem dúvidas são os plásticos.

Descritos como polímeros sintéticos (UNEP, 2015), os plásticos trazem diversas praticidades da sociedade moderna, principalmente por serem duráveis, flexíveis e de baixo custo (Thompson et al. 2009) tornando-se ideias para diversas aplicações.

Embora o plástico ser amplamente útil, o uso desenfreado ocasionou numa problemática mundial em decorrência a geração de resíduos desde de sua fabricação a aplicação (Derraik et al. 2002). Em termos quantitativos, a produção mundial plástica teve um acréscimo nos últimos anos, pesquisas realizadas em 1950 apontavam que a produção percorria em torno de 1,5 milhões de toneladas, já em 2017 a produção teve um aumento significativo de 300 milhões de toneladas (Andrady, 2017; Hammer et al. 2012; Horton et al. 2017). Aliás, supõe-se que o aumento dos resíduos plásticos acompanhe o crescimento populacional, que segundo as estimativas é capaz de atingir 9,2 bilhões de habitantes até 2050 (Hoorweg et al. 2013; Jambeck et al. 2015; Rocha & Macedo, 2014).

No Brasil, somente 1% de toda a produção do plástico pós consumo é encaminhado corretamente para a reciclagem, em números, significa que apenas 615 mil toneladas são reaproveitadas de um montante de 6,24 milhões de toneladas de todo o material produzido (ABIPLAST, 2015). A reciclagem dos polímeros significa redução do investimento econômico, energético e em espaço em aterros sanitários (Spinacé et al. 2005; Hammer et al. 2012).

Além da problemática oriunda dos resíduos plásticos maiores, atualmente há grande preocupação quanto a fragmentação desses resíduos, principalmente partículas inferiores a 5 mm de comprimento, conhecidos como microplásticos (Arthur et al. 2008; Rocha Santos & Duarte, 2015; Hartmann et al. 2017). Partículas de microplásticos (MP), já foram documentadas presentes em amostras de água e

sedimento, coletadas em águas de mares, oceanos, rios e lagos (Hidalgo-Ruz, 2012).

A aparição dessas partículas no meio ambiente representa uma ameaça a biota, uma vez que, seu tamanho reduzido colabora com a taxa de dispersão caracterizando-os como onipresentes, ficando disponíveis para grande parte dos organismos desde níveis tróficos inferiores como superiores (Collignon et al. 2012; Thompson et al. 2004; Barnes et al. 2009).

2.1 A INDÚSTRIA DO PLÁSTICO

Os polímeros podem dividir-se em naturais e sintéticos, os naturais têm origem a partir da celulose, proteínas e amidos, recursos estes retirados da natureza. Já os sintéticos, são produzidos a partir de moléculas que partem de fontes renováveis ou não (Fechine, 2013), como por exemplo o petróleo.

Devido as características amplas desses polímeros, a procura pelos sintéticos têm se alastrados, pois dessa forma é possível moldar os parâmetros como a cor, tamanho, resistência, densidade, fazendo com que o plástico se expandem para diversos setores (Collignon et al. 2012). De acordo com a Associação Brasileira da Indústria do Plástico (ABIPLAST) em 2013, os sintéticos tiveram empregues majoritariamente na construção civil (25,7 %), alimentos (19%), automóveis e autopeças (12,1%), máquinas e equipamentos (7,3 %), produtos de metal (7,7 %), bebidas (5,8 %), móveis (5,0 %), papel e celulose (3,7 %), perfumaria, higiene e limpeza (3,4 %), agricultura (2,9%), eletrônicos (2,8 %), químico (2,5 %), têxteis e vestuário (1,0 %), farmacêutico (0,8 %), outros transportes (0,6 %) e outros (0,7 %).

Alguns plásticos alternativos também estão sendo explorados pela indústria, como forma de reduzir impactos e remanejar resíduos, exemplos dessa mudança são os plásticos oriundos de fontes renováveis, como a cana de açúcar e amido de mandioca. Embora atendam as características do plástico comum, esses produtos não se constituem como 100% biodegradáveis, causando assim, impactos semelhantes do plástico convencional. Ainda, sua produção requer área de plantio e uso de recursos, o que estremece sua viabilidade (Geyer et al. 2017).

Plásticos 100% biodegradáveis, são degradados por microrganismos, estes plásticos oferecem como favoráveis aos impactos ambientais positivos, porém sua

produção no mercado 9 é mínima cerca de 1% quando comparada a produção mundial de plástico convencional. Essa prerrogativa se sustenta pelo fato da inviabilidade econômica quando comparado ao plástico comum (Carpenter & Smith, 1972).

2.2 DIMENSÕES DE PARTÍCULAS PLÁSTICAS

Eventos abióticos e bióticos e as formas originais dos plásticos primário ocasionam fragmentação do plástico em partículas menores, as formas dessas partículas podem ser em esferas, pellets, espumas, fibras, fragmentos e flocos (Zhang et al. 2020).

As aparições das partículas plásticas no ambiente foram observadas nos anos por Buchanan (1971), Carpenter e Smith (1972), apesar disso apenas em 2004 estudos de Thompson e colaboradores fizeram do termo “microplástico” o mais usual, quando investigava a abundância de MP no sedimento do litoral europeu.

Os estudos de Lambert e Wagner (2016) definiram como microplásticos partículas menores que 5 mm, em contrapartida, Gigault et al. (2018) sugeriram o termo nanoplástico com dimensões entre 1 nm a 1µm. De acordo com Horton et al (2017), os MP podem originar-se de duas maneiras: primária e secundária. A primária sendo oriundas de plásticos virgens (pellets) e a secundária da degradação do meso e macroplástico (Hatje et al. 2013). Li et al. (2017) afirmam que os microplásticos secundários são a maioria, e sua propagação no ecossistema é em função da entrada de detritos plásticos de diferentes origens. Desta forma, compreende-se que nanoplástico e microplásticos são partículas fragmentadas de macroplástico, devido a fatores bióticos e abióticos em conjunto com a composição dos polímeros.

2.3 MICROPLÁSTICO COMO VETORES DE OUTROS CONTAMINANTES

O microplástico sem dúvidas tornou-se uma preocupação global, a problemática é considerada um dos indicadores mais importantes para avaliação de impacto ambiental (Stanton et al. 2020). Em decorrência da alta demanda e má gestão de seus resíduos, os plásticos estão se fragmentando e alojando-se em

todos os ecossistemas do planeta. Ainda, eles estão inseridos em diferentes cadeias alimentares, relacionando-se a impactos na fauna e flora, como a desnutrição e asfixia de muitas espécies selvagens (Choy et al. 2019; Browne et al. 2007).

Não bastasse a fragmentação plástica ser fundamental para a dispersão de MP no ambiente, a degradação de polímeros contribui para a liberação de aditivos químicos, tais como corantes e plastificantes, estes, são adicionados aos polímeros para se obter o produto final desejado. Diante disso, durante a degradação esses compostos podem ser lixiviados para o ambiente através da difusão até a superfície do MP (Choy et al. 2019; Rendón, 2009).

Outro fator que precisa ser levado em consideração é o fato de que o envelhecimento dos materiais plásticos intensifica a capacidade de adsorção de poluentes, principalmente os hidrofóbicos, em grande maioria os poluentes orgânicos persistentes (POP), que se aderem à superfície da água com uma potencialidade de 500 vezes (Wurl & Obbard, 2004).

Mato et al, (2001) e Endo (2005), relataram em seus estudos alta incidência de POP em praias japonesas. No Atlântico Sul investigadores registraram o mesmo padrão de 11 contaminação (Ivar et al. 2007). Há um boletim de registros de contaminação por pellets afim de alertar a população sobre a problemática, intitulado como “Pellet Watch”, que contém várias descrições de presença plástica em locais do mundo inteiro (Ogata et al. 2009), sustentando a gravidade dos MP no ambiente.

2.4 PLÁSTICO NO MEIO AMBIENTE

Atualmente o plástico é um material onipresente, há evidências de resíduos no sedimento, ar, gelo, água e em tecidos humanos (Dekiff et al. 2014; Carr et al. 2016; Carvalho; Baptista Neto, 2016; Sripada et al. 2022). O primeiro registro de plástico no ambiente foi em 1972, onde resíduos plásticos foram encontrados em redes de plâncton em águas costeiras dos Estados Unidos (Carpenter, 1972), no mesmo ano outro relato identificando partículas de polietileno ganhou enfoque no litoral do Rio grande do Sul (Gomes, 2011). Porém a comunidade científica na época não investigava a problemática o que acarretou em poucos registros de publicações levando em consideração a temática na década de 70.

Com o acréscimo da preocupação sobre os efeitos ecológicas da frequência de tais partículas em diferentes ecossistemas, os estudos abrangendo os resíduos plásticos foram englobando novas concepções e o termo microplástico (MP) foi introduzido em 2004 (Andrady, 2011; Cole et al. 2011; Thompson, 2004).

A composição do lixo aquático pode ser feita de diferentes materiais, no entanto o plástico é o mais visual devido à sua flutuabilidade (Velis, 2014) e diversidade de cores. Esses materiais ficam dispostos no ambiente devido à má gestão dos resíduos sólidos e saneamento das atividades industriais, domésticas, pesqueiras e outras (Xiang et al. 2022). Além de que, fatores abióticos como o vento, escoamento, rios e correntes marinhas contribuem para que os microplásticos distribuam-se ao redor planeta, transportando-os e acumulando-os nos ecossistemas aquáticos (Antão-Barboza et al. 2018; Wang et al. 2021).

Uma vez no ambiente, a sorção de contaminantes pode intensificar os riscos associados à ingestão acidental de MP pela biota aquática, podendo não ser apenas um efeito físico (obstrução no trato gastrointestinal) mas também ocasionar efeitos fisiológicos (alterações hormonais, reprodução e crescimento) que estariam ligados aos elevados níveis de degradação 12 dos corpos de água aos quais os organismos estão expostos (Endo et al. 2005; Rios, 2010; Duis & Coors, 2016; Gregory, 2009; Long et al. 2015).

Ainda os MP apresentam-se como vetores de microrganismos, compreendendo patógenos, isso através da formação de biofilmes na superfície do microplástico (Naik et al. 2015; Rummel et al. 2017; Kirstein et al. 2016), em ambiente aquático, esse biofilme pode ser confundido com alimento e acaba sendo ingerido por algumas espécies. Espécies invasoras também são conduzidas por MP e seus efeitos à biodiversidade a ainda são desconhecidos, bem como os prejuízos relacionados à migração de espécies exóticas para outros habitats (Avio et al. 2017; Ogata et al. 2009;).

Das fossas mais profundas dos oceanos (Jamienson et al. 2019), até a montanha mais alta do mundo o Monte Everest (Napper et al. 2020), estudos revelam a presença de MP em organismos, esses exemplos mostram a relevância da amplitude desses contaminantes que podem ser encontrados em todas os nichos ambientais e nos seres vivos, tanto em grandes centros quanto em regiões remotas da Terra.

2.5 EXPOSIÇÃO DA BIOTA AOS MICROPLÁSTICOS

A indagação dos microplásticos com os organismos aquáticos estão sendo extensivamente atestada pela comunidade científica (Hartmann et al. 2017; Boerger et al. 2010; Iñiguez et al. 2017; Kosuth et al. 2018; Prata, 2018). Resumidamente, os MP são prontamente ingeridos quando em evidência no ambiente, podendo ser diretamente por organismos ou indiretamente através do consumo agregado ao alimento de preferência. Esse processo é constatado nos organismos desde o primeiro nível trófico, como fitoplâncton e zooplâncton, até espécies de níveis superiores, como tartarugas e peixes (Watts et al. 2014).

Os MP menos densos são ingeridos pelas espécies que se localizam na superfície da água e os mais densos acometem as espécies presentes na coluna d'água e sedimento. Por serem resistentes aos processos metabólicos, os MP podem bioacumular-se em diferentes organismos e, conforme a disposição ao longo dos níveis tróficos, também podem ser biomagnificados (Barboza et al. 2018).

Lixo marinho foram encontradas no trato gastrointestinal de tartarugas na região sul do país, precisamente no estado do Rio Grande do Sul, dentre os quais, 70% eram partículas de 13 MP. Resultados semelhantes também foram encontrados nos estudos de Possatto et al 2011, e Vendel et al 2017, que relatam a presença de plástico no estômago de diferentes espécies de peixes de estuários do nordeste brasileiro.

Cavalcanti et al 2017, evidenciaram a presença de MP em peixes de água doce coletados no Rio Pajeú, Nordeste do Brasil. Em destaque, temos o trabalho de Pegado et al 2018, reportando a presença de partículas plásticas no trato gastrointestinal de peixes do Rio Amazonas, do total da amostra 14% apresentaram contaminação.

Na maioria dos estudos, os MP são encontrados no trato gastrointestinal de peixes, entretanto, ocasionalmente entram na dieta humana, pois são partes normalmente não consumidas (Rist et al. 2018). Contudo, em peixes processados como as sardinhas, os plásticos podem ser ingeridos pelos humanos facilmente, um recente estudo (Karami et al. 2018) constatou a presença de MP em sardinhas enlatadas provenientes de diferentes partes do mundo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

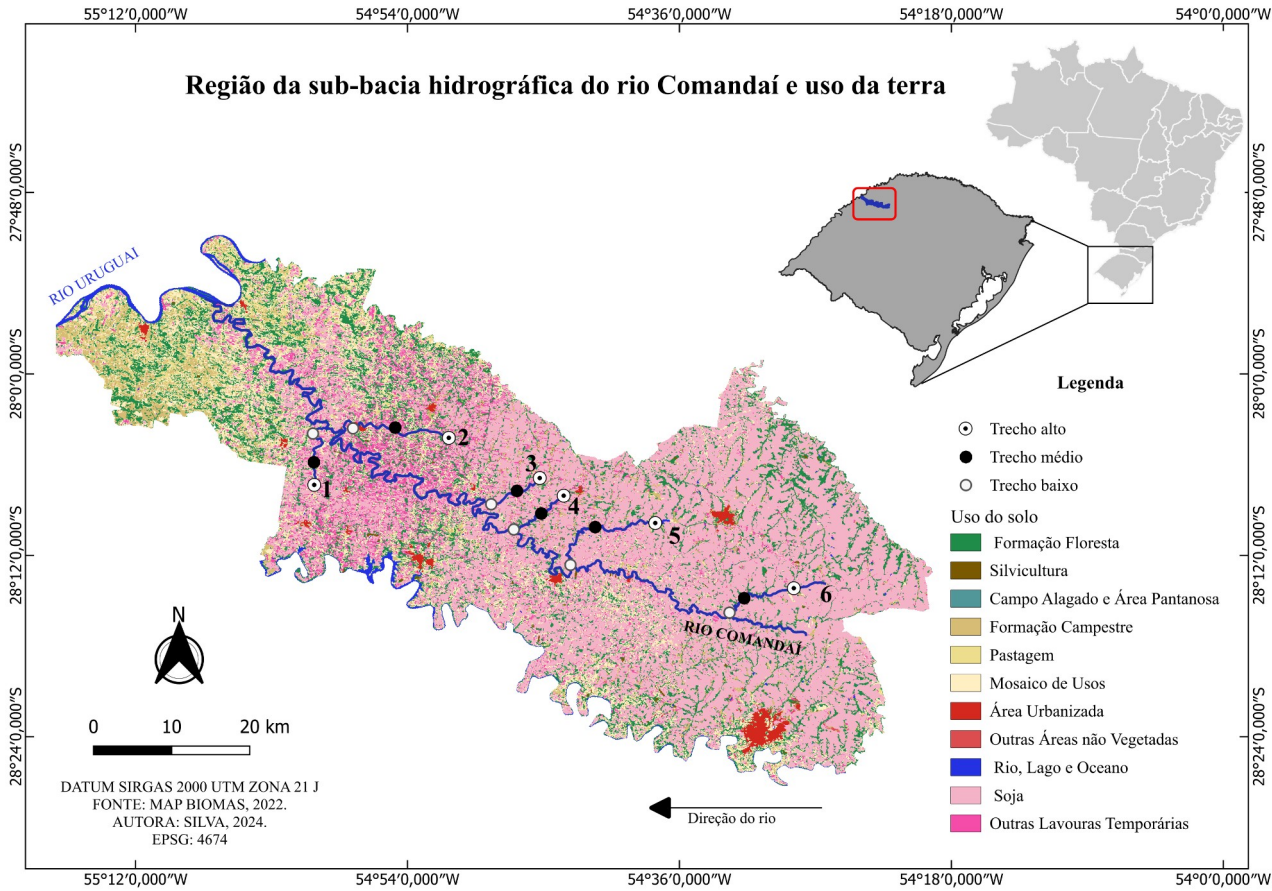
Os rios afluentes da bacia representam papel fundamental quando referem-se a qualidade das águas por serem mantenedores do fluxo de água do rio principal. No caso da bacia do médio rio Uruguai um dos principais afluentes que a constituem é o rio Comandaí.

A bacia do rio Comandaí se estende no sentido Leste-Oeste no estado do Rio Grande do Sul, com área drenada de 1.431 km². O rio principal apresenta uma extensão de 199 km, um desnível de 1,51 m/km e uma rede de drenagem com comprimento de aproximadamente 1.235 km. Suas nascentes localizam-se nos municípios de Catuípe, Santo Ângelo e Giruá (FEPAM, 2004).

O solo no trecho desta bacia é ocupado por pequenas áreas urbanas e principalmente por latifúndios, caracterizando-se pela agricultura onde se planta principalmente soja. Nas áreas rurais, os problemas mais críticos são a erosão do solo, o assoreamento dos cursos d'água, a contaminação por agrotóxicos e resíduos orgânicos que são despejados nos rios.

Neste estudo foram escolhidos seis riachos da bacia do Comandaí são eles: Luiza, Pessegueiro, Comandaizinho, Fundão, Lambedor e Giruá. Cada riacho por sua vez foi dividido em trecho superior, médio e inferior totalizando assim 18 pontos amostrais (Figura 1).

Figura 1 - Pontos amostrais da sub-bacia Hidrográfica do rio Comandá com o uso da terra, RS, Brasil.



*1 = Luiza 2 = Pessegueiro 3 = Fundão 4 = Lambedor 5 = Giruá 6 = Comandaizinho.
Fonte: Silva, 2024

3.2 COLETA DE DADOS ABIÓTICOS

As amostragens ocorreram no inverno e na primavera de 2022. As medidas dos fatores físico-químicos da água, foram obtidas com o uso de um medidor multiparâmetros, que permitiu a medida de dados, tais como: temperatura (°C), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (%) e pH. Dados como comprimento do riacho e profundidade foram medidos *in situ* com o auxílio de fita métrica. Para o cálculo da área agrícola ao redor de cada ponto de amostragem foi considerado um rádio de 1km de extensão. O cálculo foi realizado através do programa Fragstats pacote v.4.0.

3.3 COLETA DE DADOS BIÓTICOS

Os macroinvertebrados foram coletados com a ajuda do puçá Dipnet (malha de 250 μ m) com esforço amostral de 30 minutos de arrasto. Com o objetivo de explorar todos os habitats disponíveis, como: fundo arenoso, rochoso, margens, lama e vegetação (USEPA, 1997), os macroinvertebrados foram coletados através da exploração de uma extensão longitudinal de 20 m de trecho de riacho. Além disso foi aplicada a técnica de remexer as pedras/rochas e sedimentos do fundo para ocorrer o desprendimento dos macroinvertebrados e com a correnteza estes se deslocarem de encontro ao puçá.

Após a amostragem o conteúdo do puçá foi despejado em uma bandeja para realização da pré triagem, os indivíduos foram armazenados em potes com álcool 70% devidamente etiquetados, para posterior triagem definitiva e identificação em laboratório.

Já os peixes foram coletados com a ajuda de rede de arrasto “picaré”, realizados em média três arrastos por ponto e também com ajuda de um puçá. Este último equipamento foi utilizado principalmente na tentativa de capturar peixes presentes embaixo das pedras ou em locais onde a rede de arrasto não consegue ser eficiente. O uso combinado destes dois apetrechos de pesca permitiu a captura de peixes que exploram a coluna da água assim como de peixes demersais. Após a coleta, os organismos foram etiquetados e armazenados em gelo para posterior biometria e retirada de trato gastrointestinal em laboratório.

3.4 PROCESSO DAS AMOSTRAS BIÓTICAS

Em laboratório, as amostras de macroinvertebrados foram identificados a nível de ordem, e para as análises de MP ao menos cinco indivíduos de cada ordem foram agrupados em lotes com base na incidência e tamanho, assim como os estudos de Garcia et al. (2021). Apenas a ordem Megaloptera devido a seu maior tamanho teve seu trato gastrointestinal retirado para análise, os demais organismos foram analisados inteiros. Os lotes foram colocados em frascos de vidro e tamponados com papel alumínio.

O enquadramento taxonômico dos peixes foi baseado na classificação proposta por Reis et al. (2003) e Zaniboni-Filho et al. (2004). Os traços ecológicos para caracterizar as espécies de peixes foram a alimentação (categoria trófica) e o habitat (posição na coluna da água) de acordo com Muniz (2017). Após a identificação os peixes passaram pelo processo de biometria, onde foram pesados (g) e medidos (mm). Posteriormente, foi retirado todo o trato gastrointestinal dos indivíduos e alocados em frascos de vidro.

Os lotes de macroinvertebrados e os tratos gastrointestinais individuais extraídos dos peixes foram processados usando a técnica de Dehaut (2016) com algumas alterações. Nas amostras foi adicionado 50ml de uma solução de KOH a 10% (117,49 g/l), o Erlenmeyer foi fechado com papel alumínio a fim de evitar contaminação e a evaporação do KOH.

Após esse processo, a solução foi colocada em estufa a 80 °C por 24 horas, a solução resultante foi filtrada a vácuo com o auxílio de um filtro estéril de aço inoxidável de 13 mm e 26 µm de malha. Os recipientes e os funis foram lavados várias vezes com água Milli Q (1,2 µm, filtros de microfibras de vidro) e os filtros foram armazenados e deixados a secar em placas recipientes de metal tamponados.

Todos os filtros foram examinados previamente em lupa 50x (Olympus) com esforço de 5 minutos cada. As partículas de MP suspeitas foram identificadas e caracterizados com base em critérios previamente definidos, bem como a ausência de estruturas celulares e orgânicas (Nor e Obbard, 2014). Dessa forma todo MP foi caracterizado de acordo com sua morfologia: fibra, pellet ou fragmento e sua cor: azul/verde, cinza/preto, rosa/vermelho e outros.

3.5 IDENTIFICAÇÃO DE POLÍMEROS COM ESPECTROFOTÔMETRO RAMAN

A Espectroscopia Confocal Raman relaciona a luz refletida com as ligações entre átomos e moléculas permitindo a identificação e visualização da distribuição dos componentes químicos dentro de um volume de amostra. É uma técnica de análise não-destrutiva onde podem ser analisadas amostras biológicas, poliméricas, cerâmicas, sais não-condutores e outros compostos.

As partículas encontradas nos organismos denominadas como pellet, fibra e fragmento foram analisadas sob a lente de um estereomicroscópio acoplado em

Raman (ALPHA 300 ACCESS da WiTec) com laser (HNL210L da THORLABS) com abertura sob amostra 100 X 0,6 μm ; 50 X 2,0 μm ; 10 X 8,0 μm , e que trabalha com uma potência máxima sob a amostra de ~ 12 mW.

Foram analisadas 161 partículas suspeitas sob uma faixa espectral de >3700 cm^{-1} / >130 nm. Seus respectivos espectros foram comparados com uma biblioteca espectral de polímeros Open Specy. Uma pontuação de correspondência arbitrária de ≥ 50 % foi considerada uma correspondência bem sucedida.

Os tipos de polímeros identificados individualmente foram posteriormente agrupados em categorias mais amplas, como poliolefina, poliéster, polietileno, poliamidas, outros tipos de plásticos, aditivos e materiais não plásticos.

3.6 CONTROLE DE QUALIDADE E CONTAMINAÇÃO

O tempo de exposição ambiental das amostras foi minimizado tanto no campo, através de um armazenamento e enxaguamento cuidadoso. Em laboratório, as amostras só foram postas a descoberto aquando da adição de reagentes e da filtragem por vácuo (ambas as fases realizadas numa cabina de fluxo pré-limpa) e ao microscópio, quando se procedia ao rastreio de microplásticos suspeitos e à seleção de partículas para análise Raman. Todos os equipamentos foram limpos antes da utilização através de lavagem com Milli Q.

Os reagentes também foram filtrados antes da utilização (1,2 μm , filtros de microfibras de vidro Whatman filtros de microfibras de vidro). Estudos anteriores indicam que o peróxido de hidrogênio pode danificar e descolorir polímeros comuns, produzindo materiais brancos/claros e levando a subestimações (Nuelle et al. 2014b), dessa forma materiais com essas características foram descartadas.

Além disso, o uso de jaleco e luvas foi contínuo durante o processamento das análises, ainda, foi utilizada uma placa de petri com água Milli Q aberta próxima a microscopia, esta, foi analisada a cada amostra examinada. Caso as partículas fossem semelhantes às do filtro estas eram descartadas.

3.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Todas as análises foram realizadas no ambiente R, versão 4.3.1 (2023). Foram utilizadas as funções `glmer.nb`, `glm` e `glmer`, dos pacotes MASS (Venables e Ripley, 2002) e lme4, para relacionar as contagens de microplásticos em peixes com diversas variáveis preditivas. Devido a sobredispersão dos dados, realizamos uma comparação entre modelos lineares generalizados e modelos lineares generalizados mistos (GLM, GLMM) com distribuição de Poisson, com modelos idênticos com variantes negativas binomiais (GLMNB). A versão negativa binomial foi selecionada quando esse modelo apresentasse um valor de AIC (Critério de Informação de Akaike) dois pontos menores que o modelo Poisson competidor. Os dados de peixes, de maneira geral, os modelos lineares generalizados mistos (GLMM) tiveram um melhor desempenho (Tabela 1).

Para analisar os dados de macroinvertebrados utilizamos o modelo GLM, já para os peixes, além dos modelos individuais, utilizando trecho, espécie, guilda, posição na coluna d'água, e média do tamanho como variáveis preditivas, também criamos um modelo com a combinação de três variáveis (tamanho médio, trecho e espécie) (Tabela 1).

Tabela 1 – Modelo testado para análises de microplásticos em peixes da bacia do Rio Comandá.

Modelo	AIC GLMM	AIC GLM	AIC GLMNB
Nulo	134,5	158,2	143,7
Trecho	137,8	158	145,4
Espécies	146,8	151,6	147,9
Guilda	137,7	147,3	141,1
Posição	137,9	161,8	147
Média de Tamanho	136,2	158,9	144,6
M. taman. + Trecho	150,4	151,91	150,22
+ Espécies			

Fonte: Autora (2024).

4 RESULTADOS

Todos os riachos que foram amostrados apresentam largura e profundidade semelhante. A ordem dos riachos foi 2. E a porcentagem média do uso do solo pela agricultura para cada riacho variou entre 57% e 92%. Os valores de qualidade da água tiveram valores semelhantes entre os diferentes riachos (Tabela 2).

Tabela 2. Principais características geomorfológicas, de uso do solo e de qualidade da água dos seis riachos amostrados na bacia do rio Comandaí, Brasil.

Características	Riachos					
	Lui	Pes	Com	Fun	Lam	Gir
Geomorfológicas						
Ordem do rio	2	2	2	2	2	2
Largura média (m)	6,43	7,16	10,8	9	8,83	14
Profundidade média (cm)	45,6	26,3	63,3	62,6	64,6	56,33
Uso do solo						
Agrícola (%)	67	51	74	82	78	80
Qualidade da água						
Oxigênio dissolvido (mg/L)	9,08	8,81	9,17	8,68	8,84	8,94
Temperatura (°C)	17,8	18,3	17,3	18,7	17,9	18,2
pH	7,11	6,85	6,67	7,21	7,06	6,9
Condutividade elétrica (µS/cm)	20	36	72,06	33	44,5	30,8

*Riachos: Luiza=Lui, Pessegueiro=Pes, Comandaizinho=Com, Fundão=Fun, Lambedor=Lam e Giruá=Gir
Fonte: Autora, 2024.

4.1 INCIDÊNCIA GERAL DE MICROPLÁSTICOS E CARACTERÍSTICAS DAS PARTÍCULAS

Nos lotes de macroinvertebrados, foram registradas 106 partículas de microplásticos, destes lotes, 74,8% apresentaram este poluente. A incidência de microplásticos nos lotes variou entre as guildas tróficas, entre 57% dos herbívoros e 86% dos filtradores, enquanto as contagens médias de partículas por indivíduos variaram entre 0,08 dos Trichoptera e 0,25 em Odonata (Tabela 3).

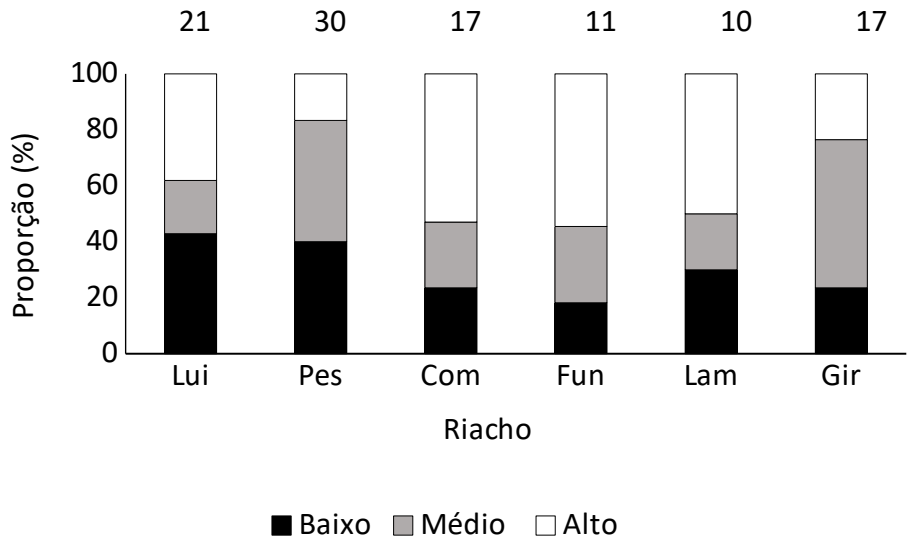
Tabela 3 – Dados resumidos dos macroinvertebrados. Para cada táxon: G indica a guilda de organismos, L indica o número de lotes, N indica o número de organismos, MP indica o número de microplásticos recuperados, L (%); incidência de MP nos lotes; M (L); média de MP por lote e M (N); média de MP por indivíduo de macroinvertebrados.

Táxon	G*	L	N	MP	L(%)	M(L)	M(N)
Diptera	F	21	402	45	86	2,14	0,11
Trichoptera	O	21	372	30	81	1,43	0,08
Ephemeroptera	H	21	367	32	57	1,52	0,09
Odonata	P	7	12	3	100	0,43	0,25
Megaloptera	P	12	25	6	50	0,50	0,24

*Guilda Trófica (G)= F = Filtrador; O=Onívoro; H=Herbívoro e P = Predador;
Fonte: Autora (2024).

As partículas de microplásticos em macroinvertebrados foram verificadas em todos os pontos de amostragem (Figura 2).

Figura 2. Proporção de microplásticos (MP) nos lotes de macroinvertebrados nos diferentes trechos de cada riacho amostrado na bacia do rio Comandá, Brasil. Números acima de cada coluna indica o número MP registrados em cada riacho.



*Riachos: Luiza=Lui, Pessegueiro=Pes, Comandazinho=Com, Fundão=Fun, Lambedor=Lam e Giruá=Gir.

Fonte: Autora, 2024

No presente estudo foram capturados 1619 peixes de 43 espécies diferentes. Deste total apenas seis espécies apresentaram um número mínimo de 12 indivíduos.

Foi analisado o trato gastrointestinal de 172 peixes nos quais foram encontradas 166 partículas de MP. Do total de peixes 57% dos indivíduos apresentaram MP. As contagens variaram de 0 a 4 MP/indivíduo e a incidência variou de 20% do *Cheirodon interruptus* a 70% do *Hypobrycon poi* (Tabela 4).

Tabela 4 –Para cada espécie de peixe: G indica a guilda alimentar, F indica a posição na coluna da água; N indica o número total de cada espécie analisada, CP o comprimento médio padrão $\pm$ desvio-padrão, MP o número total de microplásticos recuperados, FO (%) a frequência de ocorrência e M a média de ocorrência.

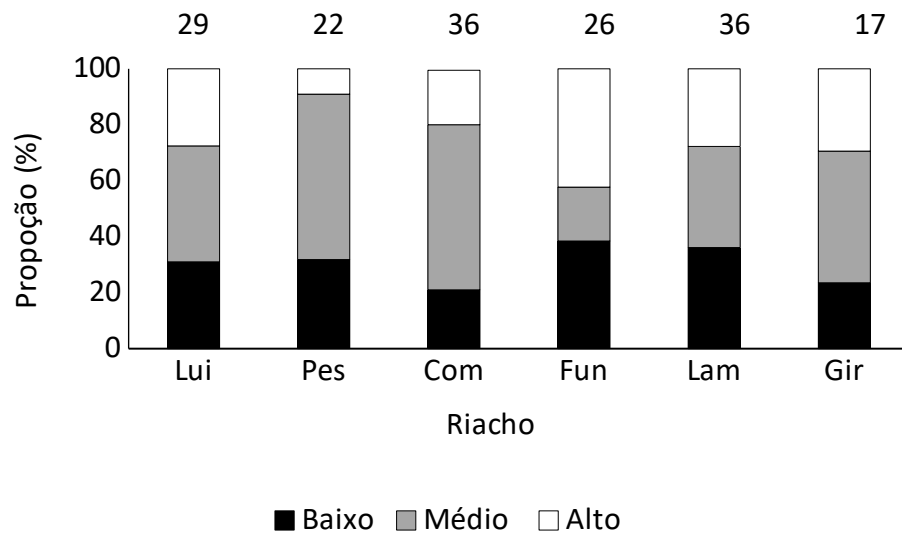
Espécie	G*	F**	N	CP (mm)	MP	FO (%)	M
<i>Andromake paris</i>	O	P	20	96,7 $\pm$ 25,3	18	45	0,70
<i>Bryconamericus iheringii</i>	O	BP	21	64,9 $\pm$ 21,0	21	67	0,52
<i>Characidium pterostictum</i>	I	D	13	49,2 $\pm$ 28,3	8	38	0,46
<i>Cheirodon interruptus</i>	H	BP	20	40,8 $\pm$ 22,9	16	20	0,63
<i>Diapoma lepiclastum</i>	O	BP	17	56,0 $\pm$ 28,4	18	59	0,72
<i>Heptapterus mustelinus</i>	O	D	20	97,4 $\pm$ 30,7	15	50	0,52
<i>Hypobrycon poi</i>	O	BP	20	49,5 $\pm$ 25,5	23	70	0,79
<i>Loricariichthys platymetopom</i>	D	D	22	56,9 $\pm$ 28,6	26	64	0,78
<i>Mimagoniates inequalis</i>	O	BP	19	55,5 $\pm$ 15,4	21	68	0,74

*Guilda Trófica (G)= O=Onívoro; I=Invertívoro; H=Herbívoro e D=Detritívoro. **Posição na coluna da água (F): P=Pelágica, BP=Bentopelágica e D=Demersal.

Fonte: Autora (2024).

As partículas de microplásticos em peixes verificadas em todos os pontos de amostragem (Figura 3).

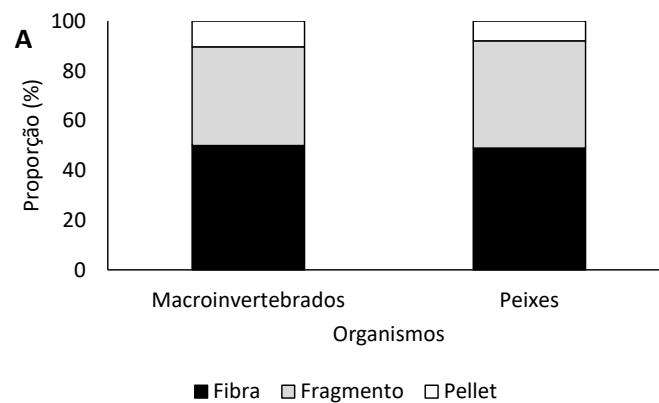
Figura 3. Proporção de microplásticos (MP) nos peixes nos diferentes trechos de cada riacho amostrado na bacia do Comandaí, Brasil. Números acima de cada coluna indica o número MP registrados em cada riacho.

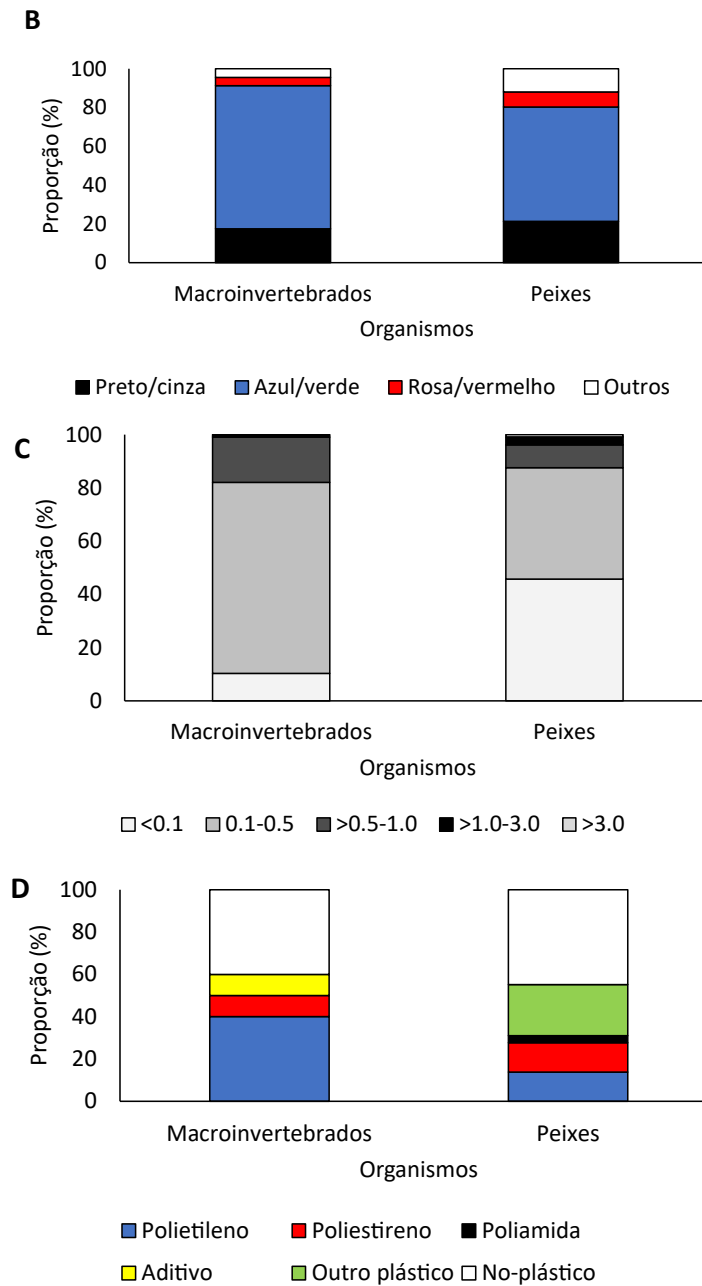


*Riachos: Luiza=Lui, Pessegueiro=Pes, Comandaizinho=Com, Fundão=Fun, Lambedor=Lam e Giruá=Gir.

Fonte: Autora, 2024

Figura 4 - Características das partículas de microplásticos presentes em macroinvertebrados e peixes: Forma (A), cor (B), tamanho (C) e tipo de MP (D) encontradas na Bacia do Comandaí, Brasil.





Fonte: Autora, 2024

Os MP suspeitos nas amostras de macroinvertebrados e peixes foram predominantemente fibras (Fig. 4A); as partículas de todas as amostras foram maioritariamente azuis/verdes (Fig. 4B) com tamanho inferior a 0,5 mm (Fig. 4C) e com predominância de polietileno (Fig. 4D).

4.2 RELAÇÕES ENTRE AS CARGAS MP E AS CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS

Nos macroinvertebrados, as ordens Odonata e Megaloptera, ambos predadores, apresentaram efeitos negativos na quantidade de MP encontrados (GLMNB; $p < 0,001$; Tabela 5), já os grupos de Ephemeroptera e Trichoptera não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$; Tabela 5, Fig. 5). Em relação ao hábito alimentar, o grupo de predadores apresentou um efeito negativo no número de MP ($p < 0,0001$; Tabela 5, Fig. 5). O trecho do riacho não apresentou diferenças quanto ao número de MP para macroinvertebrados ($p > 0,05$; Tabela 5, Fig. 5).

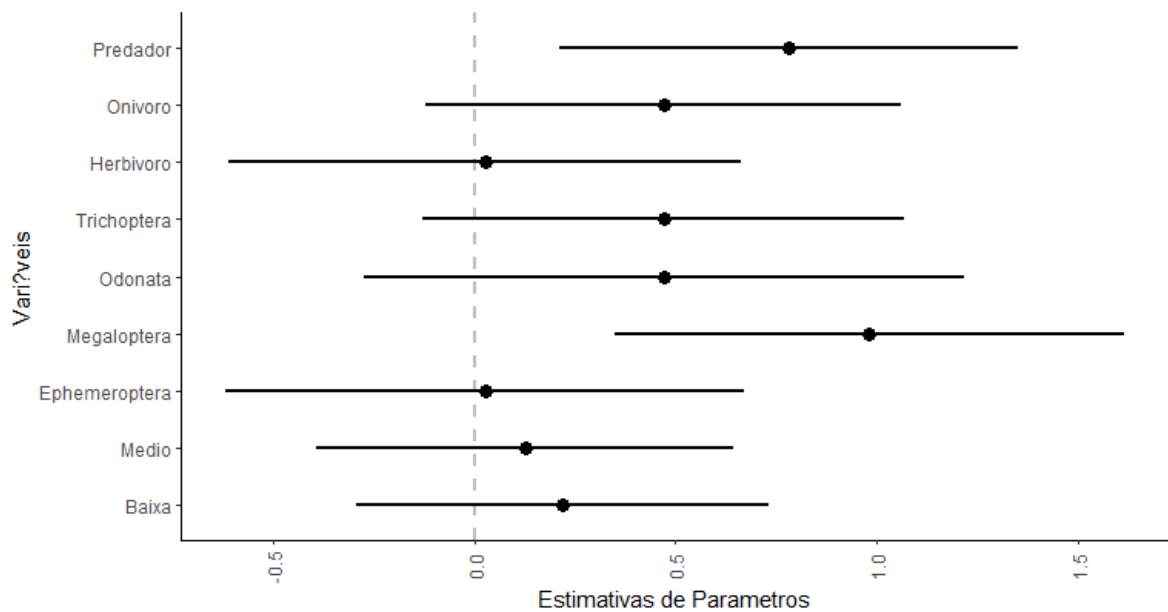
Tabela 5 - Resultados do modelo linear generalizado (GLM) para testar as relações entre as proporções de microplásticos de macroinvertebrados em lotes, na ordem, guilda e trecho, amostrados na bacia do Rio Comandáí.

Fator	Modelo	Estimate	Standard error	z value	p value
(Intercept)		-2.0801	0.4572	-4.550	1.91e-05 ***
Ordem	Ephemeroptera	0.0265	0.6432	0.041	0.967
	Megaloptera	0.9815	0.6337	1.549	0.125
	Odonata	0.4707	0.7454	0.631	0.530
	Trichoptera	0.4707	0.5979	0.787	0.434
(Intercept)		-2.0801	0.4519	-4.603	1.54e-05 ***
Guilda	Herbivoro	0.0265	0.6358	0.042	0.967
	Onivoro	0.4707	0.5910	0.796	0.428
	Predador	0.7808	0.5691	1.372	0.174
(Intercept)		-1.8413	0.3749	-4.911	4.63e-06 ***
Trecho	Baixo	0.2191	0.5111	0.429	0.669
	Medio	0.1261	0.5187	0.243	0.809

*Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Fonte: Autora (2024).

Figura 5 - Estimativas dos parâmetros do modelo para a presença de microplásticos em lotes de macroinvertebrados. As estimativas dos parâmetros são apresentadas para cada um das ordens. O intervalo à volta de cada variável representa o intervalo de confiança com variáveis significativas que não atravessam a linha tracejada. A ordem "Diptera", "Alta" e "Filtrador" estão ausentes porque são utilizados no modelo de intercepto para comparação com outros táxons.



Fonte: Autora (2024).

Já para os peixes, os fatores de guilda, posição na coluna da água, trecho e tamanho não foram significativas para presença de MP (GLMM; $p > 0,05$, Tabela 6). Número de indivíduos e espécie também não apresentaram diferenças significativas nas cargas de MP ($p > 0,05$, Fig. 6).

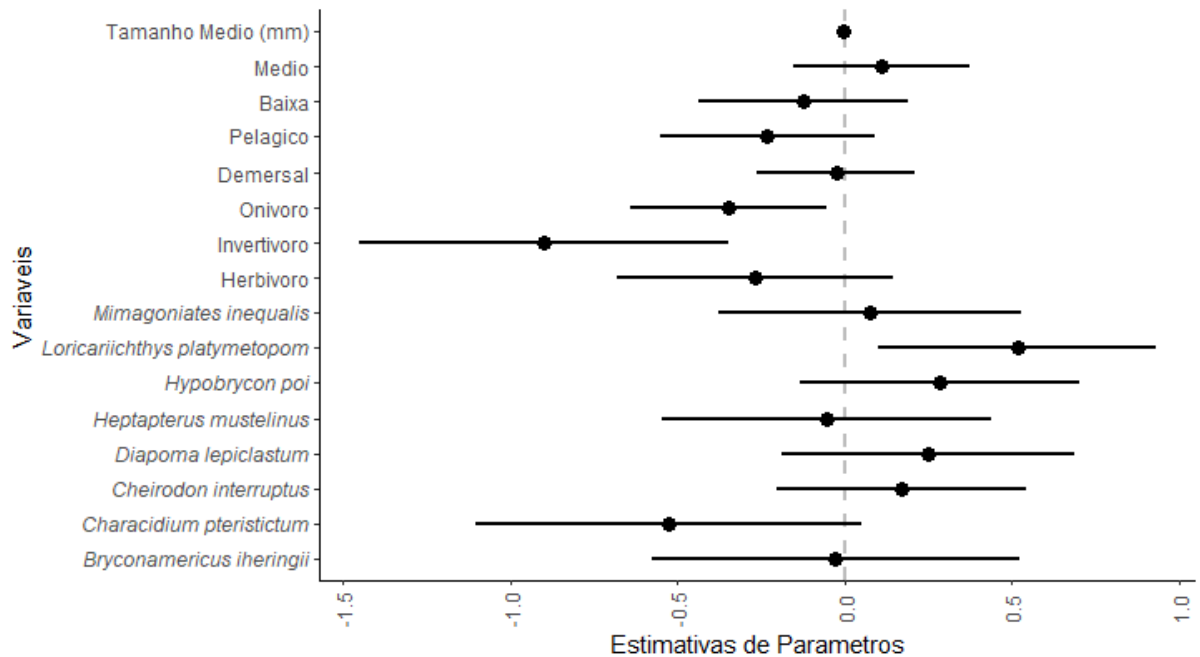
Tabela 6 - Resultados do modelo binomial negativo generalizado de efeitos mistos (GLMM) para testar as relações entre as contagens de microplásticos nos peixes, analisando espécies, o comprimento médio, a posição na água e trecho, amostrado na bacia do Comandá, Brasil

Fator	Modelo	Estimate	Standard error	z value	p value
(Intercept)		1.55339	0.33648	4.617	3.9e-06 ***
Species	<i>Bryconamericus iheringii</i>	-0.02584	0.54742	-0.047	0.962
	<i>Characidium pterostictum</i>	-0.52546	0.57838	-0.908	0.364
	<i>Cheirodon interruptus</i>	0.16982	0.37347	0.455	0.649
	<i>Diapoma lepiclastum</i>	0.25036	0.43524	0.575	0.565
	<i>Heptapterus mustelinus</i>	-0.05269	0.49366	-0.107	0.915
	<i>Hypobrycon poi</i>	0.28443	0.41706	0.682	0.495
	<i>Loricariichthys platymetopom</i>	0.51759	0.41488	1.248	0.212
	<i>Mimagoniates inequalis</i>	0.07658	0.45115	0.170	0.865
(Intercept)		1.9940	0.3077	6.480	9.14e-11 ***
Guilda	Herbivoro	-0.2651	0.4130	-0.642	0.521
	Invertivoro	-0.8981	0.5510	-1.630	0.103
	Onivoro	-0.3464	0.2931	-1.182	0.237
(Intercept)		1.68768	0.21906	7.704	1.32e-14 ***
Posição	Demersal	-0.02511	0.23709	-0.106	0.916
	Pelagico	-0.22990	0.31934	-0.720	0.472
(Intercept)		1.6566	0.2650	6.252	4.05e-10 ***
Trecho	Baixo	-0.1216	0.3131	-0.388	0.698
	Medio	0.1114	0.2619	0.425	0.670
(Intercept)		1.848147	0.402569	4.591	4.41e-06 ***
	Tamanho médio	-0.003026	0.005576	-0.543	0.587

*Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Fonte: Autora (2024)

Figura 6 - Estimativas dos parâmetros do modelo para a presença de microplásticos em peixes. As estimativas dos parâmetros são apresentadas para as diferentes espécies, trecho, guilda e posição. O intervalo à volta de cada variável representa o intervalo de confiança com variáveis significativas que não atravessam a linha tracejada. "*Andromake paris*", "Alta", "Dentritívoro" estão ausentes na figura, uma vez que os modelos as utilizam como intercepto.



Fonte: Autora (2024)

5 DISCUSSÃO

Para o planeta a poluição com plásticos é uma realidade cada vez mais presente e onde nenhum ecossistema parece livre pela contaminação deste poluente. A presença cada vez mais evidente dos plásticos provoca o mundo científico a buscar fórmulas que ajudem na conservação dos organismos, principalmente aqueles que por sua distribuição ou características intrínsecas possam ser mais ameaçados. Assim a determinação taxonômica ou de características ecológicas que sejam mais propensas para o consumo de plásticos, principalmente os MP pode ser uma ferramenta fundamental na gestão dos ecossistemas.

Com esse pensamento, o presente estudo visou principalmente identificar características que ajudassem a identificar organismos mais susceptíveis ao consumo de MP. E o resultado deste trabalho nos mostra que é imprevisível determinar que organismos destes riachos de pequeno porte apresentarão uma maior carga deste poluente, a presença de MP está quase que distribuída de forma uniforme nos organismos estudados.

5.1 MP EM ORGANISMOS DE UMA BACIA AGRÍCOLA

Partículas de microplástico foram encontrados em todos pontos de coleta, isso nos mostra a magnitude do alcance deste poluente. Além disso, a quantidade e a diversidade de MP encontrada nos macroinvertebrados e peixes que habitam esta bacia hidrográfica, que tem o uso do solo principalmente agrícola, surpreende. Os resultados obtidos não são tão diferentes dos resultados encontrados em riachos com entorno mais urbanizado ou com polos industriais significativos na região neotropical (Silva-Cavalcanti et al. 2017; Garcia et al. 2020; Álvarez-Lopezello et al. 2021; Yofukuji et al. 2024). A presença de MP em riachos distantes de centros urbanos em quantidades e qualidades significativas pode indicar que estas áreas possam receber contribuições além da própria atividade agrícola (Mattsson et al. 2018; Kelly et al. 2019; Murphy et al. 2016; Wen et al. 2018; Jiang et al. 2019). Estudos realizados nos últimos anos mostram de forma cada vez mais evidente que a deposição atmosférica que é impulsionada pelo vento e a chuva é um dos principais responsáveis pela dispersão dos MP no planeta (Piñon-Colin et al. 2020; Bullard et al. 2021; Zhou et al. 2021; Malli et al. 2022; Jia et al. 2022). Assim, estes padrões meteorológicos permitem a uniformização da distribuição destas partículas, inclusive em regiões com menos atividade humana e que ficam a centenas de quilômetros dos grandes centros urbanos onde a maior parte dos plásticos são utilizados (Allen et al. 2019; Kaliszewicz et al. 2023).

No presente estudo, a presença dominante de partículas de MP muito pequenas ($<0,5\text{mm}$) e voláteis pode reforçar a teoria de que os corpos da água podem estar sendo contaminados não apenas por atividades que acontecem na sua área de drenagem senão também por atividades antrópicas distantes que podem estar chegando por deposição atmosférica.

5.2 MP E OS MACROINVERTEBRADOS

O presente estudo é o primeiro na região Neotropical que avalia a presença dos MP nos macroinvertebrados. E os resultados obtidos reforçam a hipótese de que eles estão bastante presentes na maioria de organismos da biota aquática. No estudo, 74% dos lotes de macroinvertebrados apresentaram partículas de MP. Além disso, microplásticos ocorreram em macroinvertebrados em todos os pontos de amostragem, indicando os altos níveis de poluição plástica dentro desta bacia hidrográfica e ainda com valores semelhantes ou superiores a sistemas fluviais próximos a cidades (Nel et al. 2018; Driscoll et al. 2021).

As fibras e os fragmentos azuis/verde com tamanhos entre 0,1 e 0,5 mm foram predominantes entre os macroinvertebrados, resultados similares foram verificados em outros estudos (Pastorino et al. 2021b; Awuor et al. 2020). Alguns autores indicam que o pequeno tamanho assim como a semelhança com as algas verde azuladas podem estar relacionados ao maior consumo destes tipos de MP (Gutow et al. 2016; Bertoli et al. 2022).

Os microplásticos detectados nos lotes de macroinvertebrados em sua grande maioria foram fibras e fragmentos de polietileno (PE), oriundas provavelmente de lavagem de roupa, sacos plásticos, embalagens de produtos químicos entre outros (Browne et al. 2011; Remy et al. 2015). Têxteis sintéticos representam uma das principais fontes de poluição primária por microplástico já que liberam grandes quantidades de microfibras celulósicas durante a lavagem de roupas compostas por uma mistura de poliéster/polietileno/celulose (De Falco et al. 2019).

Acredita-se que a maioria das fontes de microplásticos (MP) são de origem urbana (Grbić et al. 2020; Shruti et al. 2019). Os rios enfrentam fontes similares de microplásticos que os ambientes marinhos, mas com um volume de água relativamente pequeno para diluição, o que pode levar a concentrações mais altas de MP. Estima-se que apenas as Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) possam contribuir com até 520.000 toneladas por ano de microplásticos em rios e riachos na Europa, segundo Horton et al. (2017). Já os riachos em regiões agrícolas são afetados por fontes difusas, mas principalmente ligadas a atividades agrícolas como utilização de biossólidos que entram em sistemas aquáticos através do escoamento (Weithmann et al. 2018; McNeish et al. 2018). Ainda, PE é o material mais utilizado na aplicação de insumos agrícolas (Huang et al. 2020), também

conhecida como plasticultura que é uma mistura de plástico com fertilizantes e irrigação por gotejamento.

Nossos resultados diferem de outros estudos realizados em ambientes aquáticos (Nel e Froneman, 2015; Hurley et al. 2017; Nel et al. 2018; Horton et al. 2018; Akindele et al. 2019; Akindele et al. 2020) que detectam a fibra como MP dominante nas amostras abióticas e bióticas. No nosso estudo tanto as fibras quanto os fragmentos foram dominantes nos diferentes pontos de amostragem. Acreditamos que estas partículas se depositam na calha dos riachos quando o fluxo é muito lento e se mantêm suspensas, tornando disponíveis para os organismos aquáticos (Rosenkranz et al. 2009; Akindele et al. 2019; Windsor et al. 2019; Akindele et al. 2020).

Os efeitos da ingestão de MP por macroinvertebrados bentônicos ainda precisam ser mais aprofundados, mas estudos como os de Silva et al. (2019) mostram que a ingestão de PE na família Chironomidae (Diptera) causam efeitos deletérios, principalmente quando referem-se a taxa de oviposição e crescimento, isso porque a ingestão de PE provoca a redução na ingestão de itens orgânicos o que interfere no processamento de alimentos (Au et al. 2017) comprometendo assim as reservas energéticas dos organismos.

A diferença do que esperávamos não foi verificada nenhuma relação entre o táxon e a guilda trófica com a presença de MP. Tínhamos ainda a expectativa de que os macroinvertebrados em posições tróficas mais elevadas apresentassem uma maior carga de MP, assim como foi detectado, por exemplo, no trabalho de Garcia et al. (2021), porém essa expectativa também não foi confirmada. É provável que os macroinvertebrados tenham uma taxa de ingestão de MP alta que possibilite no final, valores semelhantes de MP nos diferentes organismos analisados. Um trabalho realizado em laboratório parece confirmar esta suposição, Redondo-Hasselerharm et al. (2018) demonstraram que a maioria de espécies avaliadas tinham uma taxa de ingestão rápida de MP. A única espécie que teve uma digestão lenta do MP teve seu crescimento prejudicado.

No ambiente estudado parece que a taxa de ingestão dos macroinvertebrados analisados é alta. No entanto, a tendência no planeta é que o número de MP continue aumentando, com esse panorama é possível que no futuro se alcance um

limiar na qual a maioria das espécies não consigam evacuar os MP que estão sendo ingeridos e que isto termine afetando o seu crescimento e a sua sobrevivência.

5.3 MP E OS PEIXES

No presente trabalho os peixes apresentaram uma frequência de ocorrência de MP de 57%, este valor é muito semelhante a aqueles que foram registrados em outros ambientes lóticos da região Neotropical, tais como aqueles verificados em peixes do sul e do nordeste do Brasil (Garcia et al. 2020; Da Costa et al. 2023) e do Uruguai (Vidal et al. 2021) e onde a matriz circundante variou entre áreas de pastagem natural (Ribeiro-Brasil et al. 2020; Garcés-Ordóñez et al. 2021; Lozada-Gómez et al. 2023) e áreas com bastante descarga urbana e de centros industriais (Silva-Cavalcanti et al. 2017; Oliveira et al. 2020).

No presente trabalho, os MP retirados dos peixes foram principalmente fragmentos e fibras de polietileno e poliestireno de cor azul/verde e de tamanho inferior a 0,1 mm, resultados estes semelhantes a outros estudos realizados com peixes de água doce (Collard et al. 2018; Horton et al. 2018; Uurasjärvi et al. 2021; Galafassi et al. 2021). As fibras azuis/verdes encontradas neste estudo podem ter se originado de fontes como cordas comumente utilizadas na agricultura (Parker et al. 2022;) e os fragmentos podem ser derivados da fragmentação de plásticos maiores como embalagens, sacolas, linha de pesca e fraldas (Eerkes-Medrano et al. 2015; Siegfried et al. 2017; De Carvalho et al. 2021b;) compostos estes comumente feitos por polietileno e polipropileno (Wang et al. 2017; Plastics Europe 2019; Wang et al. 2021).

Quando comparado com o consumo dos macroinvertebrados, podemos observar que ambos grupos consumiram principalmente fragmentos e fibras de cor azul/verde já as diferenças ficam mais por conta do tamanho e do tipo de plástico. Os MP consumidos pelos macroinvertebrados eram de maior tamanho do que os consumidos pelos peixes, nos macroinvertebrados a classe de tamanho com maior número de partículas foi a de 0,1 a 0,5 mm com predominância de polietileno já nos peixes as partículas mais presentes foram menores de 0,1 mm com predominância de polietileno e poliestireno. Na literatura são poucos os trabalhos que comparam o consumo de MP de peixes e macroinvertebrados de água doce, um deles

desenvolvido na Europa por Parker et al. (2022) mostra que o consumo de MP destes dois grupos é semelhante. Na região neotropical não existe nenhum trabalho que compara essas duas biotas com respeito ao consumo de MP.

A diferença do que nós tínhamos pensado, não foi verificado uma relação entre a quantidade de MP consumido pelos peixes e os diferentes trechos dos riachos. Nós tínhamos a expectativa que o número de MP fosse maior em direção aos pontos inferiores dos riachos (Horton et al. 2018; Park et al. 2020;) e essa previsão não foi confirmada. A ausência de relação espacial pode indicar uma das duas seguintes situações ou inclusive ambas: 1. A presença de MP dentro dos riachos da bacia é homogênea; 2. Os peixes têm uma alta taxa de egestão de partículas de MP suficiente para evitar o acúmulo de MP dentro de seu organismo. Futuros estudos na região deverão realizar coletas de água e substrato para verificar a distribuição espacial dos MP no ambiente para entender melhor como a distribuição dos MP afeta o consumo dos organismos aquáticos.

No trabalho tínhamos a expectativa em base a revisão feita na literatura (Horton et al. 2018; Park et al. 2020b; Garcia et al. 2021b) de que peixes de maior tamanho tivessem cargas de MP maiores, uma vez que estes organismos podem ter um maior tempo de vida e um maior poder de ingestão de alimentos o que impactaria no seu encontro com os MP, entretanto essa expectativa não foi confirmada. A ausência dessa relação pode estar relacionada a escala relativamente estreita de tamanhos de peixe que foi utilizada que variou entre indivíduos com 20 mm e com 170 mm. No entanto diferenças também não foram encontradas entre os táxons nem entre as características ecológicas. Diversos estudos realizados em laboratório têm demonstrado que os peixes conseguem eliminar as partículas de MP consumidas num tempo relativamente curto de poucas horas a poucos dias (Jabeen et al. 2017; Cong et al. 2019; Bosshart et al. 2020; Roch et al. 2021) sendo que a velocidade de egestão pode variar a depender da espécie e sua fisiologia gastrointestinal e também do formato e tamanho do MP (Ory et al. 2018; Sá et al. 2018; Borges-Ramírez et al. 2020). Um estudo recente revelou que partículas de MP maiores são eliminadas mais rapidamente do que partículas menores, o que pode levar a um maior acúmulo de partículas menores com o tempo, quando comparadas a partículas de MP maiores (Grigorakis et al. 2017; Sloomakers et al. 2019; Roch et al. 2021). Desta forma, a ausência de relação entre a carga de MP dos peixes e

suas características taxonômicas e ecológicas pode estar relacionada a elevada taxa de egestão. E por outro lado, a retirada mais vagarosa dos MP menores explicaria a maior quantidade de MP menores de 0,1 mm encontrados nos estômagos dos peixes analisados.

Diferentemente do que nos tínhamos considerado não foram encontradas relações significativas entre a presença dos MP e as espécies, apesar delas representarem diversas guildas tróficas e de ocuparem diferentes espaços no corpo da água. Diversos estudos na literatura têm mostrado diferenças entre espécies (McNeish et al. 2018; Garcia et al. 2021; Bertoli et al. 2022), posição na coluna da água (Merga et al. 2020; Zhang et al. 2021) e guildas tróficas (Campbell et al. 2017; McNeish et al. 2018; Garcia et al. 2021), destacando um maior número de MP no trato digestivo de peixes demersais, carnívoros e onívoros. Os resultados do presente estudo não verificaram diferenças nas cargas de MP entre as guildas tróficas e na posição na coluna da água embora tenha se observado uma maior quantidade de MP na única espécie detritívora do estudo.

6 CONCLUSÃO

O presente estudo mostra que riachos dentro de matrizes agrícolas também apresentam uma elevada carga de MP. Além disso, mostra que a distribuição de MP é bastante homogênea dentro das duas biotas, com pequenas exceções nas características dos MP consumidos. Assim, a consistência das cargas e características das partículas de MP dentro dos macroinvertebrados e da comunidade de peixes sugere que o encontro, a ingestão e a egestão de MP pode ser bastante parecida dentro da bacia, não permitindo prever na maioria de casos que espécies e que características ecológicas são mais susceptíveis a presença dos MP.

REFERÊNCIAS

- AHRENDT, Camila et al. Microplastic ingestion cause intestinal lesions in the intertidal fish *Girella laevis*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 151, p. 110795, 2020.
- AKINDELE, Emmanuel O.; EHLERS, Sonja M.; KOOP, Jochen HE. First empirical study of freshwater microplastics in West Africa using gastropods from Nigeria as bioindicators. *Limnologia*, v. 78, p. 125708, 2019.
- AKINDELE, Emmanuel O.; EHLERS, Sonja M.; KOOP, Jochen HE. Freshwater insects of different feeding guilds ingest microplastics in two Gulf of Guinea tributaries in Nigeria. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, p. 33373-33379, 2020.
- ALLEN, S., Allen, D., Phoenix, V.R. et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nat. Geosci.* 12, 339–344 (2019)
- ÁLVAREZ-LOPEZTELLO, Jonás; ROBLES, Celerino; DEL CASTILLO, Rafael F. Microplastic pollution in neotropical rainforest, savanna, pine plantations, and pasture soils in lowland areas of Oaxaca, Mexico: preliminary results. *Ecological Indicators*, v. 121, p. 107084, 2021.
- ANDERSON, Philip J. et al. Microplastic contamination in lake Winnipeg, Canada. *Environmental pollution*, v. 225, p. 223-231, 2017.
- ANDRADY, A. L. The plastic in microplastics: a review. *Marine Pollution Bulletin* 2017, 119, 1, 12.
- ANTÃO-BARBOZA, L., Vethaak, A.D., Lavorante, B., Lundebye, A., Guilhermino, L., 2018. Marine microplastic debris: an emerging issue for food security, food safety and human health. *Mar. Pollut. Bull.* 133, 336–348. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.047>.
- ARTHUR, C.; Baker, J. E.; Bamford, H. A.; Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris 2008, September 9-11, University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA.
- ATUGODA, Thilakshani et al. Adsorptive interaction of antibiotic ciprofloxacin on polyethylene microplastics: Implications for vector transport in water. *Environmental Technology & Innovation*, v. 19, p. 100971, 2020.
- AU, Sarah Y. et al. Trophic transfer of microplastics in aquatic ecosystems: identifying critical research needs. *Integrated environmental assessment and management*, v. 13, n. 3, p. 505-509, 2017.
- AVIO, Carlo Giacomo; GORBI, Stefania; REGOLI, Francesco. Plastics and microplastics in the oceans: from emerging pollutants to emerged threat. *Marine environmental research*, v. 128, p. 2-11, 2017.

AWUOR, W.; MUTHUMBI, A. W. N.; ROBERTSON-ANDERSSON, D. V. Presence of microplastics in benthic macroinvertebrates along the Kenyan coast. *African Journal of Marine Science*, v. 42, n. 4, p. 405-411, 2020.

BANIHASHEMI, Elham Alsatat et al. Effect of microplastics on *Yersinia ruckeri* infection in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Science and Pollution Research*, p. 1-12, 2022.

BARBOZA, Luís Gabriel Antão et al. Microplastics increase mercury bioconcentration in gills and bioaccumulation in the liver, and cause oxidative stress and damage in *Dicentrarchus labrax* juveniles. *Scientific reports*, v. 8, n. 1, p. 15655, 2018.

BARNES, D. K.; Galgani, F.; Thompson, R. C.; Barlaz, M.; Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 2009, 364, 1526.

BERTOLI, Marco et al. Microplastics accumulation in functional feeding guilds and functional habit groups of freshwater macrobenthic invertebrates: Novel insights in a riverine ecosystem. *Science of The Total Environment*, v. 804, p. 150207, 2022.

BI, De et al. Occurrence and distribution of microplastics in coastal plain soils under three land-use types. *Science of The Total Environment*, v. 855, p. 159023, 2023.

BOERGER, C. M., Lattin, G. L., Moore, S. L., Moore, C. J. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin* 2010, 60, 2275.

BORGES-RAMÍREZ, Merle M. et al. Plastic density as a key factor in the presence of microplastic in the gastrointestinal tract of commercial fishes from Campeche Bay, Mexico. *Environmental Pollution*, v. 267, p. 115659, 2020.

BOSSHART, Sophie; ERNI-CASSOLA, Gabriel; BURKHARDT-HOLM, Patricia. Independence of microplastic ingestion from environmental load in the round goby (*Neogobius melanostomus*) from the Rhine river using high quality standards. *Environmental Pollution*, v. 267, p. 115664, 2020.

BRAHNEY, Janice et al. Plastic rain in protected areas of the United States. *Science*, v. 368, n. 6496, p. 1257-1260, 2020.

BROWNE, M.A., Galloway, T., Thompson, R. Microplastic – An emerging contaminant of potential concern?, *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3(4), 559-566, 2007.

BROWNE, Mark Anthony et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 21, p. 9175-9179, 2011.

BUI, Xuan-Thanh et al. Microplastics pollution in wastewater: Characteristics, occurrence and removal technologies. *Environmental Technology & Innovation*, v. 19, p. 101013, 2020.

BULLARD, Joanna E. et al. Preferential transport of microplastics by wind. *Atmospheric Environment*, v. 245, p. 118038, 2021.

CAMPBELL, Samantha H.; WILLIAMSON, Patrick R.; HALL, Britt D. Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek. *Facets*, v. 2, n. 1, p. 395-409, 2017.

CARPENTER, E. J.; Smith, K. L. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science* 1972, 175, 4027

COLE, Matthew et al. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental science & technology*, v. 47, n. 12, p. 6646-6655, 2016.

COLLARD, France et al. Anthropogenic particles in the stomach contents and liver of the freshwater fish *Squalius cephalus*. *Science of the total environment*, v. 643, p. 1257-1264, 2018.

COLLARD, France et al. Plastic particle ingestion by wild freshwater fish: a critical review. *Environmental Science & Technology*, v. 53, n. 22, p. 12974-12988, 2019.

COLLIGNON, A.; Hecq, J. H.; Glagani, F.; Voisin, P.; Collard, F.; Goffart, A.; Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 2012, 64, 4.

CONG, Y., Jin, F., Tian, M., Wang, J., Shi, H., Wang, Y., & Mu, J. (2019). Ingestion, egestion and post-exposure effects of polystyrene microspheres on marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Chemosphere*, 228, 93-100.

CHEUNG, Coco Ka Hei; NOT, Christelle. Impacts of extreme weather events on microplastic distribution in coastal environments. *Science of The Total Environment*, v. 904, p. 166723, 2023.

CHOY, C.A., Robison, B.H., Gagne, T.O., Erwin, B., Firl, E., Halden R.U., Hamilton J.A., Katija, K., Lisin, S.E., Rolsky, C., Van Houtan, K.S., The vertical distribution and biological transport of marine microplastic across the epipelagic and mesopelagic water column, *Scientific Reports*, 98, 7843, 2019.

DA COSTA ARAÚJO, Amanda Pereira; DE ANDRADE VIEIRA, Julya Emmanuela; MALAFAIA, Guilherme. Toxicity and trophic transfer of polyethylene microplastics from *Poecilia reticulata* to *Danio rerio*. *Science of the Total Environment*, v. 742, p. 140217, 2020.

DA COSTA, Igor David et al. Ecological traits do not predict the uptake of microplastics by fishes in a Neotropical River. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 30, n. 41, p. 94850-94864, 2023.

DE CARVALHO, Aline Reis et al. Microplastic in angling baits as a cryptic source of contamination in European freshwaters. *Scientific Reports*, v. 11, n. 1, p. 11255, 2021.

DE FALCO, Francesca et al. The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Scientific reports*, v. 9, n. 1, p. 6633, 2019.

DE JESUS PIÑON-COLIN, Teresita et al. Microplastics in stormwater runoff in a semiarid region, Tijuana, Mexico. *Science of the Total Environment*, v. 704, p. 135411, 2020.

DE SÁ, Luís Carlos et al. Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: what do we know and where should we focus our efforts in the future?. *Science of the total environment*, v. 645, p. 1029-1039, 2018.

DE SALES-RIBEIRO, Carolina et al. An end to the controversy over the microscopic detection and effects of pristine microplastics in fish organs. *Scientific Reports*, v. 10, n. 1, p. 12434, 2020.

DEHAUT, Alexandre et al. Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental pollution*, v. 215, p. 223-233, 2016. .

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 2002, 44, 9.

DUIS, Karen; COORS, Anja. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe*, v. 28, n. 1, p. 2, 2016.

DRISCOLL, Stephanie C. et al. Presence of microplastics in the food web of the largest high-elevation lake in North America. *Water*, v. 13, n. 3, p. 264, 2021.

EERKES-MEDRANO, Dafne; THOMPSON, Richard C.; ALDRIDGE, David C. Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water research*, v. 75, p. 63-82, 2015.

ENDO, S., Takizawa, R., Okuda, K., Takada, H., Chiba, K., Kanehiro, H., Ogi, H., Yamashita, R., Date, T. Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: variability among individual particles and regional differences. *Marine Pollution Bulletin* 44, 1103–1114, 2005.

FARADY, Susan E. Microplastics as a new, ubiquitous pollutant: Strategies to anticipate management and advise seafood consumers. *Marine policy*, v. 104, p. 103-107, 2019.

FECHINE, Guilhermino José Macêdo. *Polímeros Biodegradáveis: tipos, mecanismos, normas e mercado mundial*. São Paulo: Editora Mackenzie, 2013.

FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. Análise de Fragilidades Ambientais e da Viabilidade de Licenciamento de Aproveitamentos Hidrelétricos XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Rios Ijuí e Butuí-Piratinin-Icamaquã, Região Hidrográfica do Rio Uruguai – RS. Porto Alegre: FEPAM/UFRGS, 2004. 138 p.

FOLEY, Carolyn J. et al. A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. *Science of the total environment*, v. 631, p. 550-559, 2018.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). (2018). AQUASTAT Database.

GALAFASSI, Silvia et al. Microplastic pollution in perch (*Perca fluviatilis*, Linnaeus 1758) from Italian south-alpine lakes. *Environmental Pollution*, v. 288, p. 117782, 2021.

GARCÉS-ORDÓÑEZ, Ostin et al. Abundance, distribution, and characteristics of microplastics in coastal surface waters of the Colombian Caribbean and Pacific. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, n. 32, p. 43431-43442, 2021.

GARCIA, Thiago D. et al. Ingestion of microplastic by fish of different feeding habits in urbanized and non-urbanized streams in Southern Brazil. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 231, n. 8, p. 434, 2020.

GARCIA, Angela G. et al. A comparison of microplastic contamination in freshwater fish from natural and farmed sources. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, n. 12, p. 14488-14497, 2021.

GARCIA, Flavien et al. Stable isotope insights into microplastic contamination within freshwater food webs. *Environmental science & technology*, v. 55, n. 2, p. 1024-1035, 2021.

GEYER, R., Jambeck, J. R., Law, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3, e1700782, 2017.

GRBIĆ, Jelena et al. Microplastics entering northwestern Lake Ontario are diverse and linked to urban sources. *Water research*, v. 174, p. 115623, 2020.

GIGAULT, J.; HALLE, A. T.; BAUDRIMONT, M.; PASCAL, P-Y.; GAUFFRE, F.; PHI, TL.; HADRI, H. E.; GRASSL, B.; REYNAUD, S. Current opinion: What is a nonoplastic? *Environmental Pollution*, v. 235, p. 1-5, 2018.

GOMES, C. M. B.; Lançamento de partículas de polietileno à costa do Rio Grande do Sul, *Separatas da Revista Veritas*, 70/73, pp. 174-206. 3. Andrady, A. L.; *Mar. Pollut. Bull.*, 62, 1596, 2011.

GUO, Xuetao et al. Sorption properties of cadmium on microplastics: the common practice experiment and a two-dimensional correlation spectroscopic study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 190, p. 110118, 2020.

GUO, Xuan; WANG, Jianlong. Sorption of antibiotics onto aged microplastics in freshwater and seawater. *Marine Pollution Bulletin*, v. 149, p. 110511, 2019.

GUTOW, Lars et al. Experimental evaluation of seaweeds as a vector for microplastics into marine food webs. *Environmental science & technology*, v. 50, n. 2, p. 915-923, 2016.

GREGORY, Murray R. Environmental implications of plastic debris in marine settings — entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 364, n. 1526, p. 2013-2025, 2009.

Grigorakis, S., Mason, S. A., & Drouillard, K. G. (2017). Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*). *Chemosphere*, 169, 233–238.

HALSBAND, Claudia; HERZKE, Dorte. Plastic litter in the European Arctic: what do we know?. *Emerging Contaminants*, v. 5, p. 308-318, 2019.

HAMMER, J.; Kraak, M. H. S.; Parson, J. R.; *Plastics in the marine environment: the dark side of a modern gift. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Springer: New York, 2012.

HARTMANN, N. B.; Rist, S.; Bodin, J.; Jensen, L. H.; Schmidt, S. N.; Mayer, P.; Baun, A.; Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. *Integrated Environmental Assessment and Management* 2017, 13, 3.

HATJE, V.; COSTA, M. F.; CUNHA, L. C. Oceanografia e química: unindo conhecimentos em prol dos oceanos e da sociedade. *Química Nova*, v. 36, n. 10, p. 1497-1508, 2013.

HE, Siying et al. Biofilm on microplastics in aqueous environment: Physicochemical properties and environmental implications. *Journal of Hazardous Materials*, v. 424, p. 127286, 2022.

HIDALGO-RUZ, V.; Gutow, L.; Thompson, R. C.; Thiel, M.; Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology* 2012, 46, 6.

HOORNWEG, D., Bhada-Tata, P., Kennedy, C.; Environment: Waste production must peak this century, *Nature News* 2013, 502, 615.

HORTON, Alice A.; DIXON, Simon J. Microplastics: An introduction to environmental transport processes. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water, v. 5, n. 2, p. e1268, 2018.

HORTON, Alice A. et al. The influence of exposure and physiology on microplastic ingestion by the freshwater fish *Rutilus rutilus* (roach) in the River Thames, UK. *Environmental Pollution*, v. 236, p. 188-194, 2018.

HUANG, Yi et al. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environmental Pollution*, v. 260, p. 114096, 2020.

HURLEY, Rachel R.; WOODWARD, Jamie C.; ROTHWELL, James J. Ingestion of microplastics by freshwater tubifex worms. *Environmental science & technology*, v. 51, n. 21, p. 12844-12851, 2017.

ÑIGUEZ, M. E.; Conesa, J. A.; Fullana, A. Microplastics in spanish table salt. *Scientific Reports* 2017, 7, 1.

IVAR DO SUL, J.A, Costa, M.F., 2007. Marine debris review for Latin America and the wider Caribbean region: from the 1970s until now, and where do we go from here? *Marine Pollution Bulletin* 54(8):1087-104.

JABEEN, Khalida et al. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environmental pollution*, v. 221, p. 141-149, 2017.

JAMBECK, J. R.; Geyer, R.; Wilcox, C.; Siegler, T. R.; Perryman, M.; Andrady, A.; Law, K. L. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 2015, 347, 6223

JAMIESON, Alan J. et al. Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. *Royal Society open science*, v. 6, n. 2, p. 180667, 2019.

JEMEC, Anita et al. Uptake and effects of microplastic textile fibers on freshwater crustacean *Daphnia magna*. *Environmental pollution*, v. 219, p. 201-209, 2016.

JENNY, Jean-Philippe et al. Scientists' warning to humanity: rapid degradation of the world's large lakes. *Journal of Great Lakes Research*, v. 46, n. 4, p. 686-702, 2020.

JIA, Qilong et al. Atmospheric deposition of microplastics in the megalopolis (Shanghai) during rainy season: Characteristics, influence factors, and source. *Science of The Total Environment*, v. 847, p. 157609, 2022.

JIANG, Changbo et al. Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. *Environmental Pollution*, v. 249, p. 91-98, 2019.

KALISZEWICZ, Anita et al. First evidence of microplastic occurrence in the marine and freshwater environments in a remote polar region of the Kola peninsula and a correlation with human presence. *Biology*, v. 12, n. 2, p. 259, 2023.

KARAMI, A. GOLIESKARDI, A.; LARAT, V.; KARBALAEI, S.; SALAMATINIA, B. Microplastic and mesoplastic contamination in canned sardines and sprats. *Science of The Total Environment*, v. 612, p. 1380-1386, 2018.

KELLY, Max R. et al. Importance of water-volume on the release of microplastic fibers from laundry. *Environmental science & technology*, v. 53, n. 20, p. 11735-11744, 2019.

KIRSTEIN, Inga V. et al. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine environmental research*, v. 120, p. 1-8, 2016.

LAMBERT, Scott; WAGNER, Martin. Microplastics are contaminants of emerging concern in freshwater environments: an overview. Springer International Publishing, 2018.

LEBRETON, Laurent CM et al. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature communications*, v. 8, n. 1, p. 15611, 2017.

LESLIE, Heather A. et al. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment international*, v. 163, p. 107199, 2022.

LI, Zhenling et al. Microplastic bioaccumulation in estuary-caught fishery resource. *Environmental Pollution*, v. 306, p. 119392, 2022.

LONG, Marc et al. Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: impact on their respective fates. *Marine Chemistry*, v. 175, p. 39-46, 2015.

LOZADA-GÓMEZ, Edgar J.; PÉREZ-REYES, Omar. Analysis of population size of *Pterygoplichthys multiradiatus* and its intake of microplastics in streams with different land uses. *Environmental Research: Ecology*, v. 2, n. 4, p. 045004, 2023.

LUÍS, Luís G. et al. Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium (VI) to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations. *Aquatic Toxicology*, v. 164, p. 163-174, 2015.

LUSHER, Amy L. et al. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Scientific reports*, v. 5, n. 1, p. 14947, 2015.

MALLI, Ali et al. Transport mechanisms and fate of microplastics in estuarine compartments: A review. *Marine pollution bulletin*, v. 177, p. 113553, 2022.

MATO, U.; Isobe, T.; Takada, H.; Kanehiro, H.; Ohtake, C.; Kaminuma, T. 2001. Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. *Environmental Sciences and Technology*, 35 pp.318-324.

MATTSSON, Karin et al. Nanoplastics in the aquatic environment. Microplastic contamination in aquatic environments, p. 379-399, 2018.

MCNEISH, R. E. et al. Microplastic in riverine fish is connected to species traits. Scientific reports, v. 8, n. 1, p. 11639, 2018.

MERGA, Lemessa B. et al. Distribution of microplastic and small macroplastic particles across four fish species and sediment in an African lake. Science of the Total Environment, v. 741, p. 140527, 2020.

MIAO, Lingzhan et al. Distinct community structure and microbial functions of biofilms colonizing microplastics. Science of the Total Environment, v. 650, p. 2395-2402, 2019.

MILLER, Michaela E.; HAMANN, Mark; KROON, Frederieke J. Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. PloS one, v. 15, n. 10, p. e0240792, 2020.

MURPHY, Fionn et al. Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. Environmental science & technology, v. 50, n. 11, p. 5800-5808, 2016.

NAIK RK, Naik MM, D'Costa PM, Shaikh F. Microplastics in ballast water as an emerging source and vector for harmful chemicals, antibiotics, metals, bacterial pathogens and HAB species: A potential risk to the marine environment and human health. Mar Pollut Bull. 2019 Dec;149:110525

NAPPER, Imogen E. et al. Reaching new heights in plastic pollution—preliminary findings of microplastics on Mount Everest. One Earth, v. 3, n. 5, p. 621-630, 2020

NAQASH, Nafiaah et al. Interaction of freshwater microplastics with biota and heavy metals: a review. Environmental Chemistry Letters, v. 18, n. 6, p. 1813-1824, 2020.

NEL, Holly Astrid; FRONEMAN, Peirre William. A quantitative analysis of microplastic pollution along the south-eastern coastline of South Africa. Marine pollution bulletin, v. 101, n. 1, p. 274-279, 2015.

NEL, Holly A.; DALU, Tatenda; WASSERMAN, Ryan J. Sinks and sources: Assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in an Austral temperate urban river system. Science of the Total Environment, v. 612, p. 950-956, 2018.

NELMS, Sarah E. et al. Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. Environmental pollution, v. 238, p. 999-1007, 2018.

OGATA, Yuko et al. International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. Marine pollution bulletin, v. 58, n. 10, p. 1437-1446, 2009.

OGONOWSKI, Martin et al. The effects of natural and anthropogenic microparticles on individual fitness in *Daphnia magna*. *PloS one*, v. 11, n. 5, p. e0155063, 2016.

OLIVEIRA, Cristian Wesley de Souza; CORRÊA, Cláudia dos Santos; SMITH, Welber Senteio. Food ecology and presence of microplastic in the stomach content of neotropical fish in an urban river of the upper Paraná River Basin. *Revista ambiente & água*, v. 15, p. e2551, 2020.

ORY, Nicolas et al. Low prevalence of microplastic contamination in planktivorous fish species from the southeast Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, v. 127, p. 211-216, 2018.

PANNETIER, Pauline et al. Environmental samples of microplastics induce significant toxic effects in fish larvae. *Environment international*, v. 134, p. 105047, 2020.

PARK, Tae-Jin et al. Distributions of microplastics in surface water, fish, and sediment in the vicinity of a sewage treatment plant. *Water*, v. 12, n. 12, p. 3333, 2020.

PARK, Tae-Jin et al. Occurrence of microplastics in the Han River and riverine fish in South Korea. *Science of the Total Environment*, v. 708, p. 134535, 2020b.

PARKER, Ben et al. Microplastics in freshwater fishes: Occurrence, impacts and future perspectives. *Fish and Fisheries*, v. 22, n. 3, p. 467-488, 2021.

PARKER, Ben et al. Parasite infection but not chronic microplastic exposure reduces the feeding rate in a freshwater fish. *Environmental Pollution*, v. 320, p. 121120, 2023.

PEEKEN, Ilka et al. Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic. *Nature communications*, v. 9, n. 1, p. 1505, 2018.

PENNINO, Maria Grazia et al. Ingestion of microplastics and occurrence of parasite association in Mediterranean anchovy and sardine. *Marine Pollution Bulletin*, v. 158, p. 111399, 2020.

PETERS, Colleen A.; BRATTON, Susan P. Urbanization is a major influence on microplastic ingestion by sunfish in the Brazos River Basin, Central Texas, USA. *Environmental pollution*, v. 210, p. 380-387, 2016.

PRATA, J. C. Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environmental Pollution* 2018, 234, 115. POSSATTO, F. E.; Barletta, M.; Costa, M. F.; do Sul, J. A. I.; Dantas, D. V. Plastic debris ingestion by marine catfish: an unexpected fisheries impact. *Marine Pollution Bulletin* 2011, 62, 5.

PlasticsEurope Plastics—The facts 2019. An analysis of European plastics production, demand and waste data. PlasticsEurope, Belgium, 2019.

RAGUSA A, Svelato A, Santacroce C, Catalano P, Notarstefano V, Carnevali O, Papa F, Rongioletti MCA, Baiocco F, Draghi S (2021) Plasticenta: first evidence of microplastics in human placenta. *Environ Int* 146:106274.

REDONDO-HASSELERHARM, Paula E. et al. Microplastic effect thresholds for freshwater benthic macroinvertebrates. *Environmental science & technology*, v. 52, n. 4, p. 2278-2286, 2018.

RENDÓN, W.J. 2009, El Producto de la reacción de Stenhouse como colorante para el reconocimiento de la poliamida, *Rev. Bol. Quim.*, 26(1), 27-29.

REID, A.J., et al. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol. Rev.* 94 (3), 849–873, (2019). <https://doi.org/10.1111/brev.12480>.

REMY, François et al. When microplastic is not plastic: the ingestion of artificial cellulose fibers by macrofauna living in seagrass macrophytodebris. *Environmental science & technology*, v. 49, n. 18, p. 11158-11166, 2015.

REIS, Roberto E. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs, 2003.

RIBEIRO-BRASIL, Danielle Regina Gomes et al. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. *Environmental Pollution*, v. 266, p. 115241, 2020.

RIOS, Lorena M. et al. Quantitation of persistent organic pollutants adsorbed on plastic debris from the Northern Pacific Gyre's "eastern garbage patch". *Journal of Environmental Monitoring*, v. 12, n. 12, p. 2226-2236, 2010

RIST, Sinja; BAUN, Anders; HARTMANN, Nanna B. Ingestion of micro-and nanoplastics in *Daphnia magna*—Quantification of body burdens and assessment of feeding rates and reproduction. *Environmental pollution*, v. 228, p. 398-407, 2017.

ROCH, Samuel et al. A systematic study of the microplastic burden in freshwater fishes of south-western Germany—Are we searching at the right scale?. *Science of the total environment*, v. 689, p. 1001-1011, 2019.

ROCH, Samuel et al. Microplastic evacuation in fish is particle size-dependent. *Freshwater Biology*, v. 66, n. 5, p. 926-935, 2021.

ROCHA, G. C.; Macedo, J. A. B; Contaminação de solos características e impactos. 1a ed., Juiz de UFJF: Juiz de Fora, 2014.

ROCHA-SANTOS, T.; Duarte, A. C.; A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 2015, 65, 47.

ROCHMAN, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., & The, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3, 3263.

ROSENKRANZ, Philipp et al. A comparison of nanoparticle and fine particle uptake by *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, v. 28, n. 10, p. 2142-2149, 2009.

RUMMEL, Christoph D. et al. Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment. *Environmental science & technology letters*, v. 4, n. 7, p. 258-267, 2017.

SIEGFRIED, Max et al. Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. *Water research*, v. 127, p. 249-257, 2017.

SILVA-CAVALCANTI, Jacqueline Santos et al. Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. *Environmental pollution*, v. 221, p. 218-226, 2017.

SILVA, Carlos JM et al. Ingestion of small-sized and irregularly shaped polyethylene microplastics affect *Chironomus riparius* life-history traits. *Science of the Total Environment*, v. 672, p. 862-868, 2019.

SLOOTMAEKERS, Bart et al. Microplastic contamination in gudgeons (*Gobio gobio*) from Flemish rivers (Belgium). *Environmental Pollution*, v. 244, p. 675-684, 2019.

SCHWABL, Philipp et al. Detection of various microplastics in human stool: a prospective case series. *Annals of internal medicine*, v. 171, n. 7, p. 453-457, 2019.

SHRUTI, V. C. et al. Microplastics in freshwater sediments of atoyac river basin, puebla city, Mexico. *Science of the Total Environment*, v. 654, p. 154-163, 2019.

STANTON, Thomas et al. Freshwater microplastic concentrations vary through both space and time. *Environmental Pollution*, v. 263, p. 114481, 2020.

SRIPADA KAM; Wierzbicka, A; Abass, K; Grimalt, J; Erbe, A; Röllin, H. B; Weihe, P; Díaz, J. G; Singh, R.R; Visnes, T; Rautio, A; Odland, J. O; Wagner, M. A Children's Health Perspective on Nano- and Microplastics. *Rev. Environmental Health Perspectives*, v.130, Issue 1 Jan 2022.

TAN, Xiangling et al. Microplastics and associated PAHs in surface water from the Feilaixia Reservoir in the Beijiang River, China. *Chemosphere*, v. 221, p. 834-840, 2019.

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

THOMPSON, R.C., MOORE, C.J., vom SAAL, F.S., SWAN, S.H., 2009a. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philos. Trans. Roy. Soc.B* 364, 2153–2166.

UURASJÄRVI, Emilia et al. Validation of an imaging FTIR spectroscopic method for analyzing microplastics ingestion by Finnish lake fish (*Perca fluviatilis* and *Coregonus albula*). *Environmental Pollution*, v. 288, p. 117780, 2021.

VELIS, C.A., 2014. Plastic waste in marine litter: action now and at the source. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular economy*. 32 (4), 251–253.

VENDEL, A. L., Bessa, F., Alves, V. E. N., Amorim, A. L. A., Patrício, J., Palma, A. R. T. Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. *Marine Pollution Bulletin* 2017, 117, 1.

VIDAL, Camila et al. Incidence of watershed land use on the consumption of meso and microplastics by fish communities in uruguayan lowland streams. *Water*, v. 13, n. 11, p. 1575, 2021.

VON MOOS, Nadia; BURKHARDT-HOLM, Patricia; KÖHLER, Angela. Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental science & technology*, v. 46, n. 20, p. 11327-11335, 2012.

YOFUKUJI, Kátia Yasuko et al. Microplastic Ingestion by Fish in a Neotropical Reservoir: Effects of Reservoir Dynamics and Fish Traits. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 235, n. 2, p. 113, 2024.

YU, Fei et al. Adsorption behavior of the antibiotic levofloxacin on microplastics in the presence of different heavy metals in an aqueous solution. *Chemosphere*, v. 260, p. 127650, 2020.

WANG, Wenfeng et al. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Science of the Total Environment*, v. 575, p. 1369-1374, 2017.

WANG, Jun et al. Polystyrene microplastics cause tissue damages, sex-specific reproductive disruption and transgenerational effects in marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Environmental Pollution*, v. 254, p. 113024, 2020.

WANG, Feifei et al. Microplastic characteristics in organisms of different trophic levels from Liaohe Estuary, China. *Science of The Total Environment*, v. 789, p. 148027, 2021.

WAGNER, Martin; LAMBERT, Scott. Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?. Springer Nature, 2018.

WATTS, Andrew JR et al. Uptake and retention of microplastics by the shore crab *Carcinus maenas*. *Environmental science & technology*, v. 48, n. 15, p. 8823-8830, 2014.

WEN, Xiaofeng et al. Microplastic pollution in surface sediments of urban water areas in Changsha, China: abundance, composition, surface textures. *Marine pollution bulletin*, v. 136, p. 414-423, 2018.

WEITHMANN, Nicolas et al. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Science advances*, v. 4, n. 4, p. eaap8060, 2018.

WINDSOR, Fredric M. et al. Microplastic ingestion by riverine macroinvertebrates. *Science of the total environment*, v. 646, p. 68-74, 2019.

WONG, Graham; LÖWEMARK, Ludvig; KUNZ, Alexander. Microplastic pollution of the Tamsui River and its tributaries in northern Taiwan: spatial heterogeneity and correlation with precipitation. *Environmental Pollution*, v. 260, p. 113935, 2020.

WURL, O., Obbard, J.P., 2004. A review of pollutants in the sea-surface microlayer (SML): a unique habitat for marine organisms. *Marine Pollution Bulletin* 48, 1016–1030.

XIANG, Y., Jiang, L., Zhou, Y., Luo, Z., Zhi, D., Yang, J., Shiung, S., 2022. Microplastics and environmental pollutants: key interaction and toxicology in aquatic and soil environments. *J. Hazard. Mater.* 422, 126843.

ZHANG, Yulan et al. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, v. 203, p. 103118, 2020.

ZHANG, Yafei et al. How climate change and eutrophication interact with microplastic pollution and sediment resuspension in shallow lakes: A review. *Science of the Total Environment*, v. 705, p. 135979, 2021.

ZHANG, Ya et al. Effects of land use and landscape on the occurrence and distribution of microplastics in soil, China. *Science of the Total Environment*, v. 847, p. 157598, 2022.

ZIAJAHROMI S, Kumar A, Neale PA, Leusch FDL. 2018. Environmentally relevant concentrations of polyethylene microplastics negatively impact the survival, growth and emergence of sediment-dwelling invertebrates. *Environ Pollut* 236:425–431.

ZHOU, Yanfei et al. Microplastic contamination is ubiquitous in riparian soils and strongly related to elevation, precipitation and population density. *Journal of Hazardous Materials*, v. 411, p. 125178, 2021.

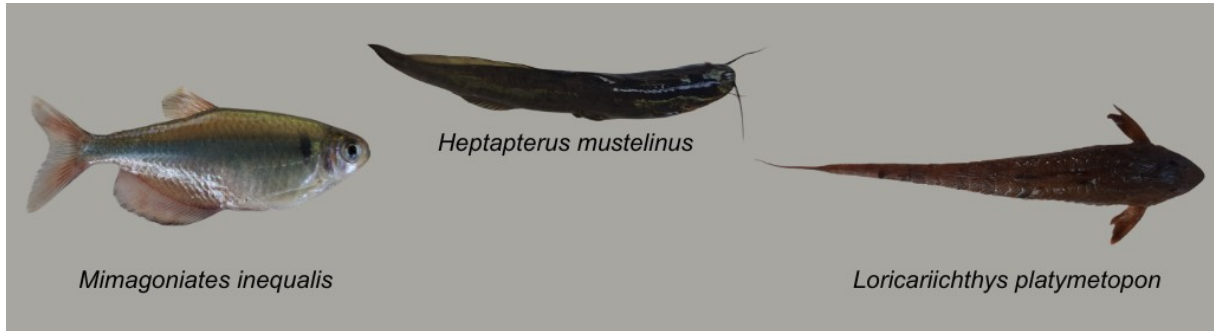
APÊNDICE A – ALGUNS RIACHOS DE COLETA



APÊNDICE B – ESPÉCIMES DE MACROINVERTEBRADOS



APÊNDICE C – ESPÉCIMES DE PEIXES COLETADAS



APÊNDICE D – MICROPLÁSTICOS RECUPERADOS

