

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA - ICET
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
PARA RECURSOS AMAZÔNICOS – PPGCTRA

ISREELE JUSSARA GOMES DE AZEVEDO

Microplásticos em peixes siluriformes comercializados em Itacoatiara (AM), Brasil

ITACOATIARA - AM

2023

ISREELE JUSSARA GOMES DE AZEVEDO

Microplásticos em peixes siluriformes comercializados em Itacoatiara (AM), Brasil

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos da Universidade Federal do Amazonas, como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Yomar Hattori

Coorientador: Prof. Dr. Gustavo Frigi Perotti

ITACOATIARA – AM

2023

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

A994m Azevedo, Isreele Jussara Gomes de
Microplásticos em peixes siluriformes comercializados em Itacoatiara (AM), Brasil / Isreele Jussara Gomes de Azevedo . 2023
56 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Gustavo Yomar Hattori
Coorientador: Gustavo Frigi Perotti
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Polímeros. 2. Contaminação. 3. Pescado. 4. Plásticos. I. Hattori, Gustavo Yomar. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título



Poder Executivo
Ministério da Educação
Universidade Federal do Amazonas
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia
para Recursos Amazônicos - PPGCTRA



Isreele Jussara Gomes de Azevedo

**Microplásticos em peixes siluriformes
comercializados em Itacoatiara (AM), Brasil**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos da Universidade Federal do Amazonas, como parte do requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos, área de concentração Desenvolvimento Científico e Tecnológico em Recursos Amazônicos.

Aprovada em 29.05.2023.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Gustavo Yomar Hattori

Profa. Dra. Samantha Aquino Pereira

Prof. Dr. Geraldo José Nascimento de Vasconcelos

Rua Nossa Senhora do Rosário, 3863, Tiradentes. CEP: 69103-128 – Itacoatiara/AM

Telefone: (92) 99271-8661 e-mail: secretariappgctra@ufam.edu.br

AGRADECIMENTOS

Toda a minha gratidão, primeiramente a Deus, pela vida e pelas bênçãos recebidas. Pois toda honra e glória a ti Senhor meu Deus. Por tudo que tem surgido na minha caminhada. Graças ao Seu amor, até mesmo os obstáculos podem ser dádivas, porque nos ensinam as maiores lições. Obrigada.

Agradeço a minha Mãe, Iza Gomes de Azevedo, por seu apoio e suporte incondicional, obrigada por tudo e mesmo assim ainda seria insuficiente para expressar a minha gratidão.

Agradeço ao meu pai, João Bosco Amorim de Azevedo, pela companhia as idas aos mercados e feiras de pescados para obtenção e transporte dos peixes para análises deste estudo.

Aos meus familiares mais próximos, como tia Ruth, ao Cosmo (mil), aos meus primos, Raquel, Rafael e Mikael por comemorar comigo a cada aprovação e conquistas.

Ao meu namorado, Leandro Rodrigues, que esteve comigo desde começo do mestrado. obrigada por seu carinho, paciência e incentivo em todos meus projetos.

Ao meu orientador Professor Dr. Gustavo Yomar Hattori que me acompanha desde da minha graduação, obrigada pela paciência, confiança e compreensão, pela aprendizagem e por estar prontamente a me ajudar sempre que o procurei.

Aos Professores, o Dr. Gustavo Frigi Perotti (meu coorientador), Dr. Bruno Sampaio Sant'Anna, Dr. Rômulo Augusto Ando e Dr. Beatriz Rocha de Moraes por suas contribuições e análises dos materiais deste trabalho. E a todos os outros professores que de alguma forma contribuíram com a minha formação.

Agradeço ao Gabriel dos Anjos Guimarães, um amigo que o mestrado me presenteou. Obrigada por toda ajuda durante esse período, por estar sempre disponível quando precisei dos seus conselhos e/ou para resolver assuntos desta pesquisa.

As minhas amigas mais próximas, Bruna Lorena Almeida e Nadiane Castro, pelos momentos de motivação e incentivo, e por estarem sempre presente na minha vida.

Aos meus companheiros do laboratório de Zoologia (UFAM/ICET), Rayane, Gustavo, Manoel, Humberto, Matheus (do laboratório de química), obrigada pela companhia, conversas descontraídas e ajuda quando solicitei.

Obrigada a todos.

RESUMO

A contaminação por microplásticos (MPs) já foi registrada em diversos ambientes e organismos ao redor do mundo. O objetivo do presente estudo foi investigar a ocorrência de MPs em duas espécies de peixes siluriformes *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) e *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) considerando o sexo e diferentes partes do corpo dos peixes capturados em áreas de várzea da Amazônia e comercializados e consumidos no Município de Itacoatiara, Amazonas, Brasil. Um total de 150 indivíduos de cada espécie de peixe *P. pardalis* e *H. littorale* foram analisados quanto a presença de microplásticos. Ao todo 252 indivíduos foram registrados com presença de MPs, sendo 127 (85%) de *P. pardalis* e 125 (83%) de *H. littorale*. Os peixes estavam contaminados com 683 partículas de MPs, variando de 1 a 43 partículas de MPs/indivíduo, com média de $2,71 \pm 3,2$ partículas de MPs/indivíduo de *P. pardalis* e *H. littorale*. A comparação de ocorrência e tamanho das partículas de MPs entre as espécies, sexo e parte corpóreas, não apresentou diferença significativa. Os MPs com formato de fibra (80%) de cor azul (85,5%) foram os mais abundantes para *P. pardalis*, e para *H. littorale* (92% para fibra e 85% para cor azul). As partículas foram identificadas como polietileno tereftalato e poliestireno. O resultado do presente estudo indica contaminação de MPs nos peixes *P. pardalis* e *H. littorale*, que são amplamente consumidos pelas comunidades ribeirinhas da Amazônia. Este fato é alarmante já que estas espécies muitas vezes são cozidas inteiras (incluindo as vísceras), o que indica uma rota direta de contaminação de microplásticos para humanos.

Palavras-chaves: Polímeros. Contaminação. Pescado. Plásticos.

ABSTRACT

Contamination by microplastics (MPs) has been recorded in various environments and organisms around the world. The objective of this study was to investigate the occurrence of MPs in two species of Siluriformes fishes *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnaud, 1855) and *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) considering the sex and different body parts of fish captured in Amazon floodplain areas, which are marketed and consumed in the Municipality of Itacoatiara, Amazonas, Brazil. One hundred and fifty individuals of each fish species were analyzed for microplastics. Of these, 252 individuals were found to contain MPs: 127 (85%) *P. pardalis* and 125 (83%) *H. littorale*. The fish were contaminated with 683 MP particles, ranging from 1 to 43 MP particles/individual, with an average of 2.71 ± 3.2 MP particles/individual *P. pardalis* and *H. littorale*. Comparison of MP occurrence and particle size between species, sex, and body part found no significant difference. Fiber-shaped and blue-colored MPs were the most abundant in both *P. pardalis* (80% and 85.5%, respectively) and *H. littorale* (92% and 85%, respectively). The particles were identified as polyethylene terephthalate and polystyrene. The results indicate MP contamination in *P. pardalis* and *H. littorale* catfish, which are widely consumed by Amazonian riverside communities. These species are often cooked whole (including the viscera) becoming a direct route of microplastic contamination to humans.

Key words: Polymers. Contamination. Fish. Plastics.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Experimentos em laboratório: (A - B) identificação por inspeção das gônadas, (C – D) comprimento padrão (cm), (E – F) peso total (gramas) do acari-bodó *Pterygoplichthys pardalis* e do tamoatá *Hoplosternum littorale*.....28
- Figura 2.** Dissecção e digestão química dos órgãos internos de acari-bodó *Pterygoplichthys pardalis* e o tamoatá *Hoplosternum littorale*. (A – B) extração do trato gastrointestinal e brânquias, (C) solução pronta de peróxido de hidrogênio (H_2O_2 15%), (D) adição de 100 mL (H_2O_2) no Becker (400 mL) contendo os órgãos, após coberto e armazenado em temperatura ambiente para processo de digestão.....29
- Figura 3.** Separação e filtragem dos MPs dos órgãos internos de acari-bodó *Pterygoplichthys pardalis* e o tamoatá *Hoplosternum littorale*. (A) Solução salina ($NaCl - 1,3g/cm^3$) pronta para uso, (B) adição 100 ml de ($NaCl$) no Becker (400 ml) contendo os órgãos internos, (C - E) filtragem a vácuo da solução dos indivíduos contendo os MPs.....29
- Figura 4.** Observação e captura das imagens dos MPs encontrados nos órgãos internos do acari-bodó *Pterygoplichthys pardalis* e o tamoatá *Hoplosternum littorale*. (A) estereomicroscópio acoplado a uma câmera digital e computador, (B) filtro de amostra contendo partícula, (C) imagem capturada de um MPs.....30
- Figura 5.** Formatos das partículas de microplástico encontradas em *Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale* investigados: (A – B) - fibras e (C – D) - fragmentos e barra de escala38
- Figura 6.** Espectros Raman das amostras (A), (B) e (C) de fibras de polietileno tereftalato (PET), encontrados nas brânquias (B) e trato gastrointestinais (TG) dos *Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale* durante os experimentos.....39
- Figura 7.** Espectros Raman de fragmentos de poliestireno (PS) em duas regiões distintas de número de onda ((D) e (E)) encontrados nas brânquias (B) e trato gastrointestinais (TG) dos *Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale* durante os experimentos.....39

LISTA DE TABELA

- Tabela 1.** Número de partículas de microplásticos por indivíduo e porcentagem (%) por sexo (F = fêmea; M = macho) e partes corpóreas (B = brânquias; TG= trato gastrointestinal) de duas espécies de peixes siluriformes (*Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale*) comercializados em Itacoatiara (AM), Brasil.....32
- Tabela 2.** Análise de variância (três vias) da quantidade de MPs entre espécies (*Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale*), sexos (F = fêmea; M = macho) e partes corpóreas (B = brânquias; TG= trato gastrointestinal) (GL= graus de liberdade; SQ= soma dos quadrados; F = valor do teste F; P = valor de P).....32
- Tabela 3.** Média (\bar{X}), desvio padrão (SD) e Mínima e Máxima (Min. – Max.) da abundância de MPs entre espécies (*Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale*), e média (\bar{X}), desvio padrão (SD) dos sexos (F = fêmea; M = macho) e partes corpóreas (B = brânquias; TG= trato gastrointestinal) dos peixes comercializados em Itacoatiara, Amazonas, Brasil.....33
- Tabela 4.** Análise de variância de três vias do tamanho das partículas de microplástico entre espécies (*Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale*), sexos (F = fêmea; M = macho) e partes corpóreas (B = brânquias; TG= trato gastrointestinal) (GL= graus de liberdade; SQ= soma dos quadrados; F = valor do teste F; P = valor de P).....33
- Tabela 5.** Média (\bar{X}), desvio padrão (SD) e Mínima e Máxima (Min. – Max.) do tamanho das partículas de microplástico entre espécies (*Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale*), e média (\bar{X}), desvio padrão (SD) dos sexos (F = fêmea; M = macho) e partes corpóreas (B = brânquias; TG= trato gastrointestinal) dos peixes comercializados em Itacoatiara, Amazonas, Brasil.....34
- Tabela 6.** Ocorrência e porcentagem (%) de peixes contaminados por microplásticos por sexo (F = fêmea; M = macho) de duas espécies de peixes siluriformes (*Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale*) comercializados em Itacoatiara (AM), Brasil.....34
- Tabela 7.** Ocorrência e porcentagem (%) de peixes contaminados dos microplásticos por partes corpóreas (B = brânquias; TG= trato gastrointestinal; TGB = trato gastrointestinal e brânquias) de duas espécies de peixes siluriformes (*Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale*) comercializados em Itacoatiara (AM), Brasil.....35

Tabela 8. Número e porcentagem (%) por cores dos MPs *Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale* comercializados em Itacoatiara Amazonas, Brasil.....36

Tabela 9. Número e porcentagem (%) por cores dos MPs entre os sexos dos *Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale* (M = macho; F = fêmea) e por partes corpóreas (B = brânquias; TG= trato gastrointestinal) comercializados em Itacoatiara Amazonas, Brasil.....37

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANOVA	Análise de variância
B	Brânquia
C	Carbono
CH	Ligação Carbono-hidrogênio
CH ₂	Composto químico metileno
F	Fêmea
F	Valor do teste F
GL	Grau de liberdade
H ₂ O ₂	Peróxido de hidrogênio
M	Macho
Max.	Máxima
Min.	Mínima
mm	Milímetro
MPs	Microplásticos
NaCl	Cloreto de sódio
N	Número
O	Oxigênio
P	Valor da significância
PET	Polietileno tereftalato
PS	Poliestireno
rs	Correlação de Spearman
SD	Desvio padrão
SQ	Soma dos quadrados

TG	Trato gastrointestinal
TGB	Trato gastrointestinal e brônquias
\bar{X}	Média
%	Porcentagem

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1. Poluição plástica e o meio ambiente	16
2.2. Definição e classificação dos microplásticos	17
2.3. Métodos de extração e identificação dos Microplásticos.....	18
2.4. Microplásticos: Principais Poluentes dos Oceanos e dos rios e lagos do Brasil.....	20
2.5. Presença e impactos dos microplásticos aos organismos aquáticos.....	22
3. OBJETIVOS.....	27
3.1. Objetivo Geral	27
3.2. Objetivos Específicos	27
4. MATERIAIS E MÉTODOS	28
4.1. Amostragem, extração e identificação dos MPs	28
4.2. Contaminação e controle de qualidade.....	30
4.3. Análise Estatística	31
4.4. Análises Química	31
5. RESULTADOS	31
5.1. Contaminação por microplásticos (MPs).....	31
6. DISCUSSÃO.....	40
7. CONCLUSÃO	44
REFERÊNCIA	45

1. INTRODUÇÃO

A presença de microplásticos (MPs) é um tema que vem sendo abordado nas últimas décadas, principalmente com relação as partículas de tamanho igual ou inferior a 5 mm (LIU *et al.*, 2020). Partículas deste tamanho são, mais propensas a serem ingeridas por organismos aquáticos (HU *et al.*, 2021), como relatado em diversos grupos de animais, incluindo, moluscos (ZHU *et al.*, 2020), crustáceos (SABOROWSKI *et al.*, 2022; DOS ANJOS GUIMARÃES *et al.*, 2023), mamíferos marinhos (MOORE *et al.*, 2022) e peixes (RIBEIRO-BRASIL *et al.*, 2020; PAPPOE *et al.*, 2022).

As principais formas de contaminação por MPs ocorrem por meio de ingestão e bioacumulação via transferência trófica (PETERSEN E HUBBART, 2021). A presença de MPs nos meios aquáticos, como nos ambientes marinho (COURTENE-JONES *et al.*, 2021) e de água doce (GEROLIN *et al.*, 2020; HELINSKI, 2021) são locais que armazenam boa parte da poluição plástica por múltiplas fontes como crescimento urbano, ações antropogênicas, atividades pesqueiras, escoamento superficiais e estações de tratamento de água residuais (GEROLIN *et al.*, 2020; VIVEKANAND, 2021; KORALTAN, 2022).

A contaminação por ingestão de MPs em espécies de peixes comerciais destinadas ao consumo humano vem sendo analisada nos últimos anos (ADEOGUN *et al.*, 2020; WU *et al.*, 2020; JAAFAR *et al.*, 2021; PIYAWARDHANA *et al.*, 2022), indicando a contaminação no trato digestivo (WANG Q. *et al.*, 2021) como também nas brânquias, musculatura e fígado (BARBOZA *et al.*, 2020; ZITOUNI *et al.*, 2021). A presença de MPs pode ocasionar nos peixes danos físicos (FRANZELLITTI *et al.*, 2019) e químicos pelos efeitos toxicológicos (ELIZALDE-VELÁZQUEZ, 2021).

Em relação ao consumo de peixes, dados das últimas cinco décadas, mostram o aumento global com taxa média anual de 3,2%, crescendo de 9,0 kg/pessoa em 1961 para 20,2 kg/pessoa em 2015 (FAO, 2018), com o Brasil apresentando 3,95 kg/pessoa por ano. Na região amazônica o consumo anual de peixe pode chegar 148,2 kg por pessoa (OLIVEIRA *et al.*, 2010; FAO, 2018).

Considerado um hábito alimentar comum da população ribeirinha de comunidades amazônica, incluindo as espécies *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) e o *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828), que são conhecidas popularmente como acari-bodó e tamoatá, respectivamente. Esses peixes são uma fonte de proteína e um dos principais recursos pesqueiros regional, geralmente comercializados vivos ou resfriados no gelo, encontrados em

peixarias e portos urbanos (ALBUQUERQUE E BARTHEM, 2008; FREITA *et al.*, 2018; LEMOS *et al.*, 2020).

A Ordem Siluriformes é composta por 38 famílias, conhecidas com mais de 3800 espécies vivas descritas, apresentando ampla distribuição geográfica, como em ambientes marinhos e de água doce de região neotropical com maior diversidade na América do Sul e Ásia (BAUMGARTNER *et al.*, 2012; BALLEEN E DE PINNA, 2022). *Pterygoplichthys pardalis* é pertencente à Família Loricariidae e o *H. littorale* a Família Callichthyidae, ambos possuem hábitos bentônicos (POUND *et al.*, 2011; MOREY, 2018) com distribuição em ambiente de água doce. Essas espécies apresentam importância comercial por serem peixes com alto teor de proteína e baixo teor calórico, considerado um alimento de alta qualidade para a população brasileira (PORTO *et al.*, 2016).

Pterygoplichthys pardalis é de distribuição restrita a bacia Amazônica, possui o corpo coberto por placas dérmicas com manchas no ventre, pele áspera de aspecto vermiculares (LEMOS *et al.*, 2020). Com hábito bentônico possui a boca em posição ventral, sendo detritívoro e iliófago (BAUMGARTNER *et al.*, 2012; MOURA *et al.*, 2018).

Hoplosternum littorale possui corpo alongado, coberto por duas séries de placas laterais, hábito alimentar insetívoro e onívoras (OLIVEIRA *et al.*, 2020), tem hábito bentônico e também pelágico, (BAUMGARTNER *et al.*, 2012). A pesca dessa espécie é sazonal ocorrendo nas estações de seca entre julho e dezembro (pós-desova), onde se concentram nos poços e canais secos, pois nos períodos de cheia dos rios, os peixes se dispersam para a desova diminuindo a produção do pescado (ALBUQUERQUE E BARTHEM, 2008). Além da importância alimentícia são considerados peixes ornamentais com valorização no mercado internacional devido à sua rusticidade e padrões de cores (MOREY, 2018).

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Poluição plástica e o meio ambiente

A poluição por materiais plásticos torna-se uma ameaça ao ecossistema (AWOYERA & ADESINA, 2020) devido à alta dependência da economia em torno da indústria do plástico projetada na produtividade e consumo destes materiais em nível global (CHEN, W. *et al.*, 2020). Variáveis como clima (ventos e fluxo da água), fatores socioeconômicos, densidade populacional e acessibilidade em áreas específicas podem servir como via primária para que esses resíduos plásticos entre ao meio ambiente (JAMBECK *et al.*, 2018). Atualmente plásticos e MPs são documentados em praias (REINOLD *et al.*, 2020), nos mares (COURTENE-JONES *et al.*, 2021), lagos e rios (HELINSKI, 2021), solos (ALLOUZI *et al.*, 2021), como fontes contaminantes atmosféricos (AKANYANGE *et al.*, 2021) e em organismos aquáticos que vem aumentando consideravelmente nos últimos anos (SHIM, 2015).

O fato é que a gestão desses resíduos é crítica, pois anualmente, são produzidas mais de 300 milhões de toneladas de plásticos pelo mundo e 50% desse volume é descartado (SINGH & SHARMA, 2016). Dados da literatura mostram que no Brasil, foram consumidos cerca de 6,2 milhões de toneladas de plástico em 2011, com aumento de 5% ao ano em média (DA SILVA *et al.*, 2019), devido à alta aplicação destes produtos nos diversos setores como na produção industrial, agricultura, automóveis e biomédica (SINGH & SHARMA, 2016).

No Brasil, GOBBI *et al.* (2017) avaliaram a gestão de resíduos plásticos em 20 portos marítimos brasileiros e concluíram que os portos geram quantidades significativa de plásticos e que grande parte desses resíduos não ocorrem a separação, sendo misturados com outros materiais e contabilizados como lixo comum quando encaminhados aos aterros sanitários. Desse modo, os autores enfatizam a importância econômica e ambiental para uma gestão adequada a esse tipo de material nos portos brasileiros.

Ressalta-se também que o descarte incorreto desses plásticos produzidos em grandes escalas comerciais (CHAMAS *et al.*, 2020) geram preocupações crescentes em função à não degradabilidade desses materiais (SINGH & SHARMA, 2016) como a taxa de decomposição do plástico principalmente no ambiente marinho leva uma vida média estimada que varia de 58 (garrafas) à 1200 anos (tubos). Ou seja, o plástico tem potencial de permanecer no ambiente por muitos anos devido seu longo ciclo de vida e resistência a corrosão (WANG M. 2019;

CHAMAS *et al.*, 2020). O'BRINE & THOMPSON (2010) analisaram o tempo de degradação de materiais plásticos de diferentes composições, e concluíram que os plásticos compostáveis podem se degradar de forma relativamente rápida em comparação com os oxibiodegradáveis e plásticos convencionais. Pois desapareceram entre 16 e 24 semanas, enquanto aproximadamente 98% dos outros plásticos permaneceram após 40 semanas (O'BRINE E THOMPSON, 2010). Sendo que fatores como radiação UV podem influenciar a taxa, o que levaria a uma redução na degradação destes materiais plásticos (GEWERT, 2015).

À medida que os plásticos se decompõem, os impactos causados por esses materiais sintéticos no meio ambiente aumentam. De acordo com RODRIGUES *et al.* (2019), as longas cadeias poliméricas quando misturadas com aditivos podem ser tóxicos em contato com a biota, que causam a destruição da vida marinha e dos ambientes naturais, além de prejudicar o turismo, os negócios e as atividades costeiras (WANG, 2019).

2.2. Definição e classificação dos microplásticos

Com base nas pesquisas, os MPs possuem três padrões comuns de classificação como: tamanho (mm), as origens (primárias ou secundárias) e os tipos de monômeros (LIU *et al.*, 2020). O tamanho de uma partícula de “microplásticos” pode variar, na literatura é aceito um comprimento inferior a 5 mm (LIU, Yi, *et al.*, 2020; YUAN *et al.*, 2020; ANDRADE *et al.*, 2019; COLE *et al.*, 2011;). Além disso, considerando-se como meso plástico entre 5 a 25 mm, macro plástico 25 a 100 mm e mega plástico > 100 mm (LIU, Yi, *et al.*, 2020).

A classificação primárias e secundárias dos MPs depende de como são fabricados (MALANKOWSKA, 2021) referentes aos tamanhos iniciais quando descartados nos ecossistemas terrestres ou aquáticos (LIU, Yi, *et al.*, 2020).

MPs primários são encontrados em formatos de microesferas utilizadas na produção de cosméticos (como géis de limpeza faciais, cremes dentais, protetores solares) e usados em materiais industriais para produzir diferentes tipos de plásticos (GUO E WANG, 2019; LIU, Yi, *et al.*, 2020; MALANKOWSKA, 2021). Contudo, os MPs secundários provem da degradação dos plásticos maiores (GUO E WANG, 2019) como sacolas plásticas, garrafas, embalagens, resíduos, que são descartados no ambiente e quando recebem principalmente a energia radiante emitida pelo sol sofrem rachaduras e fragmentam em partículas menores (LIU, Yi, *et al.*, 2020; GUO E WANG, 2019).

LUSHER *et al.* (2020) categorizaram com base morfológica os MPs como esferas (grão, grânulo, talão, bola), fibras (filamento, corda, fibroso, feixe de fibras) e fragmento (filme,

espuma), tal qual, enfatizando a importância da caracterização visual de acordo com o tamanho, forma da partícula e rigidez da superfície (LUSHER *et al.*, 2020). Ou seja, a degradação pode transformar as propriedades físicas, químicas e biológicas dessas fontes primárias e secundárias dos MPs, modificando características como cor, morfologia, tamanho e densidade (GUO E WANG, 2019; LUSHER *et al.*, 2020; MALANKOWSKA, 2021).

Em relação aos monômeros, os MPs são partículas derivadas de polímeros orgânicos sintéticos (LUSHER *et al.*, 2020), que consistem em cloreto de polivinila (PVC), polietileno tereftalato (PET), poliestireno (PS), polipropileno (PP), poliuretano (PU) e náilon (PA) (CHAMAS *et al.*, 2020).

2.3. Métodos de extração e identificação dos Microplásticos

Segundo a literatura, existem diversos procedimentos de extração e identificação de MPs encontrados em águas residuais e potáveis, sedimentos marinhos, em materiais biológicos de organismos vivos como de peixes, mexilhões, como também em solos e esgotos (PETERS *et al.*, 2018; LI, Q. *et al.*, 2019; WAGNER *et al.*, 2019; ELKHATIB *et al.* 2020; MERCOGLIANO *et al.*, 2021; LIU, Yandong, *et al.*, 2021).

No entanto, a falta de padronização desses procedimentos, mostra uma incoerência que envolvem esses métodos, pois a padronização da metodologia melhoraria na precisão dos resultados, ajudando nas interpretações e comparações entre estudos futuros (ELKHATIB *et al.*, 2020).

ELKHATIB *et al.* (2020) apresentaram vantagens e limitações quando compararam as técnicas de isolamentos usadas para MPs em estudos de águas residuais, com o mais citados foi o método NOAA (48%) que consiste em dissolver matéria orgânica, havendo restrições no tempo necessário para digestão, técnica de flotação, adição de soluções como $ZnCl_2$, NaI e NaCl para maior eficiência de extração; filtragem simples (39%) com vantagem em economizar tempo, limitações em separar os fragmentos de outras partículas orgânicas e não orgânicas; centrifugação (9%) método mais fácil e simples, contudo, podendo fracionar e deformar as partículas, comprometendo a quantidade, forma e tamanho; e método de coloração (4%) de fácil execução e baixo custo, suas limitações são trazer afirmações falsas de polímeros, podendo manchar alguns objetos de estudos, dando uma falsa indicação para MPs.

Em sedimentos marinhos, água doce e solos de superfície agrícola, as técnicas de extração de MPs mais utilizadas são a de flutuação de densidade contínua utilizando misturas

de soluções saturadas de NaBr, ZnCl₂, NaI, NaCl (LI, Q. *et al.*, 2019; GEROLIN *et al.*, 2020; LIU, Yandong, *et al.*, 2021).

Segundo GRAY *et al.* (2018) a densidade da solução hipersalina (por exemplo NaCl - 1,2 kg/L) é importante, pois ajuda na recuperação de plásticos menos densos e posterior na filtração do sobrenadante (BORDÓS *et al.*, 2019).

Nos organismos aquáticos como peixes e mexilhões, as extrações dos MPs são feitas na parte corpórea como trato gastrointestinal, brânquias, musculaturas e em tecidos moles por meio de processos de digestão química para a separação do gradiente de densidade utilizando soluções ácidas como ácido nítrico (10% HNO₃) (WAGNER *et al.*, 2019), ácido clorídrico (10% HCl) (WANG *et al.*, 2020) e bases fortes como hidróxido de potássio (10% KOH) (MERCOGLIANO *et al.*, 2021), além de oxidantes como peróxido de hidrogênio (30% H₂O₂) (ADEOGUN *et al.*, 2020).

Contudo, várias técnicas de extração podem ser usadas para separar MPs, como o protocolo de extração de óleo (OEP), uma técnica de retirada de propriedades oleofílicas dos microplásticos baseadas em densidade (CRICHTON *et al.*, 2017; JAAFAR *et al.*, 2020). A técnica é feita pós-digestão que consiste em misturar os MPs com óleo de canola (10 ml) para que ocorra a aderência entre as amostras que posteriormente passaram pelos processos decantação, filtração e pelas etapas de lavagem com reagente de álcool (90% etanol, 5% metanol, 5% isopropanol) e detergente não espumante a 4% (CRICHTON *et al.*, 2017; JAAFAR *et al.*, 2020).

Estudos recentes mostram o bom desempenho dos métodos de digestão enzimática para separação de MPs de amostras de alimentos, invertebrados marinhos e peixes por ações de enzimas ativas biológicas (KARLSSON *et al.*, 2017; LAVOY E CROSSMAN, 2021; SRIDHAR *et al.*, 2022). Nesses estudos, as principais enzimas utilizadas foram a proteinase K com reagente ativador CaCl₂ (KARLSSON *et al.*, 2017), catalisador de ferro (FeSO₄) usando uma solução tampão para ajustar o pH (LAVOY E CROSSMAN, 2021) e as enzimas celulase, quitinase, tripsina, papaína, colagenase e enzimas pancreáticas (SRIDHAR *et al.*, 2022).

Ademais, pesquisas realizadas evidenciam as técnicas de diagnósticos de análises químicas dos polímeros através de espectroscópicas sofisticadas que fornecem dados específicas dos MPs, como Espectroscopia Vibracional no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) (CHEN, Y. *et al.*, 2020; TEBOUL *et al.*, 2021; VEERASINGAM *et al.*, 2021) Raman (XU, L. *et al.*, 2019; DĄBROWSKA, 2021; LEUNG *et al.*, 2021; LY *et al.*, 2022)

e técnicas de pirólise-GC-MS (DESSI *et al.*, 2021; O'BRIEN *et al.*, 2021; TOAPANTA *et al.*, 2021).

A Espectroscopia FTIR determina informações qualitativa identificando as formas estruturais dos polímeros (TEBOUL *et al.*, 2021), por medições das transições dos níveis de energia vibracional molecular absorvido pela radiação (XU *et al.*, 2019). Essa técnica constitui de três modos diferentes, ou seja, transmitância, reflexão e refletância total atenuado (ATR) que são os mais usados para identificar e produzir espectro das superfícies de partículas de espessuras finas, planas e irregulares (XU *et al.*, 2019; CHEN, Y. *et al.*, 2020).

No entanto, a técnica ATR-FTIR é mais utilizada pelos pesquisadores para identificar e caracterizar MPs em água e sedimento (VEERASINGAM *et al.*, 2021), como também, o mFTIR (imagem FTIR) pela biota marinha e de água doce por ser detectável em partículas menores (diâmetro até 10 µm) quando equipado com microscópio para localizar MPs em filtros (CHEN, Y. *et al.*, 2020; VEERASINGAM *et al.*, 2021).

Espectroscopia de Raman consiste no processo de espalhamento de luz inelástico de dois fótons ocorrendo a mudança da polarização das nuvens de elétrons (XU *et al.*, 2019; DĄBROWSKA, 2021).

As técnicas de pirólise-GC-MS é a quebra das moléculas maiores de uma amostra em partículas pequenas através da degradação térmica (pirólise), onde vai ocorrer a separação desses fragmentos por cromatografia gasosa e caracterizado pela espectrometria de massa, ou seja, esse processo facilita a concentração da massa total do polímero plásticos (PETERS *et al.*, 2018; DESSI *et al.*, 2021; TOAPANTA *et al.*, 2021).

2.4. Microplásticos: Principais Poluentes dos Oceanos e dos rios e lagos do Brasil

A poluição por MPs nos sistemas aquáticos atualmente vem sendo um desafio ambiental reconhecido (EGESSA *et al.*, 2020). Estudos relevam a ocorrência destes polímeros em diversos ambientes aquáticos (LI, Q. *et al.*, 2019; ADEOGUN *et al.*, 2020; DANTAS *et al.*, 2020; EGESSA *et al.*, 2020; NAN *et al.*, 2020; PAN *et al.*, 2020a; WANG Z. *et al.*, 2020; JAMES *et al.*, 2021; WANG Q. *et al.*, 2021).

Em uma revisão, STENGER *et al.* (2021) relataram a ocorrência dos MPs em várias partes do Oceano Atlântico, Oceano Ártico, Oceano Índico, Oceano Pacífico e Oceano Antártico encontrados em sedimentos, águas superficiais e em toda coluna de água. Similarmente, THUSHARI E SENEVIRATHNA (2020) destacam que os níveis de poluição

por MPs em ambientes costeiros e marinhos variam em 0,001-140 partículas/m³ nas águas, 0,2-8766 partículas/m³ em sedimentos e na biota dos habitats variou em 0,1-15.033 contagens na taxa de distribuição e acúmulo de MPs.

Em comparação com ZHANG *et al.* (2020) mostraram que a abundância média dos MPs nos sedimentos em locais de águas profundas do Oceanos Pacíficos ocidental foi de 240 itens por kg de peso seco, sendo as MPs mais encontrados foram de forma fibrosa (52,5%), cor azul (45,0%) e tamanho menor que 1 mm (90,0%) (ZHANG *et al.*, 2020).

Nas ilhas do oceano atlântico MONTEIRO; DO SUL; COSTA (2018) concluíram que essas áreas são reservatórios temporários ou sumidouros finais desses poluentes plásticos, visto que os tipos de MPs mais identificados foram pellets, fragmentos e fibras encontradas no trato gastrointestinal das aves marinhas. Assim como, BARBOZA *et al.* (2020a) recuperaram um total de 368 itens de MPs em três espécies (150 no total) de peixes do nordeste do Oceano Atlântico.

No oceano Índico CHEN, J. *et al.* (2021) comprovaram a ocorrência de 90% da poluição por MPs nas áreas investigadas e contaminação dos grupos de organismos aquáticos (conhecidos como nectóns) implicando o risco a longo prazo a saúde humana que são consumidores desses frutos do mar. Inclusive KERUBO *et al.* (2021) relatam preocupação, devido a absorção e concentração destes poluentes em ter a capacidade de transmitir toxinas aos níveis tróficos quando ingerido por espécies de plâncton.

No Brasil, estudos como de GEROLIN *et al.* (2020) evidenciaram a ampla distribuição desses poluentes em sedimentos encontrados nos rios do baixo Solimões, baixo Negro e alto rio Amazonas, bem como, por ingestão em espécies de peixes em estuário do Rio Amazonas e arraias da costa amazônica brasileira (SCHMID *et al.*, 2018; PEGADO, *et al.*, 2021). Esses estudos sempre inferindo aos impactos dos MPs ao ecossistema amazônico.

No lago Guaíba no extremo sul do Brasil, BERTOLDI *et al.* (2021) mostraram a abundância, distribuição e composição dos MPs coletados da superfície deste corpo de água doce na qual indicaram a forte influência das características geohidrológicas do lago, bem como fatores como densidade populacional e ocupação da terra.

ZAMPROGNO *et al.* (2021) investigaram a distribuição de MPs em sedimentos superficiais de áreas de manguezais no sudeste do Brasil associando a presença da vegetação e atividades humanas. Onde concluíram altos índices de MPs na bacia com vegetação não

preservada, indicado a maior distribuição destes polímeros em ambientes de menor hidrodinamismo (região da bacia), vegetação menos preservada e atividades urbanas.

OLIVATTO *et al.* (2019) analisaram as águas superficiais da Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro e o resultado foi uma abundância de MPs variando de 1,40 a 21,3 partículas/m³ colocando a Baía de Guanabara entre os sistemas costeiros mais contaminados do mundo por microplásticos.

Em síntese, estudos mostram a importância para a investigação e entendimento mais aprofundado aos riscos ecológicos diante contaminação por MPs sobre o ponto de vista ambiental e socioeconômico.

2.5. Presença e impactos dos microplásticos aos organismos aquáticos

Estudos vêm sendo realizados a fim de investigar as consequências por ingestão de MPs pela biota aquática. Sendo que os impactos biológicos mais comuns estão relacionados aos danos físicos e toxicológicos como apontam as pesquisas (EGBEOCHA *et al.*, 2018; BARBOZA *et al.*, 2020a; ZITOUNI *et al.*, 2021), indicando regiões como das brânquias, trato digestivo, musculo dorsal e o fígado com maiores concentrações por esses polímeros (BARBOZA *et al.*, 2020a; ZITOUNI *et al.*, 2021).

BARBOZA *et al.* (2020a) observaram que os peixes contaminados por MPs tiveram danos oxidativo lipídico nas brânquias e músculos, aumentando os níveis de peroxidação lipídica no cérebro provocando neurotoxicidade por indução da enzima acetilcolinesterase (AChE) em virtude à exposição aos produtos químicos dos microplásticos. Como também, concluíram a presença de concentração de bifenóis nos músculos e fígados dos peixes correlacionado com a maior ingestão por MPs (BARBOZA *et al.*, 2020b).

Os resultados de FOLEY *et al.* (2018) mostraram que 81% dos estudos confirmaram a ingestão de MPs em peixes e invertebrados aquáticos por diversos tipos de poluentes que são afetados negativamente na alimentação, crescimento, reprodução e sobrevivência.

Esses resultados corroboram FRANZELLITTI *et al.* (2019) que relataram os efeitos ecotoxicológicos de MPs em organismos aquáticos. Sendo que os impactos físicos em peixes e mexilhões marinhos causaram alterações histopatológicas nos intestinos, provocando processos inflamatórios. Assim como nos cnidários e crustáceos provocando impactos na alimentação, diminuindo a energia alterando o crescimento e na redução reprodutiva, resultando até no aumento da mortalidade.

Em moluscos, SUSSARELLU *et al.* (2016) expuseram ostras adultas a ingestão de microesferas de poliestireno (micro-PS) durante seus ciclos reprodutivos e verificaram efeitos físicos em parâmetros digestivos, diminuições significativas no número de oócitos (-38%), diâmetro (-5%) e velocidade do esperma (-23%), na produção de larvas D e no desenvolvimento da prole. Concluindo que a exposição de (micro-PS) em ostras causaram mudança na alimentação, interrupção reprodutiva e efeitos significativos na prole.

Similarmente, TENG *et al.* (2021) verificaram os danos tóxicos tecidual em ostra *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) e o resultado mostrou que a ingestão por polietileno (PE) e tereftalato de polietileno (PET) inibiram o metabolismo lipídico, ativaram as atividades enzimáticas do metabolismo, como também, apresentando danos histopatológicos nas ostras através de biomarcadores (IBR) confirmando a toxicidade por MPs.

WANG Z. *et al.* (2020) observaram que concentrações de polímeros de MPs ocasionou um estresse oxidativo na glândula digestiva inibindo significativamente as enzimas digestivas em mexilhões de casca grossa *Mytilus coruscus* (Gould, 1861). Outro estudo LI, L. *et al.* (2020) confirmaram alteração em amostras fecais contendo micro-organismos da microbiota intestinais de mexilhão *Mytilus edulis* (Linnaeus 1758) devida a exposição por MPs.

No trabalho de HUANG *et al.* (2021) acrescentaram concentrações de MPs (polietileno) em sedimentos com microrganismos e invertebrados bentônicos (larvas de quironomídeos) para observar as consequências dos MPs na remoção do nitrogênio. A adição de MPs ou larvas de quironomídeos promoveram o crescimento de bactérias desnitrificantes levando ao aumento da remoção total de nitrogênio, em ambos os casos.

Em síntese, estes trabalhos mostram que os MPs passam a ser um fator de preocupação por poluírem cada vez mais os ambientes aquáticos. Pois segundo Horton *et al.* (2018) os impactos nos ambientes de água doce podem levar os animais aquático a uma série de problemas como asfixia, lesões em órgãos internos, e bloqueio do trato gastrointestinal.

Na pesquisa de RIBEIRO-BRASIL *et al.* (2020) concluíram que os peixes dos riachos amazônicos estão contaminados com partículas de MPs, revelando que algumas espécies são mais suscetíveis a ingestão por MPs que outras. Assim como, SCHMID *et al.* (2018) encontraram 228 MPs em 14 espécies de peixes do estuário do rio Amazonas. PEGADO *et al.* (2021) encontraram partículas de MPs no conteúdo estomacal em espécimes de arraias *Hypanus guttatus* (Bloch & Schneider, 1801) da costa amazônica brasileira. Ou seja, pesquisas mostram que a região amazônica e os organismos aquáticos estão sujeitas a contaminação por MPs e aos

mesmos efeitos o que torna importante verificar a presença desses poluentes na ictiofauna da região.

No que se refere a contaminação por MPs em peixes comercializados recentemente, estudos realizados por PIYAWARDHANA *et al.* (2022) analisaram a ocorrência de MPs em 14 diferentes produtos de peixes marinhos secos comercializados em supermercados e mercados de pesca locais em 07 países asiáticos como Taiwan, Tailândia, Japão, China, Coreia do Sul, Vietnã e Sri Lanka disponíveis para consumo humano. Nesse estudo, 80% dos MPs encontrados foram do tipo fibras, com maior abundância por indivíduo em espécies *Etrumeus micropus* (Temminck & Schlegel, 1846) capturados no Japão.

Na China, estudo realizado por WANG Q. *et al.* (2021) no Mar de Bohai, foram encontrados MPs no total de 85,4% no trato gastrointestinal em 29 espécies de peixes comerciais. Similarmente, WU *et al.* (2020) investigaram em 125 peixes comercializados pertencentes a 24 espécies no mar leste da China onde foi verificada a ocorrência de 37,6% nos peixes, sendo que 90,74% foram fibras, maior representada no trato digestivo. Em áreas estuarinas de Guangdong, sul do país, ZHANG *et al.* (2020) analisaram 64 amostras de peixes comerciais que apresentaram uma abundância média de MPs no trato gastrointestinal de 5,4 itens/indivíduo principalmente fibras como tamanhos observados de <1 mm.

Na Europa, no rio Tamisa, Reino Unido, a ocorrência de ingestão por microplásticos em espécies de peixes comerciais se destacam os estudos com a espécie *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) indicando que o tamanho e sexo dos peixes estão correlacionados com a quantidade ingerida por microplásticos, ou seja, as fêmeas maiores ingeriram uma maior quantidade quando comparada aos machos de menor porte (HORTON *et al.*, 2018). No lago da costa portuguesa, foram analisados no trato digestivo de 26 espécies de peixes comerciais (263 indivíduos) um total de 32,7% haviam ingeridos MPs. Sendo que 63,5% eram bentônicos e 36,5% pelágicos e com registro de 73 microplásticos, sendo 48 (65,8%) fibras e 25 (34,2%) fragmentos (NEVES *et al.*, 2015).

Um trabalho realizado por ADEOGUN *et al.*, (2020) em um lago municipal de abastecimento de água na Nigéria (África continental) detectou em 109 amostras de peixes consistindo por 08 espécies uma abundância de 69,7% de MPs no estômago, sendo o de maior ocorrência registrada foi na espécie de *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1758) com 34% na população amostrada.

No Golfo Árabe ocidental, um total de 140 espécimes de peixes de importância comercial BAALKHUYUR *et al.* (2020) encontraram no trato gastrointestinal de 8 indivíduos (5,71%) continham MPs (fios de pesca e fragmentos) e 82 indivíduos (58,58%) continham fibras. Como também, ZAKERI *et al.* (2020) analisaram em 02 espécies de peixes *Chelon aurata* (Risso, 1810) e *Rutilus kutum* (Kamensky 1901) capturados no sul do mar Cáspio a ocorrência de MPs em 67,56% dos 111 indivíduos estudados, com maior abundância eram fibras (50%) e fragmentos (30%).

No rio Skudai, Malásia SARIJAN *et al.* (2019) resgataram 60 peixes pertencentes a 06 espécies e 40% espécimes apresentaram MPs no trato gastrointestinal, mostrando uma diferença significativa do número de microplásticos entre as diferentes espécies.

BORGES-RAMÍREZ *et al.*, (2020) identificaram 316 partículas de MPs no trato gastrointestinal de 06 espécies de peixes (240 espécimes) que tiveram a maior consumo humano na Baía Campeche, México com um total de item registrado em (138) fibras, (154) fragmentos e (24) pellets.

No Brasil também há estudos realizados sobre essa perspectiva. NUNES *et al.* (2021) analisaram o trato digestivo em 04 espécies de peixes comerciais (120 espécimes) obtidos em Porto Seguro na Bahia e a ocorrência de maior taxa de ingestão por MPs foram 53,33% em *Eugerres brasiliensis* (Cuvier, 1830) em comparação com os 41,66% em *Mugil spp.*

Em relação aos possíveis riscos de contaminação em peixes dos *Pterygoplichthys pardalis* e o *Hoplosternum littorale* e potenciais espécies da ordem siluriformes também são evidenciadas em estudos. Sendo que os *P. pardalis* e os *H. littorale* são espécies de peixes endêmico na América do Sul de ampla distribuição geográfica (SAMAT *et al.*, 2016; SILVA-CAVALCANTI *et al.*, 2017). Na região Amazônica são encontrados em áreas de várzeas dos rios, lagos, córregos, geralmente em áreas onde o escoamento de água é lento (FREITAS *et al.*, 2018; LIMA *et al.*, 2019)

Os *H. littorale* adaptam-se facilmente em regiões pantanosos com poucas oxigenações e em igarapés urbanos poluído, certamente por sua capacidade de respiração aérea (ALBUQUERQUE E BARTHEM, 2008; SANTOS, 2009; FREITAS *et al.*, 2018). Oposto dos *P. pardalis*, onde vivem em ambientes oxigenados, utilizam respiração totalmente aquática (SANTOS, 2009).

Contudo, registros da presença de MPs em espécies de peixes da ordem siluriformes já estão em evidencia, incluindo os *P. pardalis* (DERIANO, 2021; ROJAS *et al.*, 2023) e os *H.*

littorale (SILVA-CAVALCANTI *et al.*, 2017). Como também, espécies de bagres *Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874) conhecido como mandi bicudo (SANTOS *et al.*, 2020), *Ariopsis felis* (Linnaeus, 1766) (GAD E MIDWAY, 2022), *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) (KARAMI *et al.*, 2016), *Heteropneustes fossilis* (Bloch, 1794) (RAHMAN *et al.*, 2022), *Chrysiichthys nigrodigitatus* (Lacépède, 1803) (BLANKSON *et al.*, 2022). Nesses estudos, a contaminação dessas partículas foi associada aos hábitos de vida e alimentação dessas espécies (SILVA-CAVALCANTI *et al.*, 2017; ROJAS *et al.*, 2023).

Ademais, a importância destes estudos se deve ao fato que os impactos ambientais mais comuns estão relacionados com a ingestão por MPs em animais aquáticos que podem apresentar danos físicos e toxicológicos e dessa maneira os MPs passam a fazer parte da teia alimentar dos animais, afetando toda a cadeia, incluindo o homem que são principais consumidores, como de peixes e outros frutos do mar.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral

Investigar a ocorrência de MPs em duas espécies de peixes siluriformes acari-bodó, *P. pardalis* e o tamoatá *H. littorale*, considerando o sexo e diferentes partes do corpo dos peixes capturados em áreas de várzea da Amazônia e comercializados no Município de Itacoatiara, Amazonas, Brasil.

3.2. Objetivos Específicos

Identificar e quantificar os MPs encontrado no trato gastrointestinais e brânquias das espécies *P. pardalis* e *H. littorale* capturadas e comercializadas em mercados e feiras de pescados do município;

Identificar as cores, formatos e tipos dos MPs mais comuns encontrados no trato gastrointestinais e brânquias das espécies *P. pardalis* e *H. littorale* capturadas e comercializadas em mercados e feiras de pescados do município;

Comparar a ocorrência e tamanho das partículas de MPs entre as espécies, sexo e parte corpóreas das espécies *P. pardalis* e *H. littorale* capturadas e comercializadas em mercados e feiras de pescados do município;

Correlacionar o comprimento e peso do corpo com a quantidade de MPs das espécies *P. pardalis* e *H. littorale* capturadas e comercializadas em mercados e feiras de pescados do município.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Amostragem, extração e identificação dos MPs

As espécies de peixe foram identificadas por características morfológicas descritas por LEMOS *et al.* (2020) e FREITA *et al.* (2018), e o sexo foi determinado por inspeção das gônadas (figura 1A e B) de acordo com SAMAT *et al.* (2016) e LUQUET *et al.* (1989), respectivamente para *P. pardalis* e *H. littorale*. Para investigar a ocorrência de MPs 300 peixes, sendo 150 de cada espécimes, foram analisados. Os animais foram adquiridos vivos entre julho e novembro de 2021 nos mercados de pescados do Município de Itacoatiara, Amazonas, Brasil. De acordo com os pescadores artesanais os peixes foram pescados no Lago do Canaçari, Itacoatiara, Amazonas, Brasil (S 03°03'50,2" W 58°20'40,1). Os indivíduos foram transportados em caixas térmicas para o laboratório e armazenados a -10 °C em refrigerador até o momento das análises. Os peixes foram limpos com água destilada na parte externa para retirada de quaisquer resíduos que pudesse comprometer os resultados. O comprimento total (cm) e peso total do corpo (g) foram medidos com auxílio de régua inox (40 cm) e balança semi-analítica digital (0,001g) (figura 1C a F).



Figura 1. Experimentos em laboratório: (A - B) identificação por inspeção das gônadas, (C – D) comprimento padrão (cm), (E – F) peso total (gramas) do acari-bodó *Pterygoplichthys pardalis* e do tamoatá *Hoplosternum littorale*.

A extração dos MPs foi realizada com a dissecação do trato gastrointestinal (estômago e intestino) e brânquias (figura 2A e B) usando instrumentos de aço inoxidável como bisturi, tesoura e pinça, e colocados em béqueres de vidro (400 mL). Cada material foi submetido a digestão química, utilizado 100 mL de solução com 15% v/v de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) (figura 2C) e agitado por 10 minutos (ADEOGUN *et al.*, 2020). Os béqueres foram cobertos com papel alumínio para evitar qualquer contaminação e deixada em repouso por 48 horas, à temperatura ambiente para o processo de degradação da matéria orgânica (figura 2D).



Figura 2. Dissecção e digestão química dos órgãos internos de acari-bodó *Pterygoplichthys pardalis* e o tamoatá *Hoplosternum littorale*. (A – B) extração do trato gastrointestinal e brânquias, (C) solução pronta de peróxido de hidrogênio (H_2O_2 15%), (D) adição de 100 mL (H_2O_2) no Becker (400 mL) contendo os órgãos, após coberto e armazenado em temperatura ambiente para processo de digestão.

Para a separação dos MPs do material orgânico foi adicionado 100 mL da solução saturada de cloreto de sódio ($NaCl$), com densidade de $1,3g/cm^3$ e reservado por mais 24 horas (DERIANO, 2021) (figura 3A e B). Na sequência, cada amostra foram filtradas a vácuo, utilizando um filtro qualitativo $250 g/m^2$ (diâmetro 9,0 cm, espessura de 0,5 mm, maior poro: $5 \mu m$). Os papéis filtros contendo MPs foram colocados em placa de Petri protegidas, e deixados para secagem (temperatura ambiente) por 24 horas (figura 3C - E).

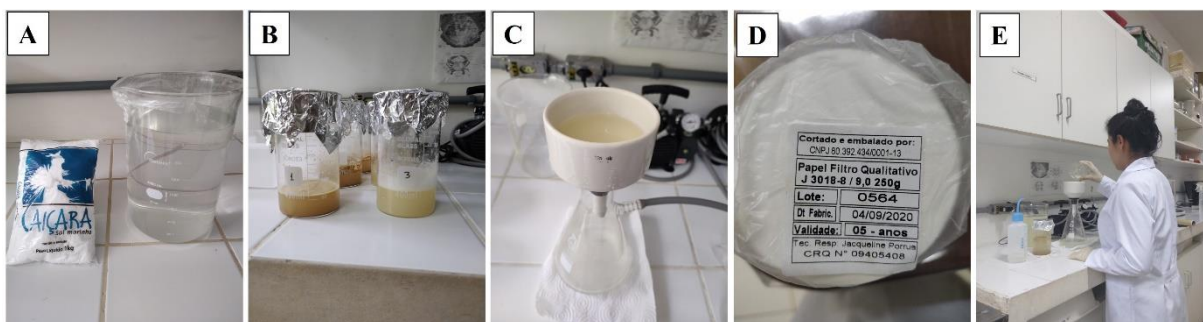


Figura 3. Separação e filtragem dos MPs dos órgãos internos de acari-bodó *Pterygoplichthys pardalis* e o tamoatá *Hoplosternum littorale*. (A) Solução salina ($NaCl - 1,3g/cm^3$) pronta para uso, (B) adição 100 ml de ($NaCl$) no Becker (400 ml) contendo os órgãos internos, (C - E) filtragem a vácuo da solução dos indivíduos contendo os MPs.

Para análise e identificação dos MPs, as amostras foram observadas em estereomicroscópio Leica acoplado a uma câmera digital (Moticam 2300 3,0 megapixels). O comprimento das partículas de MPs foi medido utilizando o programa Motic Imagens Plus 2.0 ML (figura 4). As características físicas dos MPs foram categorizadas quanto a cor (azul, vermelho, verde, preto, amarelo, azul claro, preto), formato do tipo fibra (com superfície lisa e

comprimento alongado) e fragmento (com bordas lisas e outras angulares com aparência quadrado de pedaços maiores) de acordo com LUSHER *et al.* (2020) e o tamanho 0,01 a 5 mm (LIU *et al.*, 2020).

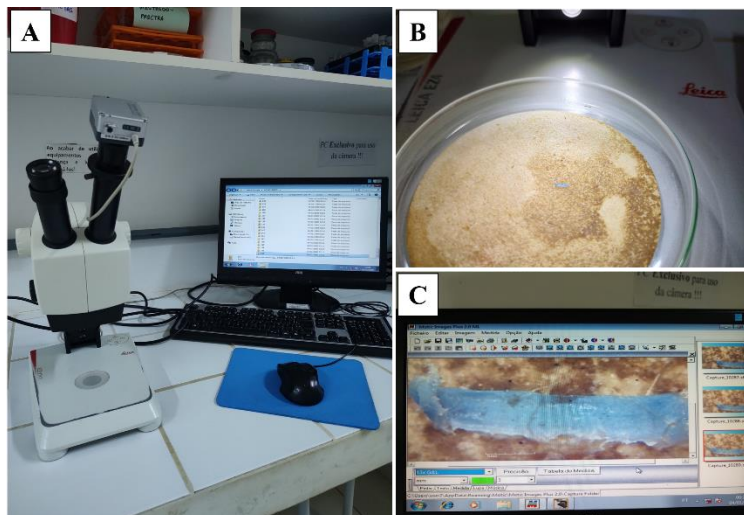


Figura 4. Observação e captura das imagens dos MPs encontrados nos órgãos internos do acaribodó *Pterygoplichthys pardalis* e o tamoatá *Hoplosternum littorale*. (A) estereomicroscópio acoplado a uma câmera digital e computador, (B) filtro de amostra contendo partícula, (C) imagem capturada de um MPs.

Para análise da ocorrência dos MPs nas partes corpóreas foram categorizados como trato gastrointestinal (TG), brânquias (B) e em indivíduos detectados MPs nas duas partes corpóreas, estes agrupados em um grupo chamado (TGB = trato gastrointestinal + brânquias). Para as análises de ingestão considerou-se somente os dados de TG para identificar e caracterizar as partículas que foram ingeridas pelos animais. Os dados de TGB foram utilizados para identificar a ocorrência de peixes que estavam contaminados por MPs no TG e nas B simultaneamente.

4.2. Contaminação e controle de qualidade

Para evitar contaminação externa, medidas de controle de qualidades foram utilizadas. Antes de qualquer procedimento, as bancadas, vidrarias e instrumentos foram higienizadas com álcool 70%, com o uso de lenço para retirar a poeira e qualquer resíduo que pudesse contaminar as amostras. Durante as análises, uso obrigatório dos jalecos de algodão, máscaras e luvas descartáveis. Todas as soluções foram filtradas antes das análises, incluindo H_2O_2 , NaCl, água destilada. Antes de ser utilizado o papel filtro foi analisado ao estereomicroscópio a procura de resíduos, os contaminados foram descartados. Placas de Petri com papel filtro limpo foram mantidas abertas ao lado do estereomicroscópio como controle dos MPs que possam vir do ar

durante as análises. Os MPs encontrados nesses procedimentos seriam desconsiderados nas análises das amostras.

4.3. Análise Estatística

Para as ocorrências, abundância e cores de MPs das espécies entre sexo e partes corpóreas, utilizou-se apenas tabelas de contingência para representar os dados. Análise de variância de três vias (espécies, sexos e partes corpóreas) foi utilizada para comparar as médias da quantidade e tamanho (mm) das partículas de MPs. A correlação de Spearman (rs) foi calculada para verificar a existência de correlação do comprimento do corpo e peso corporal entre as espécies em relação ao número de MPs. Para todas as análises foi adotado nível de significância de $p < 0,05$. As análises foram desenvolvidas utilizando o software R Studio, versão 4.2.1.

4.4. Análises Química

A técnica de espectroscopia vibracional de Raman foi utilizada para identificação dos polímeros. Um total de 10 amostras contendo os MPs mais frequentes encontrados nas amostras das B e TG dos indivíduos, dividida por cor e formato e identificadas por letras (A, B, C, D e E) foram encaminhados para as análises no Laboratório de Espectroscopia Molecular – Departamento de Química Fundamental do Instituto de Química – Universidade de São Paulo.

Os espectros Raman foram obtidos no espectrômetro Micro-Raman Renishaw inVia ($\lambda_0 = 532, 633$ e 785 nm) com objetiva de 50x, as imagens ópticas dos microplásticos foram adquiridas com a mesma objetiva. As medidas foram realizadas na faixa de $200-3000$ cm^{-1} na radiação excitante de 532 nm, resolução de 4 cm^{-1} com 5 acumulação e 15 segundos de tempo de exposição. A potência do laser variou de $0.1-1$ mW de acordo as amostras.

5. RESULTADOS

5.1. Contaminação por microplásticos (MPs)

O presente estudo registrou a contaminação por MPs em duas espécies de peixes siluriformes *P. pardalis* e *H. littorale* capturados e comercializados em Itacoatiara (AM), Brasil. Um total de 683 partículas de MPs foram registradas, com média de $2,71 \pm 3,2$ partículas por indivíduos. Os *H. littorale* obteve número de partículas ($N=359$; 52,6%), que variou de 1 a 43

partículas de MPs por indivíduo. Enquanto para *P. pardalis* foram registradas (N=324; 47,4%) partículas por indivíduo, variando de 1 a 11 partículas por indivíduo (tabela 1 e 3).

A quantidade de MPs não diferiu significativamente entre as espécies (F = 0,0366; GL = 1; p>0,05), sexo (F e M) (F = 0,0000; GL = 1; p>0,05) e partes corpóreas (B e TG) (F = 1,7478; GL = 1; p>0,05) (tabela 2). Ausência de diferença significativa também foi observada com relação ao tamanho das partículas de MPs entre as espécies (F = 2,6554, GL = 1, p>0,05), sexo (F e M) (F = 0,0224, GL = 1, p>0,05) e partes corpóreas (B e TG) (F = 0,8782, GL = 1, p>0,05) (tabela 4).

Os dados biométricos do comprimento do corpo (cm) (rs= -0,029, p>0,05) e peso corporal (g) (rs= -0,117, p> 0,05) de *P. pardalis* e comprimento do corpo (cm) (rs= -0,078, p>0,05) e peso corporal (g) (rs= -0,065, p>0,05) de *H. littorale* não apresentaram correlações significativas com a contaminação por MPs.

Tabela 1. Número de partículas de microplásticos por indivíduo e porcentagem (%) por sexo (F = fêmea; M = macho) e partes corpóreas (B = brânquias; TG= trato gastrointestinal) de duas espécies de peixes siluriformes (*Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale*) comercializados em Itacoatiara (AM), Brasil.

Espécie	Sexo	N	(%)	Partes Corpóreas	N	(%)
<i>P. pardalis</i>	F	189	58,3	B	133	41
	M	135	41,7	TG	191	59
Total		324	100		324	100
<i>H. littorale</i>	F	158	44	B	53	14,8
	M	201	56	TG	306	85,2
Total		359	100		359	100

Tabela 2. Análise de variância (três vias) da quantidade de MPs entre espécies (*Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale*), sexos (F = fêmea; M = macho) e partes corpóreas (B = brânquias; TG= trato gastrointestinal) (GL= graus de liberdade; SQ= soma dos quadrados; F = valor do teste F; P = valor de p).

Fonte de Variação	GL	SQ	F	P
Espécies	1	0,36	0,0366	0,84852

Sexo	1	0,00	0,0000	1,00000
Partes corpóreas	1	17,09	1,7478	0,18739
Espécie x Sexo	1	0,05	0,0046	0,94570
Espécie x Partes corpóreas	1	15,75	1,6112	0,20553
Sexo x Partes corpóreas	1	3,64	0,3728	0,54206
Espécies x Sexo x Partes corpóreas	1	17,02	1,7402	0,18834
Resíduos	244	2385,78		

Valores sem significância estatística ao nível de $p > 0,05$.

Tabela 3. Média (\bar{X}), desvio padrão (SD) e Mínima e Máxima (Min. – Max.) da abundância de MPs entre espécies (*Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale*), e média (\bar{X}), desvio padrão (SD) dos sexos (F = fêmea; M = macho) e partes corpóreas (B = brânquias; TG= trato gastrointestinal) dos peixes comercializados em Itacoatiara, Amazonas, Brasil.

Espécies	Amostra	Min. – Max.	Sexo		Partes corpóreas	
			F	M	B	TG
			$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$
<i>P. pardalis</i>	2,55±1,71	1 – 11	2,49±1,58	2,65±1,90	2,00±1,15	3,19±2,01
<i>H. littorale</i>	2,87±4,21	1 - 43	3,88±7,09	2,4±1,47	1,71±0,938	3,31±4,84
Total	2,71±3,2	1 - 43	2,97±,4,37	2,49±1,64	1,9±1,09	3,26±3,96

Tabela 4. Análise de variância de três vias do tamanho das partículas de microplástico entre espécies (*Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale*), sexos (F = fêmea; M = macho) e partes corpóreas (B = brânquias; TG= trato gastrointestinal) (GL= graus de liberdade; SQ= soma dos quadrados; F = valor do teste F; P = valor de P).

Fonte de Variação	GL	SQ	F	P
Espécies	1	3,62	2,6554	0,10366
Sexo	1	0,03	0,0224	0,88098
Partes Corpóreas	1	1,20	0,8782	0,34904
Espécie x Sexo	1	0,02	0,0166	0,89752
Espécie x Partes Corpóreas	1	4,56	3,3449	0,06785
Sexo x Partes Corpóreas	1	0,48	0,3494	0,55467

Espécie x Sexo x Partes Corpóreas	1	5,08	3,7220	0,05412
Resíduos	675	920,59		

Valores sem significância estatística ao nível de $p > 0,05$.

Tabela 5. Média (\bar{X}), desvio padrão (SD) e Mínima e Máxima (Min. – Max.) do tamanho das partículas de microplástico entre espécies (*Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale*), e média (\bar{X}), desvio padrão (SD) dos sexos (F = fêmea; M = macho) e partes corpóreas (B = brânquias; TG= trato gastrointestinal) dos peixes comercializados em Itacoatiara, Amazonas, Brasil.

Espécies	Amostra $\bar{X} \pm SD$	Min. – Max.	Sexo		Partes corpóreas	
			F	M	B	TG
			$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$
<i>P. pardalis</i>	1,27 \pm 1,16	0,021 – 4,981	1,25 \pm 1,15	1,29 \pm 1,17	1,35 \pm 1,18	1,21 \pm 1,14
<i>H. littorale</i>	1,60 \pm 1,17	0,082 – 4,960	1,72 \pm 1,23	1,50 \pm 1,12	1,40 \pm 1,25	1,63 \pm 1,16
Total	1,44 \pm 1,18	0,021 - 4,981	1,47 \pm 1,21	1,42 \pm 1,14	1,36 \pm 1,2	1,47 \pm 1,17

Dos 300 peixes analisados foram registrados 252 indivíduos com presença de MPs, sendo 127 (85%) dos espécimes de *P. pardalis*, que corresponde a 59,8% nas fêmeas (F) e 52,8% nas brânquias (B). Já para *H. littorale* foram registrados 125 indivíduos contaminados com MPs (83%), apresentando contaminação 68% nos machos (M), sendo 52% no trato gastrointestinal e brânquias (TGB) (tabela 6 e 7).

Tabela 6. Ocorrência e porcentagem (%) de peixes contaminados por microplásticos por sexo (F = fêmea; M = macho) de duas espécies de peixes siluriformes (*Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale*) comercializados em Itacoatiara (AM), Brasil.

Espécie	Ocorrência	(%)	Sexo	Ocorrência	(%)
<i>P. pardalis</i>	127	85	F	76	59,8
			M	51	40,2
Total				127	100

<i>H. littorale</i>	125	83	F	40	32
			M	85	68
Total	252	84		125	100

Tabela 7. Ocorrência e porcentagem (%) de peixes contaminados dos microplásticos por partes corpóreas (B = brânquias; TG= trato gastrointestinal; TGB = trato gastrointestinal e brânquias) de duas espécies de peixes siluriformes (*Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale*) comercializados em Itacoatiara (AM), Brasil.

Espécie	Partes Corpóreas	Ocorrência	(%)
<i>P. pardalis</i>	B	67	52,8
	TG	12	9,4
	TGB	48	37,8
Total		127	100
<i>H. littorale</i>	B	32	25,6
	TG	28	22,4
	TGB	65	52
Total		125	100

Foram registradas seis cores diferentes nas partículas de MPs encontradas nos peixes: azul, vermelho, azul claro, verde, preto e amarelo. A cor azul foi a mais abundante em *P. pardalis* (85,5%) e *H. littorale* (85%) (tabela 8), incluindo machos e fêmeas de *P. pardalis* (58% e 65%) e de *H. littorale* (81% e 89%), localizados no TG, respectivamente (tabela 9).

Tabela 8. Número e porcentagem (%) por cores dos MPs *Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale* comercializados em Itacoatiara Amazonas, Brasil.

Cores	<i>P. pardalis</i>		<i>H. littorale</i>	
	N	(%)	N	(%)
Azul	277	85,5	304	85
Vermelho	30	9,26	30	8
Azul claro	1	0,31	16	4
Verde	11	3,4	7	2
Preto	4	1,23	2	1
Amarelo	1	0,31	-	-
Total	324	100	359	100

Tabela 9. Número e porcentagem (%) por cores dos MPs entre os sexos dos *Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale* (M = macho; F = fêmea) e por partes corpóreas (B = brânquias; TG= trato gastrointestinal) comercializados em Itacoatiara Amazonas, Brasil.

Cores	<i>P. pardalis</i>								<i>H. littorale</i>							
	M				F				M				F			
	B	(%)	TG	(%)	B	(%)	TG	(%)	B	(%)	TG	(%)	B	(%)	TG	(%)
Azul	50	42	68	58	56	35	103	65	34	19	145	81	14	11	111	89
Vermelho	12	100	-	-	10	56	8	44	3	23	10	77	1	6	16	94
Azul claro	-	-	1	100	-	-	-	-	4	33	8	67	1	25	3	75
Verde	1	50	1	50	7	78	2	22	1	33	2	67	-	-	4	100
Preto	-	-	2	100	1	50	1	50	-	-	-	-	-	-	2	100
Amarelo	-	-	-	-	-	-	1	100	-	-	-	-	-	-	-	-

Quanto ao formato dos MPs foram registrados dois tipos: fibras e fragmentos (figura 5). A fibra foi a mais frequente, correspondendo a um total de 260 partículas em *P. pardalis* (80%) e de 331 nos *H. littorale* (92%). Fragmentos foram observados, com um total de 64 MPs em *P. pardalis* (20%) e de 28 nos *H. littorale* (8%).

Em exemplares de *P. pardalis*, a fibra obteve percentual no TG (81%) e B (85%) dos machos, quando comparado com as fêmeas TG (77%) e B (81%). Os fragmentos em TG e B foram de 19% e 15% para machos, e maiores nas fêmeas no TG (23%) e B (19%).

Um percentual de fibras em TG (90%) e B (88%) foi registrado para machos de *H. littorale*, quando comparado com as fêmeas (96% e 89%, respectivamente). Com relação aos fragmentos, machos apresentaram maiores percentuais em TG (10%) e B (12%) enquanto nas fêmeas foram de 4% e 11%, respectivamente.

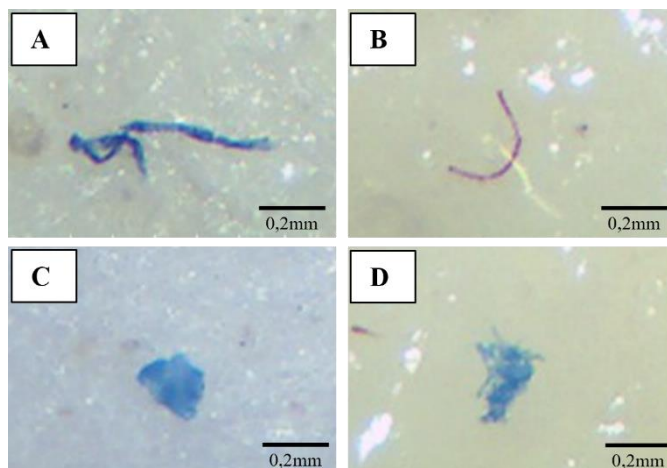


Figura 5. Formatos das partículas de microplástico encontradas em *Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale* investigados: (A – B) - fibras e (C – D) - fragmentos e barra de escala.

Na amostra A, as bandas de alta intensidade em 630 , 1613 e 1726 cm^{-1} , são características do anel aromático presente em polietileno tereftalato (PET). As bandas observadas em 631 e 1613 cm^{-1} são atribuídas aos modos de vibração do anel benzênico, ν_{8a} e ν_{6a} , respectivamente, e a banda em 1727 cm^{-1} característica de estiramento da ligação C=O. As demais bandas características do polímero encontram-se sobrepostas aos modos vibracionais do pigmento utilizado para dar cor a esses materiais (figura 6A). Nos espectros das amostras B e C, também é possível observar as bandas características do PET, exceto pela banda em 631 cm^{-1} devido a sua baixa intensidade nos espectros (figura 6B - C). Portanto, os resultados indicam que as bandas possuem características do PET, coincidindo com os dados reportados por outros autores (RODRIGUEZ-CABELLO *et al.*, 1994; SCHMIDT *et al.*, 2005; REBOLLAR *et al.*, 2014; ZHU *et al.*, 2015; KÄPPLER *et al.*, 2016; TIAN *et al.*, 2022).

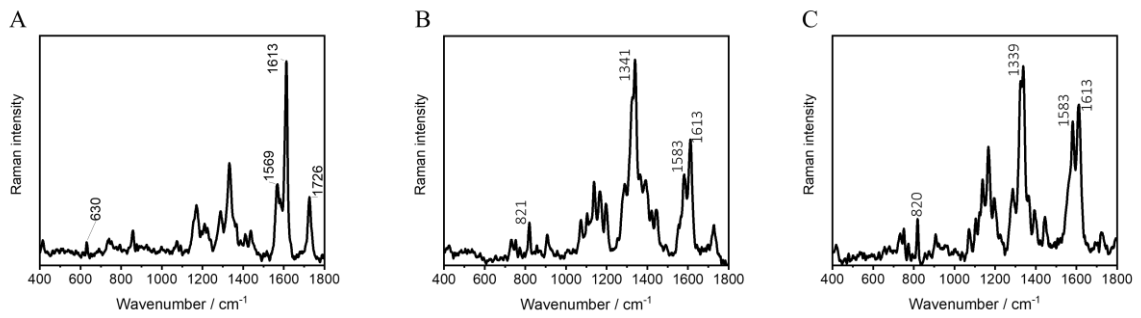


Figura 6. Espectros Raman das amostras (A), (B) e (C) de fibras de polietileno tereftalato (PET), encontrados nas brânquias (B) e trato gastrointestinais (TG) dos *Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale* durante os experimentos.

Nas amostras D e E são apresentados os espectros na região de 400-1800 cm^{-1} e 2000-3500 cm^{-1} , respectivamente, com bandas características do poliestireno (PS). Assim como para as outras amostras, na região de 400-1800 cm^{-1} , as bandas do polímero estão sobrepostas com as bandas do corante (figura 7D). Na região de maior número de onda, as bandas em 2846 e 2879 cm^{-1} podem ser atribuídas aos estiramentos simétrico e assimétrico dos grupos CH_2 , enquanto a banda em 3056 cm^{-1} é atribuída ao estiramento CH do anel benzênico, características do poliestireno (figura 7E). Esse resultado é similar aos apresentados nos trabalhos de (PALM, 1951; STROE *et al.*, 2020; BÖKE, 2022).

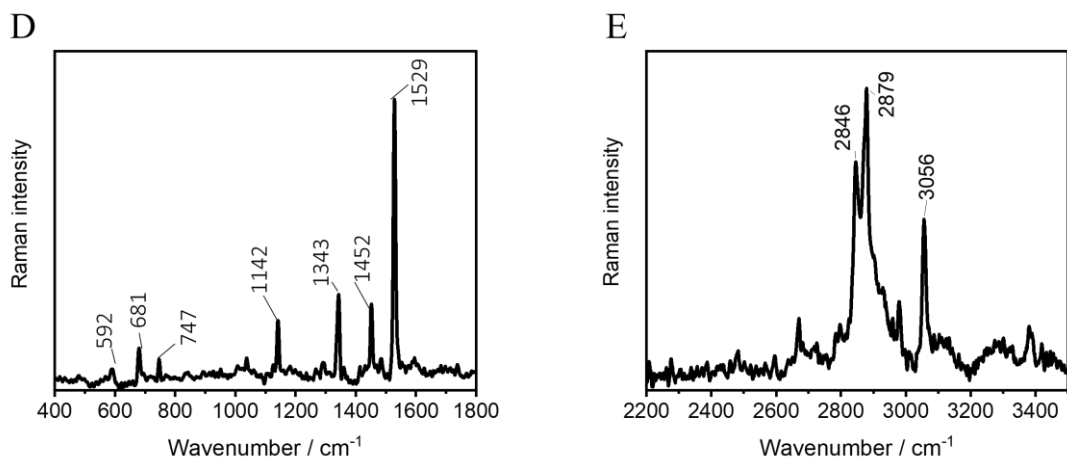


Figura 7. Espectros Raman de fragmentos de poliestireno (PS) em duas regiões distintas de número de onda ((D) e (E)) encontrados nas brânquias (B) e trato gastrointestinais (TG) dos *Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale* durante os experimentos.

6. DISCUSSÃO

No presente estudo, a contaminação por partículas de MPs/indivíduo nos *P. pardalis* e *H. littorale* foram menores que os registrados por ROJAS *et al.* (2023), com média de 47,6 partículas de MPs/indivíduo nos *P. pardalis* da região de Iquitos, Peru. SILVA-CAVALCANTI *et al.* (2017) relataram média de 3,6 itens por indivíduos em *H. littorale* do rio Pajeú, Nordeste do Brasil. Outras espécies bentônicas como o bagre *Chrysichthys nigrodigitatus* (Lacepede, 1803), também registraram uma média similar, com 3,87 partículas de MPs/indivíduo (ILECHUKWU *et al.*, 2021). As possíveis fontes de contaminação desses peixes podem ser por via trófica, pela ingestão de água, sedimento ou presas naturais (ROJAS *et al.*, 2023), geralmente ocasionado pela poluição em trechos urbanizados do rio (SILVA-CAVALCANTI *et al.*, 2017). Nossos valores podem ter sido influenciados pelo tamanho do lago onde os exemplares foram capturados e por sua baixa densidade de moradias ao seu entorno (obs. pessoal).

Os valores médios de partículas de MPs/indivíduo não apresentaram diferença significativa entre as espécies, sexo e parte corpóreas, mostrando um padrão semelhante para as duas espécies estudadas (*P. pardalis* e *H. littorale*). ROJAS *et al.* (2023) e BLANKSON *et al.* (2022) também não identificaram diferença significativa entre as partes corpóreas. Segundo BLANKSON *et al.* (2022) a grande variação de MP/indivíduo, pode estar associada aos hábitos bentônicos, por esses peixes estarem em maior contato com sedimentos e presas contaminadas.

Não foi verificada diferenças entre B e TG no presente estudo, indicando que a contaminação pelos peixes siluriformes, pode ocorrer de forma aleatória independentemente do tipo de dieta, pois *P. pardalis* são iliófagos (ROJAS *et al.*, 2023) e *H. littorale* bentófagos (ZARDO *et al.*, 2013; SILVA-CAVALCANTI *et al.*, 2017). Em outras espécies o acúmulo de MPs foi verificado apenas no TG cerca de 34,5% em *Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874) (SANTOS *et al.*, 2020) e 15% em *Ariopsis felis* (Linnaeus, 1766) (GAD & MIDWAY 2022). MALLIK *et al.* (2021) relatam que os MPs quando acumulados no trato gastrointestinal podem causar danos físicos, como a morte por lesões e bloqueios de órgãos internos, reduzindo o apetite e consequentemente absorção dos nutrientes. Alterações patológicas na parte distal do intestino dos peixes também foram registrados (PEDA *et al.*, 2016; MALLIK *et al.*, 2021), afetando processos metabólicos como metabolismo energéticos (KALOYIANNI *et al.*, 2021) e efeitos fisiológicos como mudança no comportamento social e até alimentar (RIOS-FUSTER *et al.*, 2021).

Nossos resultados não indicaram correlação entre o número de MPs com comprimento e peso corporal nas espécies, confirmando que todos os peixes de tamanhos e pesos diferentes estão sujeitos aos mesmos níveis de contaminação, assim como ocorreram nos estudos de ILECHUKWU *et al.* (2021), BLANKSON *et al.* (2022) e ROJAS *et al.* (2023). As condições hidrodinâmicas do local somadas com as atividades humanas (WANG W. *et al.*, 2018), podem resultar em diferentes concentrações de tipos de MPs no ambiente aquático, depositando no fundo se for de alta densidade, ou dispersos na coluna d'água, conseqüente tornando-as disponíveis de forma aleatória para os organismos bentônicos (LIU, K. *et al.*, 2020; MALLIK *et al.*, 2021). O local de captura das duas espécies de peixes estudadas é um lago, típico de área de várzea, que apresenta características de baixa hidrodinâmica que apresenta tendência de acúmulo de MPs.

No presente estudo, o tamanho das partículas de MPs não apresentou diferença significativa entre as espécies, sexo e partes corpóreas, indicando também um padrão aleatório nos indivíduos contaminados. Embora, BLANKSON *et al.* (2022) mostraram que MPs maiores são ingeridos mais frequentemente, como observado no bagre *C. nigrodigitatus*.

XIONG *et al.* (2019) verificaram que o tamanho das partículas de MPs pode influenciar na capacidade gustativa dos peixes. No presente estudo não foi possível relacionar, pois padrão aleatório dos tamanhos de MPs ingeridos pelas duas espécies de peixes pode ser considerado mais de forma acidental, do que ser associado a capacidade gustativa desses siluriformes. A ingestão de pequenas partículas pode causar toxicidade, conforme verificado por ZITOUNI *et al.* (2021), que registrou a presença de substâncias (aditivos plásticos) em MPs de brânquias e intestinos de peixes, que possuía tamanho maior que 1,2 mm, enquanto no fígado foi verificado partículas menores (0,45 - 1,2 mm).

Para ambas as espécies avaliadas neste estudo, foram registrados contaminação superior a 83%, considerando em ambos órgãos (TGB) simultaneamente. Elevada ocorrência (83%) também foi registrada para outra população de *H. littorale* (SILVA-CAVALCANTI *et al.*, 2017), e nos indivíduos de *Bagre bagre* (Linnaeus, 1776) estudados por ALFRED *et al.* (2022). ALFRED *et al.* (2022) atribuem a elevada contaminação as estratégias alimentares e largura da boca dessas espécies, enquanto POSSATTO *et al.* (2011) relacionam as atividades pesqueiras. ROJAS *et al.* (2023) mostraram contaminação em todos os espécimes analisados, nos quais, *P. pardalis* 22% continham MPs nos órgãos internos e brânquias, índice baixo em relação ao nosso resultado. Nesse caso, os autores conferem esse índice a dieta, sendo que os peixes carnívoros

obtiveram maior presença de MPs (ROJAS *et al.*, 2022). JUSTINO *et al.* (2021) atribuem também a variação dos índices de contaminação a fontes de entrada no ambiente de água doce, como crescimento urbano e ampliação do esgoto doméstico, que provavelmente se acumulam no sedimento e coluna de água, e podem afetar as estratégias de vida dos peixes.

Neste estudo, identificamos MPs na brânquia e trato gastrointestinal no mesmo indivíduo, e em alguns indivíduos também foram registrados MPs em apenas um órgão. Em *P. pardalis* com maior presença somente nas B e nos *H. littorale* em ambos os órgãos TGB. KHAN *et al.* (2020) continham MPs somente no TG do mesmo indivíduo de uma espécie de bagre *Bagrus bayad* (Forsskall, 1775) diferindo dos nossos resultados. A ocorrência de MPs nas brânquias indica contaminação por meio da água, pelo processo de respiração, onde as partículas de MPs são filtradas e aderidas ao órgão (BUWONO *et al.*, 2021; PAN *et al.*, 2021). A concentração de MPs nas brânquias e trato gastrointestinais das espécies estudadas, indica que os MPs possa estar presente tanto na água como ao substrato e são ingeridos junto com o alimento.

No presente estudo houve prevalência da cor azul como observado em outros estudos com peixes siluriformes (GÓMEZ *et al.*, 2019; SANTOS *et al.*, 2020; ROJAS *et al.*, 2023). A coloração azul identificada nos MPs pode ser encontrada em material de fibra de nylon, derivada de linhas e redes de pescas (ABAYOMI *et al.*, 2017). A compreensão sobre como ocorre a contaminação de MPs por cores ainda são poucos estudadas, experimentos com outro peixe de água doce *Psalidodon eigenmanniorum* (Cope, 1894) (Characiformes) associaram que cores semelhantes aos seus alimentos são mais fáceis de ser ingeridas (RÍOS 2022). Esse mesmo comportamento pode não ocorrer com as espécies dos *P. pardalis* e *H. littorale*, por terem hábitos em forragear o substrato a procura de alimentos (SILVA-CAVALCANTI *et al.*, 2017), mas por serem bentônicos o formato das partículas pode ter uma influência maior que a cor, já que o fundo apresenta pouca ou ausência de luminosidade para refletir o comprimento de onda da luz da cor (VALBO-JØRGENSEN, 2009).

A presença das fibras e fragmentos registrados em *P. pardalis* e *H. littorale* foram comparados com os formatos mais frequentes nos estudos de peixes siluriformes (ILECHUKWU *et al.*, 2021; ALFRED *et al.*, 2022; GAD E MIDWAY 2022). Nesse estudo, a fibra foi registrada em maior quantidade em ambos os órgãos (B e TG) das espécies. Embora não verificamos os potenciais riscos do acúmulo das fibras entre as partes corpóreas de *P. pardalis* e *H. littorale*, LIANG *et al.* (2023) relatam que esse formato em abundância pode

causar alterações comportamentais e histológicas nos peixes. Em comparação com outros organismos presente a margem esquerda do Rio Amazonas, DOS ANJOS GUIMARÃES *et al.* (2023) registraram o formato fibra (85%) como o mais abundante em camarão amazônico *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862). Provavelmente, atividades antropogênica e pesqueira podem ser principais fonte de liberação das fibras sintéticas nos sedimentos do Rio Amazonas (GEROLIN *et al.*, 2020), como também, influências geohidrológicas na distribuição dessas partículas nos lagos (BERTOLDI *et al.*, 2021).

Os polímeros identificados nas partículas de MPs obtidas dos peixes no presente estudo foram o polietileno tereftalato (PET) e poliestireno (PS). Estes polímeros estão em maior abundância e já documentados em diversas espécies de peixes comerciais (HANACHI *et al.*, 2019; BORGES-RAMÍREZ *et al.*, 2020; AYTAN *et al.*, 2021; PIYAWARDHANA *et al.*, 2022). A fibra azul de PET foi a mais comum, pois é um material barato, leve e durável, utilizada como resina polimérica de poliéster aplicadas a vestuário e embalagens para alimentos e líquidos (SONG *et al.*, 2019; SOONG *et al.*, 2022). O segundo fragmento mais comum, possui coloração azul e sua composição é PS, homopolímero resultante da polimerização do monômero de estireno (TIAN *et al.*, 2022), que possui alta transparência, durabilidade e fácil tingimento, usado na produção de CDs, brinquedos, escovas de dentes e isopor que são amplamente utilizados para fabricação de recipientes para alimentos, como bandejas, pratos, copos (KIK *et al.*, 2020). Esses polímeros já foram registrados em lagos de outras localidades como PET no Lago Naivasha, Quênia (MIGWI *et al.*, 2020) e o PS no Lago Ontário, Canadá (BALLENT *et al.*, 2016). De acordo com YIN *et al.* (2018), a exposição do PS em peixes afetou negativamente a atividade alimentar, habilidade de natação e exploração, reserva de energia, crescimento e nutrição dos *Sebastes schlegelii* (Hilgendorf, 1880).

Informações sobre a presença dos MPs registrados nos *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau 1855) e o *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) capturados e comercializados na região de Itacoatiara, AM, Brasil é de grande importância para monitoramento de possíveis fontes de poluição de plásticos, que podem ser oriundos do descarte irregular de resíduos sólidos. Estudos futuros sobre a mobilidade dos polímeros nas cadeias tróficas dos organismos aquáticos são necessários para compreender como esse poluente pode afetar os peixes comerciais amazônicos.

7. CONCLUSÃO

A ocorrência de partículas de MPs em *Pterygoplichthys pardalis* e *Hoplosternum littorale* comercializados em Itacoatiara, Amazonas, indica contaminação por polímeros do tipo polietileno tereftalato (PET) e poliestireno (PS). Os formatos mais comuns de partículas de MPs foram fibras de cor azul, com tamanho inferior a 5 mm. A comparação de ocorrência e tamanho das partículas de MPs entre as espécies, sexo e parte corpóreas, não apresentou diferença significativa. Estes peixes que são amplamente consumidos pelas comunidades ribeirinhas da Amazônia, assim este fato é preocupante já que estas espécies muitas vezes são cozidas inteiras (incluindo as vísceras), o que indica uma rota direta de contaminação de microplásticos para humanos.

REFERÊNCIA

- ABAYOMI, O. A., RANGE, P., AL-GHOUTI, M. A., OBBARD, J. P., ALMEER, S. H., & BEN-HAMADOU, R. Microplastics in coastal environments of the Arabian Gulf. **Marine pollution bulletin**, 124(1), 181-188, 2017.
- ADEOGUN, A. O., IBOR, O. R., KHAN, E. A., CHUKWUKA, A. V., OMOGBEMI, E. D., & ARUKWE, A. Detection and occurrence of microplastics in the stomach of commercial fish species from a municipal water supply lake in southwestern Nigeria. **Environmental Science and Pollution Research**, 27, 31035-31045, 2020.
- ALFRED, S., RAM, M., LAKENARINE, R., HEMRAJ, D., & MAHARAJ, G. Occurrence and characteristics of microdebris in commercial fish species of Guyana, South America. **Marine Pollution Bulletin**, 182, 114021, 2022.
- ALBUQUERQUE, A. A. D., & BARTHEM, R. B. A pesca do tamoatá *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828)(Siluriformes: Callichthyidae) na ilha de Marajó. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. **Ciências Humanas**, 3, 359-372, 2008.
- ANDRADE, M. C., WINEMILLER, K. O., BARBOSA, P. S., FORTUNATI, A., CHELAZZI, D., CINCINELLI, A., & GIARRIZZO, T. First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. **Environmental Pollution**, 244, 766-773, 2019.
- AWOYERA, P. O., & ADESINA, A. Plastic wastes to construction products: Status, limitations and future perspective. **Case Studies in Construction Materials**, 12, e00330, 2020.
- AYTAN, U., ESENSOY, F. B., SENTURK, Y., ARIFOĞLU, E., KARAOĞLU, K., CEYLAN, Y., & VALENTE, A. Plastic occurrence in commercial fish species of the Black Sea. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 22(7), 2021.
- BAALKHUYUR, F. M., QURBAN, M. A., PANICKAN, P., & DUARTE, C. M. Microplastics in fishes of commercial and ecological importance from the Western Arabian Gulf. **Marine Pollution Bulletin**, 152, 110920, 2020.
- BALLEN, G. A., & DE PINNA, M. C. A standardized terminology of spines in the order Siluriformes (Actinopterygii: Ostariophysi). **Zoological Journal of the Linnean Society**, 194(2), 601-625, 2022.
- BAUMGARTNER, G., PAVANELLI, C. S., BAUMGARTNER, D., BIFI, A. G., DEBONA, T., & FRANA, V. A. Peixes do baixo rio Iguçu. **Eduem**, 2012.
- BARBOZA, L. G. A., LOPES, C., OLIVEIRA, P., BESSA, F., OTERO, V., HENRIQUES, B., ... & GUILHERMINO, L. Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure. *Science of the Total Environment*, 717, 134625, 2020a.
- BARBOZA, L. G. A., CUNHA, S. C., MONTEIRO, C., FERNANDES, J. O., & GUILHERMINO, L. Bisphenol A and its analogs in muscle and liver of fish from the North

East Atlantic Ocean in relation to microplastic contamination. Exposure and risk to human consumers. *Journal of hazardous materials*, 393, 122419, 2020b.

BERTOLDI, C., LARA, L. Z., FERNANDA, A. D. L., MARTINS, F. C., BATTISTI, M. A., HINRICHS, R., & FERNANDES, A. N. First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. **Science of the Total Environment**, 759, 143503, 2021.

BLANKSON, E. R., TETTEH, P. N., OPPONG, P., & GBOGBO, F. Microplastics prevalence in water, sediment and two economically important species of fish in an urban riverine system in Ghana. **Plos one**, 17(2), e0263196, 2022.

BALLENT, A., CORCORAN, P. L., MADDEN, O., HELM, P. A., & LONGSTAFFE, F. J. Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. **Marine pollution bulletin**, 110(1), 383-395, 2016.

BÖKE, J. S., POPP, J., & KRAFFT, C. Optical photothermal infrared spectroscopy with simultaneously acquired Raman spectroscopy for two-dimensional microplastic identification. **Scientific Reports**, 12(1), 18785, 2022.

BORDÓS, G., URBÁNYI, B., MICSINAI, A., KRISZT, B., PALOTAI, Z., SZABÓ, I., ... & SZOBOSZLAY, S. Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. **Chemosphere**, 216, 110-116, 2019.

BORGES-RAMÍREZ, M. M., MENDOZA-FRANCO, E. F., ESCALONA-SEGURA, G., & RENDÓN-VON OSTEN, J. Plastic density as a key factor in the presence of microplastic in the gastrointestinal tract of commercial fishes from Campeche Bay, Mexico. **Environmental Pollution**, 267, 115659, 2020.

BUWONO, N. R., RISJANI, Y., & SOEGIANTO, A. Contamination of microplastics in Brantas River, East Java, Indonesia and its distribution in gills and digestive tracts of fish *Gambusia affinis*. **Emerging Contaminants**, 7, 172-178, 2021.

CHAMAS, A., MOON, H., ZHENG, J., QIU, Y., TABASSUM, T., JANG, J. H., ... & SUH, S. Degradation rates of plastics in the environment. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, 8(9), 3494-3511, 2020.

CHEN, J. C., FANG, C., ZHENG, R. H., HONG, F. K., JIANG, Y. L., ZHANG, M., ... & LIN, L. S. Microplastic pollution in wild commercial nekton from the South China Sea and Indian Ocean, and its implication to human health. **Marine Environmental Research**, 167, 105295, 2021.

CHEN, W. Q., CIACCI, L., SUN, N. N., & YOSHIOKA, T. Sustainable cycles and management of plastics: A brief review of RCR publications in 2019 and early 2020. **Resources, Conservation and Recycling**, 159, 104822, 2020.

CHEN, Y., WEN, D., PEI, J., FEI, Y., OUYANG, D., ZHANG, H., & LUO, Y. Identification and quantification of microplastics using Fourier-transform infrared spectroscopy: current status and future prospects. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, 18, 14-19, 2020.

CRICHTON, E. M., NOËL, M., GIES, E. A., & ROSS, P. S. A novel, density-independent and FTIR-compatible approach for the rapid extraction of microplastics from aquatic sediments. **Analytical Methods**, 9(9), 1419-1428, 2017.

COLE, M., LINDEQUE, P., HALSBAND, C., & GALLOWAY, T. S. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588-2597, 2011.

COURTENE-JONES, W., MADDALENE, T., JAMES, M. K., SMITH, N. S., YOUNGBLOOD, K., JAMBECK, J. R., ... & THOMPSON, R. C. Source, sea and sink—A holistic approach to understanding plastic pollution in the Southern Caribbean. **Science of The Total Environment**, 797, 149098, 2021.

COURTENE-JONES, W., MADDALENE, T., JAMES, M. K., SMITH, N. S., YOUNGBLOOD, K., JAMBECK, J. R., ... & THOMPSON, R. C. Source, sea and sink—A holistic approach to understanding plastic pollution in the Southern Caribbean. **Science of The Total Environment**, 797, 149098, 2021.

DANTAS, N. C., DUARTE, O. S., FERREIRA, W. C., AYALA, A. P., REZENDE, C. F., & FEITOSA, C. V. Plastic intake does not depend on fish eating habits: Identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, p. 110959, 2020.

DA SILVA, L. F., DE HOYOS GUEVARA, A. J., SANTIBANEZ GONZALEZ, E. D., & DE OLIVEIRA, P. S. G. Evolution toward environment sustainable behavior: search for survival in the plastic industry in Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, 21, 1291-1320, 2019.

DERIANO, A., NURDIN, E., & PATRIA, M. P. Analisis Kelimpahan Mikroplastik pada Ikan Sapu-sapu *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnaud, 1855), Air, dan Sedimen di Dua Daerah Ciliwung, Jakarta Selatan Analysis of Microplastic Abundance in Sailfin Catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnaud, 1855), Water, and Sediment in Two Ciliwung Areas, South Jakarta, 2021.

DOS ANJOS GUIMARÃES, G., DE MORAES, B. R., ANDO, R. A., SANT'ANNA, B. S., PEROTTI, G. F., & HATTORI, G. Y. Microplastic contamination in the freshwater shrimp *Macrobrachium amazonicum* in Itacoatiara, Amazonas, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 195(3), 434, 2023.

EGBEOCHA, C. O., MALEK, S., EMENIKE, C. U., & MILOW, P. Feasting on microplastics: ingestion by and effects on marine organisms. **Aquatic Biology**, v. 27, p. 93-106, 2018.

EGESSA, R., NANKABIRWA, A., OCAYA, H., PABIRE, W. G. Microplastic pollution in surface water of Lake Victoria. **Science of The Total Environment**, v. 741, p. 140201, 2020.

ELIZALDE-VELÁZQUEZ, G. A., & GÓMEZ-OLIVÁN, L. M. Microplastics in aquatic environments: A review on occurrence, distribution, toxic effects, and implications for human health. **Science of the Total Environment**, 780, 146551, 2021.

ELKHATIB, D., & OYANEDEL-CRAVER, V. A critical review of extraction and identification methods of microplastics in wastewater and drinking water. **Environmental Science & Technology**, 54(12), 7037-7049, 2020.

FAO, The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals. **Rome**, 2018.

FRANZELLITTI, S., CANESI, L., AUGUSTE, M., WATHSALA, R. H., & FABBRI, E. Microplastic exposure and effects in aquatic organisms: a physiological perspective. **Environmental toxicology and pharmacology**, 68, 37-51, 2019.

FREITA, F. R. V., ALENCAR, D. R., DO NASCIMENTO, W. M., FEITOSA, W. S., & PINHEIRO, A. P. Occurrence Records of *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828)(Siluriformes: Callichthyidae) in the Salgado River basin in the South of Ceará-Brazil, 2018.

FOLEY, C. J., FEINER, Z. S., MALINICH, T. D., & HÖÖK, T. O. A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. **Science of the total environment**, 631, 550-559, 2018.

GAD, A. K., & Midway, S. R. Relationship of microplastics to body size for two estuarine fishes. **Microplastics**, 1(1), 211-220, 2022.

GEROLIN, C. R., PUPIM, F. N., SAWAKUCHI, A. O., GROHMANN, C. H., LABUTO, G., & SEMENSATTO, D. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. **Science of the Total Environment**, 749, 141604, 2020.

GEWERT, B., PLASSMANN, M. M., & MACLEOD, M. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. **Environmental science: processes & impacts**, 17(9), 1513-1521, 2015.

GOBBI, C. N., SANCHES, V. M. L., PACHECO, E. B. A. V., GUIMARÃES, M. J. D. O. C., & DE FREITAS, M. A. V. Management of plastic wastes at Brazilian ports and diagnosis of their generation. **Marine pollution bulletin**, 124(1), 67-73, 2017.

GÓMEZ, F., VALENZUELA, A., & A., J. C.. Registro de micro y mesoplásticos en el tracto digestivo de la especie vulnerable *Olivaichthys cuyanus* (Siluriformes: Diplomystidae), en el río cordillerano Los Patos, San Juan, Argentina. **Multequina**, 28(1), 21-28, 2019.

GUO, X., & WANG, J. The chemical behaviors of microplastics in marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, 142, 1-14, 2019.

GRAY, A. D., WERTZ, H., LEADS, R. R., & WEINSTEIN, J. E. Microplastic in two South Carolina Estuaries: Occurrence, distribution, and composition. **Marine pollution bulletin**, 128, 223-233, 2018.

HANACHI, P., KARBALAEI, S., WALKER, T. R., COLE, M., & HOSSEINI, S. V. Abundance and properties of microplastics found in commercial fish meal and cultured common carp (*Cyprinus carpio*). **Environmental Science and Pollution Research**, 26, 23777-23787, 2019.

HELINSKI, O. K., POOR, C. J., & WOLFAND, J. M. Ridding our rivers of plastic: A framework for plastic pollution capture device selection. **Marine pollution bulletin**, 165, 112095, 2021.

HORTON, A. A., JÜRGENS, M. D., LAHIVE, E., VAN BODEGOM, P. M., & VIJVER, M. G. The influence of exposure and physiology on microplastic ingestion by the freshwater fish

Rutilus rutilus (roach) in the River Thames, UK. **Environmental Pollution**, 236, 188-194, 2018.

HU, K., ZHOU, P., YANG, Y., HALL, T., NIE, G., YAO, Y., ... & WANG, S. Degradation of microplastics by a thermal Fenton reaction. **ACS ES&T Engineering**, 2(1), 110-120, 2021.

HUANG, Y., LI, W., GAO, J., WANG, F., YANG, W., HAN, L., ... & YAO, J. Effect of microplastics on ecosystem functioning: Microbial nitrogen removal mediated by benthic invertebrates. **Science of the Total Environment**, 754, 142133, 2021.

ILECHUKWU, I., NDUKWE, G. I., EHIGIATOR, B. E., EZEH, C. S., & ASOGWA, S. L. Microplastics in silver catfish (*Chrysichthys nigrodigitatus*) from new Calabar River in Niger Delta, Nigeria. **Ghana Journal of Science**, 62(2), 16-24, 2021.

JAAFAR, N., MUSA, S. M., AZFARALARIFF, A., MOHAMED, M., YUSOFF, A. H., & LAZIM, A. M. Improving the efficiency of post-digestion method in extracting microplastics from gastrointestinal tract and gills of fish. **Chemosphere**, 260, 127649, 2020a.

JAAFAR, N., AZFARALARIFF, A., MUSA, S. M., MOHAMED, M., YUSOFF, A. H., & LAZIM, A. M. Occurrence, distribution and characteristics of microplastics in gastrointestinal tract and gills of commercial marine fish from Malaysia. **Science of the Total Environment**, 799, 149457, 2021b.

JAMBECK, J., HARDESTY, B. D., BROOKS, A. L., FRIEND, T., TELEKI, K., FABRES, J., ... & WILCOX, C. Challenges and emerging solutions to the land-based plastic waste issue in Africa. **Marine Policy**, 96, 256-263, 2018.

JAMES, K., VASANT, K., SM, S. B., PADUA, S., JEYABASKARAN, R., THIRUMALAISELVAN, S., ... & BENJAMIN, L. V. Seasonal variability in the distribution of microplastics in the coastal ecosystems and in some commercially important fishes of the Gulf of Mannar and Palk Bay, Southeast coast of India. **Regional Studies in Marine Science**, v. 41, p. 101558, 2021.

JUSTINO, A. K., LENOBLE, V., PELAGE, L., FERREIRA, G. V., PASSARONE, R., FRÉDOU, T., & FRÉDOU, F. L. Microplastic contamination in tropical fishes: An assessment of different feeding habits. **Regional Studies in Marine Science**, 45, 101857, 2021.

KALOYIANNI, M., BOBORI, D. C., XANTHOPOULOU, D., MALIOUFA, G., SAMPSONIDIS, I., KALOGIANNIS, S., ... & BIKIARIS, D. N. Toxicity and functional tissue responses of two freshwater fish after exposure to polystyrene microplastics. **Toxics**, 9(11), 289, 2021.

KÄPPLER, A., FISCHER, D., OBERBECKMANN, S., SCHERNEWSKI, G., LABRENZ, M., EICHHORN, K. J., & VOIT, B. Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both?. **Analytical and bioanalytical chemistry**, 408, 8377-8391, 2016.

KARLSSON, T. M., VETHAAK, A. D., ALMROTH, B. C., ARIESE, F., VAN VELZEN, M., HASSELLÖV, M., & LESLIE, H. A. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: method development and microplastic accumulation. **Marine pollution bulletin**, 122(1-2), 403-408, 2017.

KARAMI, A., ROMANO, N., GALLOWAY, T., & HAMZAH, H. Virgin microplastics cause toxicity and modulate the impacts of phenanthrene on biomarker responses in African catfish (*Clarias gariepinus*). **Environmental research**, 151, 58-70, 2016.

KERUBO, J. O., ONYARI, J. M., MUTHUMBI, A. W., ANDERSSON, D. R., & KIMANI, E. N. Microplastic Polymers in Surface Waters and Sediments in the Creeks Along the Kenya Coast, Western Indian Ocean (WIO). **European Journal of Sustainable Development Research**, 6(1), em0177, 2021.

KHAN, F. R., SHASHOUA, Y., CRAWFORD, A., DRURY, A., SHEPPARD, K., STEWART, K., & SCULTHORP, T. 'The plastic Nile': First evidence of microplastic contamination in fish from the Nile river (Cairo, Egypt). **Toxics**, 8(2), 22, 2020.

KIK, K., BUKOWSKA, B., & SICIŃSKA, P. Polystyrene nanoparticles: Sources, occurrence in the environment, distribution in tissues, accumulation and toxicity to various organisms. **Environmental Pollution**, 262, 114297, 2020.

KORALTAN, İ., MAVRUK, S., & GÜVEN, O. Effect of biological and environmental factors on microplastic ingestion of commercial fish species. **Chemosphere**, 303, 135101, 2022.

LAVOY, M., & CROSSMAN, J. A novel method for organic matter removal from samples containing microplastics. **Environmental Pollution**, 286, 117357, 2021.

LEMOS, N. C. S., FERNANDES, G. D. S. T., SANTOS, P. R. B., BRAGA, T. M. P., & ATAYDE, H. M. Interferência do tempo de estocagem sob o gelo na composição centesimal, características físicas e sensoriais do acari-bodó (*Pterygoplichthys pardalis*). **Brazilian Journal of Development**, 6(5), 32357-32368, 2020.

LI, Q., WU, J., ZHAO, X., GU, X., & JI, R. Separation and identification of microplastics from soil and sewage sludge. **Environmental Pollution**, 254, 113076, 2019.

LI, L. L., AMARA, R., SOUSSI, S., DEHAUT, A., DUFLOS, G., & MONCHY, S. Impacts of microplastics exposure on mussel (*Mytilus edulis*) gut microbiota. **Science of The Total Environment**, 745, 141018, 2020.

LIANG, W., LI, B., JONG, M. C., MA, C., ZUO, C., CHEN, Q., & SHI, H. Process-oriented impacts of microplastic fibers on behavior and histology of fish. **Journal of Hazardous Materials**, 448, 130856, 2023.

LIMA, E. M. M., SANTOS, P. R. B., BRAGA, T. M. P., & MCGRATH, D. G. A pesca de acari (*Pterygoplichthys pardalis*) na várzea do Baixo Amazonas, Pará, Brasil: Aspectos estruturais e socioeconômicos. **Gaia Scientia**, 13(4), 1981-1268, 2019b.

LIU, K., COURTENE-JONES, W., WANG, X., SONG, Z., WEI, N., & LI, D. Elucidating the vertical transport of microplastics in the water column: A review of sampling methodologies and distributions. **Water Research**, 186, 116403, 2020.

LIU, Y., HUANG, J., JIN, J., LOU, S., SHEN, C., ZANG, H., & WANG, L. The Classification of Micro-plastics and Biodegradation of Plastics/Micro-plastics. **Academic Journal of Engineering and Technology Science**, 3(6), 181-190, 2020a.

LIU, Y., GAO, F., LI, Z., DING, H., ZHANG, D., FENG, L., & LI, X. An optimized procedure for extraction and identification of microplastics in marine sediment. **Marine Pollution Bulletin**, 165, 112130, 2021b.

LUQUET, P., BOUJARD, T., PLANQUETTE, P., MOREAU, Y., & HOSTACHE, G. The culture of *Hoplosternum littorale*: state of the art and perspectives. In **Advances in Tropical Aquaculture, Workshop at Tahiti, French Polynesia**, 20 Feb-4 Mar 1989, 1989.

LUSHER, A. L., BRÅTE, I. L. N., MUNNO, K., HURLEY, R. R., & WELDEN, N. A. Is it or isn't it: the importance of visual classification in microplastic characterization. **Applied spectroscopy**, 74(9), 1139-1153, 2020.

MALANKOWSKA, M., ECHAIDE-GORRIZ, C., & CORONAS, J. Microplastics in marine environment: a review on sources, classification, and potential remediation by membrane technology. **Environmental Science: Water Research & Technology**, 7(2), 243-258, 2021.

MALLIK, A., XAVIER, K. M., NAIDU, B. C., & NAYAK, B. B. Ecotoxicological and physiological risks of microplastics on fish and their possible mitigation measures. **Science of The Total Environment**, 779, 146433, 2021.

MERCOGLIANO, R., SANTONICOLA, S., RAIMO, G., GASPERI, M., & COLAVITA, G. Extraction and identification of microplastics from mussels: Method development and preliminary results. **Italian journal of food safety**, 10(1), 2021.

MIGWI, F. K., OGUNAH, J. A., & KIRATU, J. M. Occurrence and spatial distribution of microplastics in the surface waters of Lake Naivasha, Kenya. **Environmental toxicology and chemistry**, 39(4), 765-774, 2020.

MONTEIRO, R. C., DO SUL, J. A. I., & COSTA, M. F. Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. **Environmental Pollution**, 238, 103-110, 2018.

MOORE, R. C., NOEL, M., ETEMADIFAR, A., LOSETO, L., POSACKA, A. M., BENDELL, L., & ROSS, P. S. Microplastics in beluga whale (*Delphinapterus leucas*) prey: An exploratory assessment of trophic transfer in the Beaufort Sea. **Science of the Total Environment**, 806, 150201, 2022.

MOURA, M. L. A., CUNHA, F. T., DE MACEDO, H. J. A., BATISTA, J. D. D. O., REIS, S. M., OLIVEIRA, S. S., & OTANI, F. S. Rigor mortis e aspectos reprodutivos de acaris bodós capturados no rio Tapajós, Pará, Brasil. **Revista Agroecossistemas**, 10(2), 309-315, 2018.

NAN, B., SU, L., KELLAR, C., CRAIG, N. J., KEOUGH, M. J., & PETTIGROVE, V. Identification of microplastics in surface water and Australian freshwater shrimp *Paratya australiensis* in Victoria, Australia. **Environmental Pollution**, 259, 113865, 2020.

- NUNES, L. S., SILVA, A. G., ESPÍNOLA, L. A., BLETTLER, M., & SIMÕES, N. R. Intake of microplastics by commercial fish: a Bayesian approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, 193(7), 1-15 2021.
- NEVES, D., SOBRAL, P., FERREIRA, J. L., & PEREIRA, T. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. **Marine pollution bulletin**, 101(1), 119-126, 2015.
- O'BRIEN, S., OKOFFO, E. D., RAUERT, C., O'BRIEN, J. W., RIBEIRO, F., BURROWS, S. D., ... & THOMAS, K. V. Quantification of selected microplastics in Australian urban road dust. **Journal of Hazardous Materials**, 416, 125811, 2021.
- OLIVATTO, G. P., MARTINS, M. C. T., MONTAGNER, C. C., HENRY, T. B., & CARREIRA, R. S. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine pollution bulletin**, 139, 157-162, 2019.
- OLIVEIRA, C. W. D. S., CORRÊA, C. D. S., & SMITH, W. S. 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**, 15, 2020.
- OLIVEIRA, R. C., DÓREA, J. G., BERNARDI, J. V., BASTOS, W. R., ALMEIDA, R., & MANZATTO, Â. G. Fish consumption by traditional subsistence villagers of the Rio Madeira (Amazon): impact on hair mercury. *Annals of Human Biology*, 37(5), 629-642, 2010.
- PALM, A. Raman Spectrum of Polystyrene. **The Journal of Physical Chemistry**, 55(8), 1320-1324, 1951.
- PAN, Z., SUN, Y., LIU, Q., LIN, C., SUN, X., HE, Q., LIN, H. Riverine microplastic pollution matters: A case study in the Zhangjiang River of Southeastern China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 159, p. 111516, 2020a.
- PAN, Z., ZHANG, C., WANG, S., SUN, D., ZHOU, A., XIE, S., ... & ZOU, J. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract and gills of fish from Guangdong, South China. **Journal of Marine Science and Engineering**, 9(9), 981, 2021b.
- PAPPOE, C., PALM, L. M. N. D., DENUTSUI, D., BOATENG, C. M., DANSO-ABBEAM, H., & SERFOR-ARMAH, Y. Occurrence of microplastics in gastrointestinal tract of fish from the Gulf of Guinea, Ghana. **Marine Pollution Bulletin**, 182, 113955, 2022.
- PEDA, C., CACCAMO, L., FOSSI, M. C., GAI, F., ANDALORO, F., GENOVESE, L., ... & MARICCHIOLO, G. Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: preliminary results. **Environmental pollution**, 212, 251-256, 2016.
- PEGADO, T., BRABO, L., SCHMID, K., SARTI, F., GAVA, T. T., NUNES, J., ... & GIARRIZZO, T. Ingestion of microplastics by *hypanus guttatus* stingrays in the Western Atlantic Ocean (Brazilian Amazon Coast). **Marine Pollution Bulletin**, 162, 111799, 2021.
- PETERS, C. A., HENDRICKSON, E., MINOR, E. C., SCHREINER, K., HALBUR, J., & BRATTON, S. P. Pyr-GC/MS analysis of microplastics extracted from the stomach content of benthivore fish from the Texas Gulf Coast. **Marine pollution bulletin**, 137, 91-95, 2018.

PIYAWARDHANA, N., WEERATHUNGA, V., CHEN, H. S., GUO, L., HUANG, P. J., RANATUNGA, R. R. M. K. P., & HUNG, C. C. Occurrence of microplastics in commercial marine dried fish in Asian countries. **Journal of Hazardous Materials**, 423, 127093, 2022.

PORTO, H. L. R., DE CASTRO, A. C. L., MOUCHREK FILHO, V. E., & RÁDIS-BAPTISTA, G. Evaluation of the chemical composition of fish species captured in the lower stretch of Itapecuru river, Maranhão Brazil. **Donnish Journal of Agricultural Research** 3 (1), 001-007, 2016.

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**, 62(5), 1098-1102, 2011.

POUND, K. L., NOWLIN, W. H., HUFFMAN, D. G., & BONNER, T. H. Trophic ecology of a nonnative population of suckermouth catfish (*Hypostomus plecostomus*) in a central Texas spring-fed stream. **Environmental Biology of Fishes**, 90, 277-285, 2011.

RAHMAN, T., MUSTAKIMA, S., FERDOUS, Z., TABASSUM, T., MAHAMUD, A. S. U., SIDDIKA, M., ... & HAQUE, M. N. Properties and abundance of microplastics found in fish feed, tissues, and culture water of catfish (*Heteropneustes fossilis*). **International Journal of Aquatic Biology**, 10(1), 1-10, 2022.

REBOLLAR, E., PÉREZ, S., HERNÁNDEZ, M., DOMINGO, C., MARTÍN, M., EZQUERRA, T. A., ... & CASTILLEJO, M. Physicochemical modifications accompanying UV laser induced surface structures on poly (ethylene terephthalate) and their effect on adhesion of mesenchymal cells. **Physical Chemistry Chemical Physics**, 16(33), 17551-17559, 2014.

RIBEIRO-BRASIL, D. R. G., TORRES, N. R., PICANÇO, A. B., SOUSA, D. S., RIBEIRO, V. S., BRASIL, L. S., & DE ASSIS MONTAG, L. F. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, 266, 115241, 2020.

REINOLD, S., HERRERA, A., HERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, C., & GÓMEZ, M. Plastic pollution on eight beaches of Tenerife (Canary Islands, Spain): An annual study. **Marine Pollution Bulletin**, 151, 110847, 2020.

RIOS-FUSTER, B., ARECHAVALA-LOPEZ, P., GARCÍA-MARCOS, K., ALOMAR, C., COMPA, M., ÁLVAREZ, E., ... & DEUDERO, S. Experimental evidence of physiological and behavioral effects of microplastic ingestion in *Sparus aurata*. **Aquatic Toxicology**, 231, 105737, 2021.

RÍOS, J. M., TESITORE, G., & DE MELLO, F. T. Does color play a predominant role in the intake of microplastics fragments by freshwater fish: an experimental approach with *Psalidodon eigenmanniorum*. **Environmental Science and Pollution Research**, 29(32), 49457-49464, 2022.

RODRIGUES, M. O., ABRANTES, N., GONÇALVES, F. J. M., NOGUEIRA, H., MARQUES, J. C., & GONÇALVES, A. M. M. Impacts of plastic products used in daily life on the environment and human health: What is known?. **Environmental toxicology and pharmacology**, 72, 103239, 2019.

- RODRIGUEZ-CABELLO, J. C., QUINTANILLA, L., & PASTOR, J. M. Fourier transform Raman study of the conformers in poly (ethylene terephthalate). **Journal of Raman spectroscopy**, 25(5), 335-344, 1994.
- ROJAS, R. R., ARANGO-MORA, C., NOLORBE-PAYAHUA, C., MEDINA, M., VASQUEZ, M., FLORES, J., ... & VASCONCELOS-SOUZA, M. Microplastic occurrence in fish species from the Iquitos region in Peru, western Amazonia. **Acta Amazonica**, 53, 65-72, 2023.
- SABOROWSKI, R., KOREZ, Š., RIESBECK, S., WEIDUNG, M., BICKMEYER, U., & GUTOW, L. Shrimp and microplastics: A case study with the Atlantic ditch shrimp *Palaemon varians*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 234, 113394, 2022.
- SAMAT, A., FM, Y., ARSHAD, A., MA, G., NOR, S. M., ALB, M., & SK, D. Reproductive biology of the introduced sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Pisces: Loricariidae) in **Peninsular Malaysia**, 2016.
- SANTOS, G. M. D., FERREIRA, E. J. G., & ZUANON, J. A. S. Peixes comerciais de Manaus. **editora INPA**, 2009.
- SANTOS, T. D., BASTIAN, R., FELDEN, J., RAUBER, A. M., REYNALTE-TATAJE, D. A., & MELLO, F. T. D. First record of microplastics in two freshwater fish species (*Iheringthys labrosus* and *Astyanax lacustris*) from the middle section of the Uruguay River, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 32, 2020.
- SCHMID, K., WINEMILLER, K. O., CHELAZZI, D., CINCINELLI, A., DEI, L., & GIARRIZZO, T. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. **Marine Pollution Bulletin**, 133, 814-821, 2018.
- SCHMIDT, U., HILD, S., IBACH, W., & HOLLRICHER, O. Characterization of thin polymer films on the nanometer scale with confocal Raman AFM. In **Macromolecular symposia** (Vol. 230, No. 1, pp. 133-143). Weinheim: WILEY-VCH Verlag, 2005.
- SHIM, W. J.; THOMPOSON, R. C. Microplastics in the ocean. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 69, n. 3, p. 265-268, 2015.
- SARIJAN, S., AZMAN, S., MOHD SAID, M. I., & LEE, M. H. Ingestion of Microplastics by Commercial Fish in Skudai River, Malaysia. **EnvironmentAsia**, 12(3), 2019.
- SILVA-CAVALCANTI, J. S., SILVA, J. D. B., DE FRANÇA, E. J., DE ARAÚJO, M. C. B., & GUSMAO, F. Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. **Environmental pollution**, 221, 218-226, 2017.
- SOONG, Y. H. V., SOBKOWICZ, M. J., & XIE, D. Recent advances in biological recycling of polyethylene terephthalate (PET) plastic wastes. **Bioengineering**, 9(3), 98, 2022.
- SRIDHAR, A., KANNAN, D., KAPOOR, A., & PRABHAKAR, S. Extraction and detection methods of microplastics in food and marine systems: a critical review. **Chemosphere**, 286, 131653, 2022.
- STENGER, K. S., WIKMARK, O. G., BEZUIDENHOUT, C. C., & MOLALE-TOM, L. G. Microplastics pollution in the ocean: Potential carrier of resistant bacteria and resistance genes. **Environmental Pollution**, 291, 118130, 2021.

STROE, M., CRISTEA, M., MATEI, E., GALATANU, A., COTET, L. C., POP, L. C., ... & BAIBARAC, M. A. Optical properties of composites based on graphene oxide and polystyrene. **Molecules**, 25(10), 2419, 2020.

SUSSARELLU, R., SUQUET, M., THOMAS, Y., LAMBERT, C., FABIUUX, C., PERNET, M. E. J., ... & HUVET, A. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. **Proceedings of the national academy of sciences**, 113(9), 2430-2435, 2016.

TEBOUL, E., ORIHEL, D. M., PROVENCHER, J. F., DREVER, M. C., WILSON, L., & HARRISON, A. L. Chemical identification of microplastics ingested by Red Phalaropes (*Phalaropus fulicarius*) using Fourier Transform Infrared spectroscopy. **Marine Pollution Bulletin**, 171, 112640, 2021.

TENG, J., ZHAO, J., ZHU, X., SHAN, E., ZHANG, C., ZHANG, W., & WANG, Q. Toxic effects of exposure to microplastics with environmentally relevant shapes and concentrations: Accumulation, energy metabolism and tissue damage in oyster *Crassostrea gigas*. **Environmental Pollution**, 269, 116169, 2021.

TIAN, M., MORAIS, C. L., SHEN, H., PANG, W., XU, L., HUANG, Q., & MARTIN, F. L. Direct identification and visualisation of real-world contaminating microplastics using Raman spectral mapping with multivariate curve resolution-alternating least squares. **Journal of Hazardous Materials**, 422, 126892, 2022.

TOAPANTA, T., OKOFFO, E. D., EDE, S., O'BRIEN, S., BURROWS, S. D., RIBEIRO, F., ... & THOMAS, K. V. Influence of surface oxidation on the quantification of polypropylene microplastics by pyrolysis gas chromatography mass spectrometry. **Science of The Total Environment**, 796, 148835, 2021.

THUSHARI, G. G. N., & SENEVIRATHNA, J. D. M. Plastic pollution in the marine environment. **Heliyon**, 6(8), e04709, 2020.

VALBO-JØRGENSEN, J., COATES, D., & HORTLE, K. Fish diversity in the Mekong River basin. In *The Mekong* (pp. 161-196). **Academic Press**, 2009.

VIVEKANAND, A. C., MOHAPATRA, S., & TYAGI, V. K. Microplastics in aquatic environment: Challenges and perspectives. **Chemosphere**, 282, 131151, 2021.

WAGNER, J., WANG, Z. M., GHOSAL, S., MURPHY, M., WALL, S., COOK, A. M., ... & ALLEN, H. Nondestructive extraction and identification of microplastics from freshwater sport fish stomachs. **Environmental Science & Technology**, 53(24), 14496-14506, 2019.

WANG, Q., ZHU, X., HOU, C., WU, Y., TENG, J., ZHANG, C., ... & ZHAO, J. Microplastic uptake in commercial fishes from the Bohai Sea, China. **Chemosphere**, 263, 127962, 2021.

WANG, M. H., HE, Y., & SEN, B. Research and management of plastic pollution in coastal environments of China. **Environmental pollution**, 248, 898-905, 2019.

WANG, Z. M., PARASHAR, M., GHOSAL, S., & WAGNER, J. A new method for microplastic extraction from fish guts assisted by chemical dissolution. **Analytical Methods**, 12(45), 5450-5457, 2020.

WANG, W., YUAN, W., CHEN, Y., & WANG, J. Microplastics in surface waters of dongting lake and hong lake, China. **Science of the Total Environment**, 633, 539-545, 2018.

WRIGHT, S. L., THOMPSON, R. C., & GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. **Environmental pollution**, 178, 483-492, 2013.

WU, J., LAI, M., ZHANG, Y., LI, J., ZHOU, H., JIANG, R., & ZHANG, C. Microplastics in the digestive tracts of commercial fish from the marine ranching in east China sea, China. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, 2, 100066, 2020.

YIN, L., CHEN, B., XIA, B., SHI, X., & QU, K. Polystyrene microplastics alter the behavior, energy reserve and nutritional composition of marine jacopecover (*Sebastes schlegelii*). **Journal of Hazardous Materials**, 360, 97-105, 2018.

YUAN, J., MA, J., SUN, Y., ZHOU, T., ZHAO, Y., & YU, F. Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics. **Science of the Total Environment**, 715, 136968. 2020.

XIONG, X., TU, Y., CHEN, X., JIANG, X., SHI, H., WU, C., & ELSER, J. J. Ingestion and egestion of polyethylene microplastics by goldfish (*Carassius auratus*): influence of color and morphological features. **Heliyon**, 5(12), e03063, 2019.

ZAMPROGNO, G. C., CANIÇALI, F. B., DOS REIS COZER, C., OTEGUI, M. B. P., GRACELI, J. B., & DA COSTA, M. B. Spatial distribution of microplastics in the superficial sediment of a mangrove in Southeast Brazil: A comparison between fringe and basin. **Science of The Total Environment**, 784, 146963, 2021.

ZAKERI, M., NAJI, A., AKBARZADEH, A., & UDDIN, S. Microplastic ingestion in important commercial fish in the southern Caspian Sea. **Marine Pollution Bulletin**, 160, 111598, 2020.

ZARDO, É. L., & BEHR, E. R. Dieta e Ritmo Circadiano da Atividade Alimentar do Tamoatá *Hoplosternum Littorale* (Hancock, 1828) (Siluriformes, Callichthyidae) Capturados no Rio Vacacaí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira Multidisciplinar-ReBraM**, 16(2), 55-65, 2013.

ZHU, C., TONG, N., SONG, L., & ZHANG, G. Investigation of Raman spectra of polyethylene terephthalate. In International Symposium on Photonics and Optoelectronics 2015 (Vol. 9656, pp. 72-76). **SPIE**, 2015.

ZHU, X., QIANG, L., SHI, H., & CHENG, J. Bioaccumulation of microplastics and its in vivo interactions with trace metals in edible oysters. **Marine Pollution Bulletin**, 154, 111079, 2020.

ZITOUNI, N., BOUSSERRHINE, N., MISSAWI, O., BOUGHATTAS, I., CHÈVRE, N., SANTOS, R., ... & BANNI, M. Uptake, tissue distribution and toxicological effects of environmental microplastics in early juvenile fish *Dicentrarchus labrax*. **Journal of Hazardous Materials**, 403, 124055, 2021.

ZHANG, C., WANG, S., PAN, Z., SUN, D., XIE, S., ZHOU, A., ... & ZOU, J. Occurrence and distribution of microplastics in commercial fishes from estuarine areas of Guangdong, South China. **Chemosphere**, 260, 127656, 2020.