

UFRRJ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

DISSERTAÇÃO

**Contaminação microplástica em peixes demersais e pelágicos de duas baías
diferentemente antropizadas da costa sul do Rio de Janeiro, Brasil.**

Laryssa Cordeiro da Silva Ferreira

2024



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA

**CONTAMINAÇÃO MICROPLÁSTICA EM PEIXES DEMERSAIS E PELÁGICOS
DE DUAS BAÍAS DIFERENTEMENTE ANTROPIZADAS DA COSTA SUL DO RIO
DE JANEIRO, BRASIL.**

LARYSSA CORDEIRO DA SILVA FERREIRA

Sob a Orientação do Professor

Dr. Francisco Gerson Araújo

e Coorientação de

Dra. Rayane Sorrentino

Dissertação submetida como requisito parcial para
obtenção do grau de **Mestre em Biologia Animal**,
no programa de Pós-graduação em Biologia
Animal, Área de concentração em Biodiversidade
Animal.

Seropédica, RJ

Novembro de 2024

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada com
os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

F368c Ferreira, Laryssa Cordeiro da Silva, 2000
Contaminação microplástica em peixes demersais e
pelágicos de duas baías diferentemente antropizadas
da costa sul do Rio de Janeiro, Brasil. / Laryssa
Cordeiro da Silva Ferreira. - Rio de Janeiro, 2024.
47 f.: il.

Orientador: Franscisco Gerson Araújo.
Coorientadora: Rayane Sorrentino.
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro, Programa de pós-graduação em
Biologia animal, 2024.

1. Poluição plástica. 2. Peixes costeiros. 3.
Microplásticos. 4. Baía de Sepetiba. 5. Baía de Ilha
Grande. I. Araújo, Franscisco Gerson, 1954-, orient.
II. Sorrentino, Rayane, 1993-, coorient. III
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
Programa de pós-graduação em Biologia animal. IV. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL



TERMO Nº 1111 / 2024 - PPGBA (12.28.01.00.00.00.42)

Nº do Protocolo: 23083.066686/2024-18

Seropédica-RJ, 02 de dezembro de 2024.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

LARYSSA CORDEIRO DA SILVA

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre (a) em Ciências, no Curso de pós-graduação em **BIOLOGIA ANIMAL**, área de concentração em
BIODIVERSIDADE ANIMAL

TESE APROVADA EM 29/11/2024

(Assinado digitalmente em 02/12/2024 20:20)
FRANCISCO GERSON ARAUJO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
PPGBA (12.28.01.00.00.00.42) Matrícula:
387200

(Assinado digitalmente em 02/12/2024 14:09)
JAYME MAGALHAES SANTANGELO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCAmb (12.28.01.00.00.00.29) Matrícula:
1728466

(Assinado digitalmente em 03/12/2024 15:02)
WAGNER FERREIRA MAGALHÃES
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 020.434.005-50

(Assinado digitalmente em 03/12/2024 06:05)
RAQUEL DE ALMEIDA FERRANDO NEVES
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 057.735.747-64

(Assinado digitalmente em 03/12/2024 17:39)
ANDRÉ LUIZ CARVALHO DA SILVA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 898.634.886-15

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **1111**, ano: **2024**,
tipo: **TERMO**, data de emissão: **02/12/2024** e o
código de verificação: **6ca8ee2381**

AGRADECIMENTOS

Descobri que minha paixão era biologia antes mesmo de ter contato com a disciplina na escola. Eu tinha apenas 10 anos de idade quando me fascinei pela profissão, e desde então sigo perseguindo esse sonho com muita coragem e paixão. Meu desejo sempre foi realizar a graduação na UFRRJ, mas por acaso da vida comecei minha trajetória a partir de uma bolsa de estudos integral na Universidade Castelo Branco. No segundo ano de graduação passei a frequentar o LEP como estagiária voluntária, e fui abraçada por toda a equipe. E aquele sonho de ser aluna da UFRRJ pôde se tornar realidade anos depois, agora cursando a pós-graduação. Existe um Provérbio Africano que diz “Se você quer ir rápido, vá sozinho; se quer ir mais longe, vá em grupo”, e de fato, eu não poderia ter chego até aqui sozinha, eu fui muito abençoada por ter no meu caminho pessoas pra me ajudar e acolher.

Dito isso, agradeço ao meu marido, por ser a força, o incentivo e a minha calma quando eu mais precisei. Obrigada por estar do meu lado em todos os dias, mas principalmente naqueles dias que eu jurava que não iria conseguir concluir essa etapa. Por confiar na minha capacidade e me lembrar frequentemente da minha competência.

Aos meus pais, obrigada por sempre apoiar meus sonhos, ainda que não entendessem muito bem eles. Por todo o incentivo que nunca foram apenas em palavras, mas também em atitudes. Toda confiança que depositaram em mim, desde muito nova, me deu coragem pra ir sempre mais longe.

Muito obrigada ao meu orientador, Francisco Gerson, pela confiança, paciência e todos os conhecimentos compartilhados comigo durante todo esse processo. Obrigada pela oportunidade de estágio há 5 anos atrás e pelo acolhimento na pós. À Rayane Sorrentino, por aceitar me coorientar mesmo sem me conhecer, e esclarecer todos os processos da análise. Pela paciência e disposição em sanar todas as minhas dúvidas, ainda que a distância, sem dúvidas sem seu apoio esse trabalho não seria possível.

Aos meus amigos do Laboratório de Ecologia de Peixes, principalmente ao Wagner, Leonardo, Jéssica, Dandhara e Gustavo, pela companhia, ajuda e por me ouvirem em meio a surtos e tantas confusões. À minha amiga da pós, Dalete Cássia, com quem tive o prazer de conhecer durante a pós, e pude dividir e superar todas as dificuldades que surgiram ao longo desse período, obrigada por ser minha dupla durante as aulas e estágio.

Obrigada aos meus amigos e companheiros de coleta Wagner e Diego, que enfrentaram a estrada cedo só pra conseguir meus peixes. Obrigada Rebeca e Wanderson, estagiários que também trabalharam comigo na triagem, para que o trabalho fosse mais rápido.

Agradeço a UERJ pela parceria e por dispor dos equipamentos necessários para a realização de uma etapa importante desse trabalho. Agradeço principalmente ao Luís Felipe, por aceitar ajudar e com muita paciência realizar a análise.

Obrigada ao CNPq, pelo auxílio financeiro durante o período do Mestrado.

A experiência de uma pós na UFRRJ sem dúvidas me transformou.

RESUMO

FERREIRA, Laryssa Cordeiro da Silva. **Contaminação microplástica em peixes demersais e pelágicos de duas baías diferentemente antropizadas da costa sul do Rio de Janeiro, Brasil.** 2024. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024.

Microplásticos (MPs) emergiram como uma das principais ameaças ambientais globais por serem onipresentes, biodisponíveis, persistentes e tóxicos. Em ambientes marinhos, os MPs são amplamente distribuídos, e acessíveis a diversos organismos aquáticos, incluindo peixes. O principal objetivo do estudo foi quantificar, classificar e identificar MPs em diferentes tecidos de peixes, além de investigar se fatores ambientais, sazonalidade e níveis de pressão antrópica influenciam na contaminação. A hipótese testada foi de que ambientes sob maior pressão antrópica apresentam maior abundância de MPs em peixes, e que espécies pelágicas ingerem mais MPs do que as demersais, considerando a flutuabilidade e distribuição das partículas. Foram analisados músculo e trato digestivo de duas espécies pelágicas e duas demersais, coletadas em duas baías com diferentes influências antrópicas (Sepetiba e Ilha Grande) no verão e inverno. As amostras foram digeridas, filtradas a vácuo, analisadas com microscópio e identificadas por micro-FTIR. Das amostras analisadas, 60% continham MP. Os resultados indicam uma relação entre a ingestão de MPs, o tamanho dos peixes, a estação do ano e as atividades urbanas da região. Peixes da baía com maior densidade populacional humana (Baía de Sepetiba) apresentaram maior abundância de MPs no verão, possivelmente devido ao aumento de atividades turísticas em regiões costeiras, e ao maior aporte de águas continentais neste período, uma das grandes fontes de MPs no oceano. Os MPs foram detectados em todas as espécies analisadas, até mesmo nos tecidos comestíveis por seres humanos. Espécies de ambientes menos antropizados também apresentam MPs no músculo e no trato digestivo, sugerindo a presença desses contaminantes em locais anteriormente considerados não contaminados. A posição das espécies na coluna d'água não influenciou na diferença de concentração de MPs, o que indica uma ampla distribuição desses contaminantes tanto na coluna d'água quanto nas proximidades dos sedimentos de fundo. Das partículas analisadas, o resultado preliminar realizado por micro-FTIR indicou maior abundância do polímero sintético polipropileno (PP), correspondendo a 15% do total analisado. Em conclusão, peixes em ambientes com maior pressão antrópica estão mais suscetíveis à contaminação por MPs, o que corrobora a hipótese aqui apresentada. No entanto, estudos mais detalhados são essenciais para investigar a transferência de MPs para os tecidos e os possíveis riscos dessa contaminação para a saúde humana.

Palavras-chave: poluição plástica, peixes costeiros, Baía de Sepetiba, Baía de Ilha Grande.

ABSTRACT

FERREIRA, Laryssa Cordeiro da Silva. **Microplastic contamination in demersal and pelagic fish from two differently anthropized bays on the south coast of Rio de Janeiro, Brazil.** 2024. Dissertation (Master in Animal Biology) Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024

Microplastics (MPs) have emerged as one of the main global environmental threats due to their ubiquity, bioavailability, persistence, and toxicity. In marine environments, MPs are widely distributed and accessible to various aquatic organisms, including fish. The main objective of this study was to quantify, classify, and identify MPs in different fish tissues, as well as to investigate whether environmental factors, seasonality, and levels of anthropogenic pressure influence contamination. The tested hypothesis was that environments under greater anthropogenic pressure exhibit higher MPs abundance in fish, and that pelagic species ingest more MPs than demersal species, considering the buoyancy and distribution of the particles. Muscle and digestive tract samples from two pelagic and two demersal fish species collected in two bays with different anthropogenic influences (Sepetiba and Ilha Grande) during summer and winter were analyzed. The samples were digested, vacuum-filtered, analyzed under a microscope, and identified using micro-FTIR. Of the samples analyzed, 60% contained MPs. The results indicate a relationship between MP ingestion, fish size, seasonality, and urban activities in the region. Fish from the bay with higher human population density (Sepetiba Bay) showed higher MPs abundance in the summer, possibly due to increased tourist activities in coastal regions and higher input of continental waters during this period, which is one of the major sources of MPs in the ocean. MPs were detected in all analyzed species, including in tissues consumed by humans. Species from less anthropized environments also presented MPs in both muscle and digestive tracts, suggesting the presence of these contaminants even in areas previously considered uncontaminated. The position of species in the water column did not influence differences in MP concentrations, indicating a wide distribution of these contaminants throughout the water column and near bottom sediments. Among the analyzed particles, preliminary results from micro-FTIR indicated a higher abundance of the synthetic polymer polypropylene (PP), accounting for 15% of the total analyzed. In conclusion, fish in environments with higher anthropogenic pressure are more susceptible to MP contamination, supporting our hypothesis. However, more detailed studies are essential to investigate the transfer of MP to tissues and the potential health risks of this contamination to human health.

Keywords: plastic pollution, coastal fish, Sepetiba Bay, Ilha Grande Bay.

LISTA DE FIGURAS

MATERIAL E MÉTODOS

Figura 1. Mapa do litoral sul do Estado do Rio de Janeiro indicando duas baías costeiras (Sepetiba e Ilha Grande) com diferentes densidades urbanas (cor rosa) e áreas desmatadas (cor bege) de antropização. 6

Figura 2. Quatro espécies de peixes com relevante interesse comercial no qual foram analisadas a ingestão de microplástico nas Baías de Sepetiba e Ilha Grande. Espécies pelágicas, *Sardinella aurita* (A) e *Caranx crysos* (B). Espécies demersais, *Micropogonias furnieri* (C) e *Menticirrhus americanus* (D). 8

RESULTADOS

Figura 3. Médias e erros padrões das concentrações de microplásticos por grama (MP/g) das interações encontradas a partir de ANOVA: Baía e Período (A), Período e Habitat (B), Período e Tecido (C); Tamanho dos peixes e Tecido (D); Baía e Tamanho dos peixes (E). 14

Figura 4. Fotografias de diferentes tipos de microplásticos evidenciando uma microfibrila (emaranhado) (A), um fragmento (B), esfera (C) e um pellet (D), realizadas com microscópio estereoscópico LEICA modelo M205c (4x), 500µm. 15

Figura 5. Contribuição de cada tipo de MP (microfibrila, fragmento, esfera e pellet) na baía de Sepetiba e Ilha Grande. 15

Figura 6. Contribuição de cada cor nos tipos de MPs encontrados, sendo mais abundante a cor azul, em ambas as baías analisadas. 16

Figura 7. Comparação entre cada faixa de tamanho de MPs encontrado em cada tecido, sendo 1 (<100 µm), 2 (100 - 250 µm), 3 (250 - 500 µm), 4 (500 - 1000 µm) e 5 (>1000 µm). 17

Figura 8. Espectros dos principais polímeros encontrados em músculo e trato digestivo de espécies analisadas, realizados com micro-FTIR. 18

LISTA DE TABELAS

MATERIAL E MÉTODOS

Tabela 1. Resumo das informações demográficas, uso e cobertura do solo e poluição das Baías de Sepetiba e Ilha Grande, localizadas no litoral sul do Estado do Rio de Janeiro (Brasil). 6

RESULTADOS

Tabela 2. Ocorrência de microplásticos em peixes de uma baía com maior antropização (Baía de Sepetiba) e uma baía mais preservada (Baía de Ilha Grande) de dois diferentes habitats: Pel (pelágico) e Dem (demersal). Média e SD, média de MP total e desvio padrão; *N*, números de indivíduos analisados; %O, frequência de ocorrência do número total de microplástico; %V, volume de microplástico. 11

Tabela 3. Resultado PERMANOVA, com interações duplas, sendo MP/g a variável dependente e as demais variáveis como fator fixo. 12

Tabela 4. ANOVA realizada com o GLMM, com distribuição binominal negativa com inflação de zeros, tendo como variável aleatória as espécies. 12

Tabela 5. Soma dos principais MPs por grama de tecido, em cada espécie analisada. 16

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO | 1 |
| 1.1 Origem e distribuição dos microplásticos | 1 |
| 1.2 Microplásticos em peixes | 2 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS | 5 |
| 2.1 Área de estudo | 5 |
| 2.2 Coleta das amostras | 7 |
| 2.3 Procedimentos laboratoriais | 8 |
| 2.4 Análises estatísticas | 9 |
| 3 RESULTADOS | 10 |
| 4 DISCUSSÃO | 18 |
| 5 CONCLUSÕES | 23 |
| 6 REFERÊNCIAS | 24 |

1 INTRODUÇÃO

1.1 Origem e distribuição dos microplásticos

A produção mundial de plástico apresentou um crescimento considerável no início do século XX, impulsionada pelo desenvolvimento de polímeros sintéticos (Andrady, 2011). Com o início da produção em massa em 1940, a quantidade de plásticos atingiu em 2017 aproximadamente 350 milhões de toneladas (Plastics Europe, 2018). O aumento na produção e a diversificação do seu uso (incluindo embalagens, roupas, eletrodomésticos, eletrônicos, dentre outras) resultaram em um aumento significativo da quantidade de resíduos plásticos sendo descartados de maneira inadequada no meio ambiente (Barnes *et al.*, 2009).

Relatos recentes indicam que os materiais plásticos estão presentes em todos os oceanos do mundo (Barnes *et al.*, 2009; Wilcox *et al.*, 2015; Worm *et al.*, 2017). O ambiente marinho recebe milhões de toneladas de resíduos plásticos devido ao descarte incorreto de tais materiais, sendo este fenômeno agravado por perda de equipamentos de pesca (pesca fantasma) e despejo ilegal de resíduos no mar (Wilhelmsson *et al.*, 2013, Lusher *et al.*, 2017). Desse modo, são distribuídos para diversos oceanos de forma vertical e horizontal, através da drenagem de chuvas por rios, lagos, correntes e ventos (Galgani *et al.*, 2000), alcançando diversas localidades, muitas não impactadas anteriormente (Browne *et al.*, 2015).

Em ambiente marinho os plásticos sofrem degradações causadas por processos químico, mecânico, físico-químico e biológico levando a uma redução considerável do peso molecular dos polímeros (Cózar *et al.*, 2014), diminuindo suas dimensões para a forma macro (> 25 mm), meso (5-25 mm) e micro (< 5 mm) (Arthur *et al.*, 2009). A densidade dos plásticos pode variar de acordo com o tipo de polímero, com intemperismo e formação de biofilmes, influenciando consequentemente na flutuabilidade no meio aquático (Ziccardi *et al.*, 2016). Sendo assim, os MPs estão presentes em diversos compartimentos aquáticos, alguns apresentam menor densidade que a água e permanecem flutuantes, como fibras de poliéster (1.3 g/cm^3), enquanto outros são mais densos e tendem a afundar como fragmentos de PVC (1.5 g/cm^3) (Baldwin *et al.*, 2016; Rhodes 2018).

A presença de MPs em ambientes marinhos é documentada desde a década de 1970 (Carpenter *et al.*, 1972), contudo o termo microplásticos foi introduzido por Thompson *et al.* (2004) em 2004. Microplásticos podem ser classificados como primários e secundários (Cole *et al.*, 2011). Primários são aqueles produzidos em tamanho inferior a 5 mm, utilizados

normalmente em cosméticos (como por exemplo, produtos de limpeza facial) e podem ser liberados no meio ambiente de forma acidental ou por águas residuais (Gamarro *et al.*, 2020). O microplástico secundário é derivado da constante fragmentação e degradação de plásticos maiores, principalmente devido à radiação solar e ao efeito físico das ondas (Arthur *et al.*, 2009).

Diversos trabalhos já identificaram a presença de MPs em água doce e marinha (ex. Li *et al.*, 2018; Montagner *et al.*, 2021; Figueiredo e Alves, 2023), em peixes e em invertebrados aquáticos (ex. Compa *et al.*, 2018; Neves *et al.*, 2015; Vecchi *et al.*, 2021; Messineti *et al.*, 2018). Os organismos podem ingerir partículas microplásticas tanto de forma direta, ao confundir-se com presas, quanto de maneira indireta, durante os processos de filtração de partículas ou ao se alimentarem de presas previamente contaminadas (Crawford e Quinn, 2017). Tais agentes poluentes exercem impactos significativos sobre todos os organismos presentes em diversas zonas marinhas (Barnes *et al.*, 2009). Uma vez em contato com organismos, e ingeridos acidentalmente, os MPs podem causar obstrução e danos no sistema digestivo (Nadal *et al.*, 2016; Cannon *et al.*, 2016), desnutrição do animal (Gregory *et al.*, 2009) e efeitos tóxicos como estresse oxidativo, alterações comportamentais, comprometimento reprodutivo e mortalidade (Hanachi *et al.*, 2019; Barboza *et al.*, 2020; Zakeri *et al.*, 2020). Inúmeras pesquisas vêm relatando a presença de MPs em estômagos e incorporados na musculatura de diversas espécies de peixes que são consumidos por humanos (Avio *et al.*, 2015; Collard *et al.*, 2017; Romeo *et al.*, 2015; Akhbarizadeh *et al.*, 2018; Barboza *et al.*, 2020). Outros trabalhos também identificaram a presença de microplásticos em frutos do mar ligados a alimentação humana, como peixes e mariscos adquiridos em mercados e em conservas (Neves *et al.*, 2015; Karami *et al.*, 2018).

1.2 Microplásticos em peixes

A literatura científica existente sobre o assunto explora diversos fatores que podem influenciar a contaminação microplástica em peixes, revelando aspectos complexos e por vezes, conflitantes. Comparações entre ambientes que sofrem maior pressão antrópica revelam diferenças claras na presença de microplástico no ambiente marinho. Nadal *et al.* (2016) ao analisarem peixes semipelágicos de dois locais de amostragem nas Ilhas Baleares (Espanha), concluíram que peixes de locais mais expostos à pressão humana apresentam maior presença de MPs no trato digestivo em comparação com peixes provenientes de reservas marinhas. Outra comparação em ambientes com diversas atividades humanas foi realizada no Mar Amarelo, na

China, dessa vez analisando a ingestão de MPs por zooplâncton (Sun *et al.*, 2018). Pesquisadores observaram concentrações mais elevadas de MPs nas proximidades de cidades e do Mar de Bohai, indicando a significativa influência das atividades humanas na distribuição de MPs na água do mar (Sun *et al.*, 2018).

Estudos sugerem que o comprimento dos peixes pode ser determinante na ingestão de MPs, uma vez que peixes adultos (e maiores) possuem um consumo maior de alimentos e que peixes mais jovens (e menores) são menos seletivos aos itens alimentares. Atamanalp *et al.* (2021) observaram uma relação positiva e significativa entre o tamanho total dos peixes e a quantidade de MPs, analisando duas espécies (*Mullus barbatus* Linnaeus, 1758 e *Alosa immaculata* Bennett 1835) concluindo que quanto maior o peixe, maior será o número de MPs ingeridos. Em contrapartida, um estudo realizado no Golfo Pérsico por Houssenipour *et al.* (2021) analisando diversos tecidos de 14 espécies de peixes, observaram uma relação significativa e negativa entre o comprimento total dos peixes e a quantidade de partículas plásticas ingeridas, concluindo que quanto menor o peixe, maior será a ingestão de MPs. Outros trabalhos já não identificaram correlação significativa entre comprimento dos peixes e abundância de MPs (de Vries *et al.*, 2020, Parvin *et al.*, 2021). Guven *et al.* (2017), ao analisar espécimes de 14 famílias diferentes (como por exemplo, Sciaenidae, Sparidae, Mugilidae, Clupeidae, dentre outras) no Mar Mediterrâneo, concluíram que massa corporal e o tamanho do peixe não interferem na quantidade de partículas plásticas ingeridas.

A relação da posição do peixe na coluna d'água e ingestão de MPs é analisada por muitos autores. Alguns estudos apontam ambientes pelágicos com probabilidade que ocorra maior ingestão, levando em consideração a fluutuabilidade do MP (Guyen *et al.*, 2017). Entretanto, outros estudos relataram a ingestão acidental de MPs por peixes que vivem próximos ao sedimento (Campbell *et al.*, 2017; Silva-Cavalcanti 2017; Vendel *et al.*, 2017). A ingestão de MPs por peixes demersais se deve a presença de MPs de alta densidade depositados no fundo de ecossistemas aquáticos (Goldberg, 1997; Wooldall *et al.*, 2014). Outra questão levada em consideração é se a abundância, e consequente ingestão de MPs, varia sazonalmente, uma vez que durante as estações do ano há alterações entre os parâmetros da água (como temperatura, salinidade, turbidez e etc.). Zang *et al.* (2021) investigaram se há uma variação sazonal dos MPs em peixes no Mar da China Ocidental, e não encontraram mudanças significativas na ingestão entre as estações, sendo observado apenas uma abundância de MPs menores durante a primavera.

Diversos trabalhos buscam explicar além da ingestão, mas também a acumulação desse material no organismo dos peixes e os resultados são diversos. Alguns estudos encontram mais MPs em pele, brânquias e músculo (Abbasi *et al.*, 2018). Outros concluem maiores quantidades apenas em brânquias (Hosseinpour *et al.*, 2021), ou apenas no trato digestivo (Abadi *et al.*, 2021). Tais diferenças são encontradas de acordo com os objetivos de cada pesquisa, como habitats, hábitos alimentares, além das distintas metodologias de extração de MPs adotadas pelos autores.

Sabe-se que a existência de MPs nos tecidos comestíveis dos frutos do mar pode acarretar ameaças à saúde dos consumidores, devido à toxicidade que essas partículas causam nos organismos (Karami, 2017), uma vez que o plástico é derivado de muitos monômeros extraídos de petróleo e gás (Güven *et al.*, 2017), e possuem em sua composição aditivos químicos como ftalatos (Galloway, 2015) que são compostos considerados como cancerígenos. As implicações da ingestão humana por peixes contaminados por microplásticos são ainda pouco conhecidas, mas sabe-se que essas partículas estão presentes na cadeia alimentar humana (Cole *et al.*, 2011; Kolandhasamy, *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2020). Outras fontes de absorção são através da inalação, contato com a pele e ingestão (Rahman *et al.*, 2021). Embora todas essas vias contribuam para a presença de plásticos no corpo humano, as partículas provenientes de frutos do mar e do ambiente representam o maior risco de exposição (Brennecke *et al.*, 2016; Camacho *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2018). Um estudo pioneiro conduzido por Leslie *et al.* (2022) demonstrou que partículas de plástico são biodisponíveis para absorção na corrente sanguínea humana, sendo transportadas para todos os órgãos.

A FAO (*Food Agriculture Organization*) prevê um crescimento de 89% na produção de pesca e aquicultura no Brasil até 2030, sendo o segundo maior na América Latina e Caribe (FAO, 2018). De acordo com a Pesquisa de Orçamentos Familiares (POF) 2017-2018, conduzida pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o consumo médio anual de pescados por pessoa no Brasil foi de 5,66 kg (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2019). A Baía de Sepetiba e a Baía de Ilha Grande, localizadas no sul do estado do Rio de Janeiro, abrigam uma fauna diversificada, com grande abundância de organismos que se beneficiam das regiões para crescimento, reprodução e alimentação (Araújo *et al.*, 2002, 2016). Além disso, ambas as baías fornecem grande parte dos pescados para o Estado, sendo a pesca fonte de subsídio de muitas famílias que vivem ao redor. Embora apresentem importância ecológica, econômica e cultural, são ambientes marinhos que sofrem constantemente com a contaminação antrópica, com a presença de grande parque industrial com implantação de

fábricas químicas e metalúrgicas (Molisani *et al.*, 2004; Araújo *et al.*, 2017), geração de energia, estaleiros, terminais petrolíferos, turismo, dentre outras atividades (Neves, 2016).

Dado estes usos conflitantes das baías de Sepetiba e Ilha Grande, a ameaça à biodiversidade e ao risco de contaminação humana, o objetivo do presente estudo foi quantificar, identificar e classificar os MPs em diferentes tecidos de quatro espécies de peixes comercialmente importantes. Além disso, avaliar a influência das condições ambientais nas baías (poluída vs. menos poluída), padrões de ocupação da coluna d'água pelos peixes (pelágico e demersal), pela estação do ano (verão e inverno), pelo tecido analisado (trato digestivo músculo) e pelo tamanho corporal (comprimento total-cm) na concentração de MPs. As seguintes perguntas foram postuladas: 1) Maior nível de influência antrópica contribui com maior ingestão de microplásticos por peixes? 2) Peixes pelágicos possuem maior abundância de MPs comparado a peixes demersais? 3) A abundância de MPs nos peixes varia sazonalmente e/ou com o tamanho dos indivíduos? Sendo assim, foram analisados o músculo e trato digestivo de duas espécies pelágicas, a sardinha (*Sardinella aurita* Valenciennes 1847) e xerelete (*Caranx crysos* (Mitchill, 1815)) e duas espécies demersais, corvina (*Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823)) e papa-terra (*Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758)). Testou-se a hipótese de que áreas mais antropizadas da Baía de Sepetiba comparada a Baía da Ilha Grande, favorecem a maior ocorrência de MPs, e que a posição na coluna d'água é um fator determinante da ocorrência de MPs, sendo peixes pelágicos mais contaminados.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo compreende duas baías costeiras, Sepetiba e Ilha Grande, localizadas na costa sul do Estado do Rio de Janeiro (Brasil), experienciando diferentes graus de antropização (Figura 1). A Baía de Sepetiba (22° 54' – 23° 40' S; 43° 34' – 44° 10' W; doravante BSP) cobre uma área de drenagem de aproximadamente 3.816 km² e representa um ecossistema altamente antropizado devido à alta densidade populacional (765.800 indivíduos/km²), totalizando aproximadamente 1.937.000 habitantes na região inteira (IBGE, 2018). Além disso, o grande parque industrial localizado nas proximidades, incluindo um grande porto (Porto de Sepetiba), um estaleiro naval e algumas indústrias petroquímicas, são atividades relevantes nas áreas (Molisani *et al.*, 2004; Araújo *et al.*, 2017). Tais atividades expõem a baía à poluição e altas concentrações de metais pesados como zinco e cobre (Fiori *et al.*, 2013) (Tabela 1). Em

comparação, a Baía da Ilha Grande (23° 04' 36" S; 44° 01' 18" W; doravante BIG) cobre uma área de drenagem menor de 1.843 km², contendo cerca de 350 ilhas cercadas por águas rasas (Teixeira-Neves *et al.*, 2016; Ignacio *et al.*, 2010) e é comparativamente menos poluída que a Baía de Sepetiba. A densidade populacional em BIG registra aproximadamente 206.700 indivíduos/km², com uma população estimada na bacia de 470.000 habitantes (IBGE, 2018). Ao redor da baía, especialmente no município de Angra dos Reis, atividades econômicas voltadas para atender o crescente turismo, geração de energia (usinas nucleares), estaleiros, terminais de petróleo, pesca, além de um porto comercial, exercem uma influência em menor escala na área (Neves, 2016).

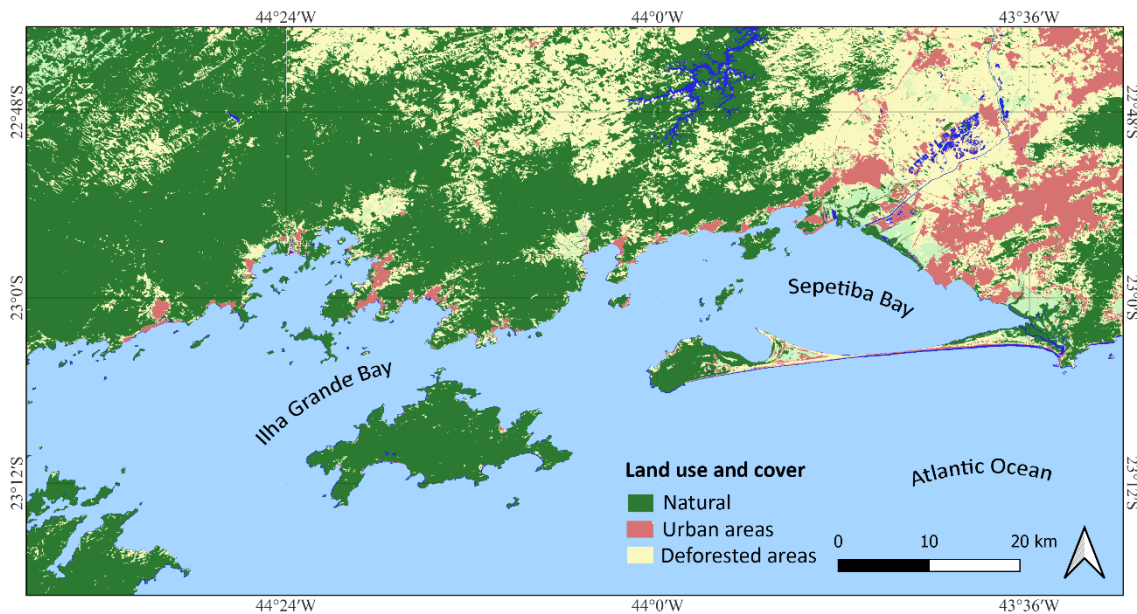


Figura 1. Mapa do litoral sul do Estado do Rio de Janeiro indicando duas baías costeiras (Sepetiba e Ilha Grande) com diferentes densidades urbanas (cor rosa) e áreas desmatadas (cor bege) de antropização.

Tabela 1. Resumo das informações demográficas, uso e cobertura do solo e poluição das Baías de Sepetiba e Ilha Grande, localizadas no litoral sul do Estado do Rio de Janeiro (Brasil).

| Variáveis | Sepetiba | Ilha Grande | Fonte |
|--------------------------|----------|-------------|-------|
| Área e demografia | | | |

| | | | |
|------------------------------------|-------|-------|----------------------------|
| Área de drenagem (km²) | 3,816 | 1,843 | SigaWeb (2023) |
| População (milhões de ind.) | 1,937 | 0,470 | SigaWeb (2023) |
| Densidade demográfica (ind/km²) | 765,8 | 206,7 | SigaWeb (2023) |
| <hr/> | | | |
| Uso e cobertura do solo (%) | | | |
| Floresta | 43 | 87 | Mapbiomas (2023) |
| Formação natural não florestal | 1 | 1 | Mapbiomas (2023) |
| Área urbana | 9 | 1 | Mapbiomas (2023) |
| Agricultura e áreas desmatadas | 45 | 10 | Mapbiomas (2023) |
| <hr/> | | | |
| Metais Pesados | | | |
| Cobre | 17,5 | 2,6 | Fiori <i>et al.</i> (2013) |
| Cromo | 35,9 | 24,8 | Fiori <i>et al.</i> (2013) |
| Mercúrio | 0,16 | 0,05 | Fiori <i>et al.</i> (2013) |
| Zinco | 540,5 | 63,6 | Fiori <i>et al.</i> (2013) |
| <hr/> | | | |

2.2 Coleta das amostras

Quatro espécies de peixes com relevante interesse comercial e diferentes padrões de ocupação na coluna d'água foram selecionadas para o estudo (Figura 2): duas espécies pelágicas, *Caranx crysos* (Mitchill, 1815) e *Sardinella aurita* Valenciennes 1847, e duas demersais, *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) e *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823). Além de ocuparem diferentes habitats, as espécies mencionadas possuem dietas distintas. *M. furnieri*, *M. americanus* e *C. crysos* são considerados como peixes carnívoros, onde *M. furnieri* e *M. americanus* possuem dieta variada baseada em crustáceos, bivalves e

poliquetas (Turra *et al.*, 2012; Fernandez *et al.*, 2015), enquanto *C. crysos* alimentam-se de organismos bentônicos como crustáceos e peixes (Sley *et al.*, 2009). *S. aurita* têm uma dieta baseada em organismos planctônicos filtrados, composta principalmente por crustáceos, poliquetas e moluscos (Bayhan *et al.*, 2015; Borme *et al.*, 2022). Um total de 289 espécimes foram adquiridos de pescadores artesanais nas duas baías (BSP e BIG) durante dois períodos distintos (verão - dezembro de 2022; inverno - julho de 2023) (Tabela 2). Obteve-se de cada indivíduo 2 amostras teciduais: músculo e trato gastrointestinal, sendo 283 amostras de músculo e 289 amostras do trato. Os pescadores artesanais utilizam redes de arrasto para a captura de peixes e gelo para preservação. A aquisição dos indivíduos foi realizada em duas localidades da pesquisa (BSP - Município do Rio de Janeiro; BIG - Município de Angra dos Reis).

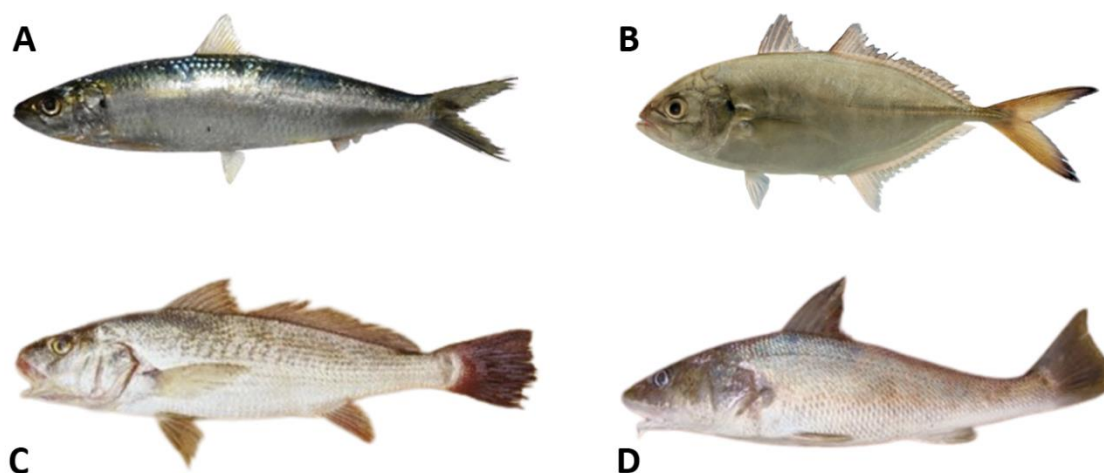


Figura 2. Quatro espécies de peixes com relevante interesse comercial no qual foram analisadas a ingestão de microplástico nas Baías de Sepetiba e Ilha Grande. Espécies pelágicas, *Sardinella aurita* (A) e *Caranx crysos* (B). Espécies demersais, *Micropogonias furnieri* (C) e *Menticirrhus americanus* (D).

2.3 Procedimentos laboratoriais

Após a captura, os peixes foram transferidos para o laboratório, onde foram sexados (macho ou fêmea), medidos (comprimento total e comprimento padrão - cm), pesados (peso úmido total - g) e dissecados com o uso de tesouras. Para a extração de microplásticos dos

tecidos, amostras (estômago, intestino e músculo) foram submersas em uma solução diluída de Hidróxido de Potássio a 10% (1:10 volume:massa) para digestão da matéria orgânica, sendo aquecidas em placa quente TEC NAL a 40°C por 4 horas, seguindo a metodologia adaptada da NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration (Herring *et al.*, 2015). Posteriormente, as amostras foram filtradas individualmente usando filtros de membrana de fibra de vidro em um sistema de bomba a vácuo. Os filtros foram visualmente analisados utilizando um microscópio estereoscópico LEICA modelo M205c (4x). Os microplásticos encontrados nas amostras foram quantificados, medidos (mm) e categorizados em quatro tipos: microfibras, fragmentos, esferas ou pellets (Dekiff *et al.*, 2014; Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012).

Testes de recuperação de microplásticos foram conduzidos para avaliar as técnicas de extração empregadas no estudo. Seguindo os mesmos passos de extração, foram utilizados 02 fragmentos de PET (Tereftalato de polietileno), 02 PVC (Policloreto de vinila), 02 microfibras de PS (Poliestireno) e 02 PA (Poliamida) como amostras de recuperação. Para fins de controle, placas de Petri contendo água destilada filtrada foram preparadas e expostas ao longo do processamento das amostras para avaliar possível contaminação por MPs no ambiente, e estes foram contabilizados. Para evitar a contaminação das amostras por microplásticos externos, as placas de Petri, tesouras e pinças foram cuidadosamente limpas com água destilada e depois com álcool a 70%. Além disso, luvas descartáveis de látex e jalecos foram utilizadas durante todo o procedimento de análise de conteúdo.

Conforme sugerido por Hanke *et al.* (2013), após visualização, uma subamostra de 10% do total de MP observado foi selecionada aleatoriamente e analisada por Microespectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (micro-FTIR) para caracterização química dos polímeros. Essa é uma técnica que têm sido mais utilizada em estudos recentes, para a identificação dos polímeros (Song *et al.*, 2014). O espectro foi ajustado de 4000 a 600 cm^{-1} , coletados em modo de transmitância. Os resultados obtidos foram comparados pelo software com espectros de referência na biblioteca de banco de dados. Apenas polímeros que correspondiam aos espectros de referência acima de 50% foram aceitos.

2.4 Análises estatísticas

Para determinar se a abundância de microplásticos por grama de peso úmido (MP/g; variável dependente) é influenciada pelas localidades das baías (poluída – BSP e menos poluída – BIG), padrões de ocupação da coluna d'água pelos peixes (pelágico e demersal), estação do ano (verão e inverno), tecido analisado (trato digestivo e músculo) e tamanho corporal

(comprimento total – cm) – fatores fixos, foi utilizada uma abordagem baseada na teoria da informação. Dados de microplásticos em peixes geralmente apresentam inflação de zeros, ou seja, um número elevado de observações com zero microplásticos detectados (Hou *et al.*, 2021). Isso pode causar desafios na modelagem estatística, distorcendo a distribuição dos dados e violando as suposições dos modelos convencionais. Para lidar com essa característica dos dados, optamos por utilizar Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMMs) com uma distribuição binomial negativa com inflação de zeros (ZINB) e uma função de ligação logarítmica. A seleção da distribuição de erro mais apropriada (i.e., ZINB) foi determinada após a comparação entre várias distribuições—Poisson, Gaussiana, binomial negativa, Poisson com inflação de zeros e binomial negativa com inflação de zeros—utilizando o Critério de Informação de Akaike corrigido para tamanho de amostra pequeno (AICc).

Para considerar possíveis efeitos taxonômicos e padrões interespecíficos no consumo de microplásticos, incluímos a variável "Espécies" como um efeito aleatório no GLMM. Isso permite controlar a variabilidade inerente entre diferentes espécies de peixes, isolando o efeito dos fatores fixos mencionados anteriormente. Antes da modelagem, multiplicamos a variável dependente (MP/g) por 1000 para converter os dados em dados de contagem discretos, adequados para distribuições estatísticas baseadas em contagens, como a binomial negativa (Zuur *et al.*, 2009). Uma ANOVA (Tipo II teste qui quadrado de Wald) foi utilizado para testar diferenças entre as variáveis independentes e possíveis interações duplas existentes ao nível de 0,05%. A modelagem foi implementada usando a função `glmmTMB()` do pacote `glmmTMB` (Brooks *et al.*, 2017), que é adequada para distribuições com inflação de zeros. Todas as análises estatísticas foram conduzidas no ambiente R (R Core Team, 2024).

A utilização da abundância de microplásticos por grama de tecido, em vez da abundância bruta, permite padronizar o esforço amostral, e possibilita uma comparação mais precisa entre indivíduos ou grupos de estudo com tamanhos e massas corporais distintos (Frias *et al.*, 2018). A quantificação e categorização dos MPs foi realizada por meio de contagem manual de cada MP presente nas amostras analisadas. Posteriormente, calculou-se a frequência relativa de cada tipo (microfibras, fragmentos, esferas e pellets) e cores, expressos em termos percentuais, a fim de se obter uma visão comparativa da distribuição dos diferentes tipos de MPs nos peixes e tecidos estudados. Essa abordagem permitiu uma análise detalhada da composição dos MPs ingeridos e sua prevalência entre as espécies amostradas.

3 RESULTADOS

Um total de 1.099 microplásticos foram quantificados, sendo 548 no trato e 551 no músculo. A Baía de Sepetiba apresentou maior quantidade de microplásticos, totalizando 630 partículas, correspondendo a 57,4% do total. Em comparação, a Baía de Ilha Grande somou 469 partículas, representando 42,6% do total de MPs (Tabela 2).

O modelo linear misto generalizado (GLMM) indicou que a ingestão de MPs pelos peixes foi positivamente correlacionada com as condições de poluição da Baía de Sepetiba (Estimate= 0.240; $p= 0.02$; Tabela 3) e negativamente associada ao tamanho corporal dos peixes (Estimate= -0.378; $p= 0.0001$; Tabela 3). Além disso, a estação do ano afetou significativamente a ingestão de MPs (verão; Estimate= 0.772; $p= 0.0001$; Tabela 3). Em contraste, padrões de ocupação da coluna d'água pelos peixes (Estimate= -0.239) e tecido analisado (Estimate= -0.0003) tiveram importância relativa menor e não foram significativos ($p > 0.05$; Tabela 3).

A partir do modelo criado foi possível identificar interações duplas com significância, com os resultados da ANOVA. Com MP/g agrupados por baía e estação foi possível notar forte interação entre os fatores, indicando que o consumo de microplásticos foi menor no inverno apenas na baía poluída (Sepetiba; $p = 0,001$; Tabela 4), enquanto na baía menos poluída (Ilha Grande) a ingestão de microplásticos foi semelhante entre os períodos (Figura 4-A). Os fatores período e habitat ($p= 0.0002$; Tabela 4), demonstraram maior abundância de MPs durante o verão, em peixes que ocupam áreas demersais (Figura 4-B). Uma interação significativa também foi encontrada entre período e tecido ($p=0.002$) com maior ocorrência de MPs durante o verão em tecido muscular, no entanto é possível observar desvio padrão alto e por essa razão a variação da abundância dos MPs entre os tecidos pode não ser significativamente diferente (Figura 4-C). A interação entre comprimento do peixe e tecido foi significativa ($p=0.006$), com os maiores peixes apresentando maior abundância de MPs no músculo, se comparado com peixes menores, nos quais a maior abundância foi detectada no trato digestivo (Figura 4-D).

Tabela 2. Ocorrência de microplásticos em peixes de uma baía com maior antropização (Baía de Sepetiba) e uma baía mais preservada (Baía de Ilha Grande) de dois diferentes habitats: Pel (pelágico) e Dem (demersal). Média e SD, média de MP total e desvio padrão; *N*, números de indivíduos analisados; %O, frequência de ocorrência do número total de microplástico; %V, volume de microplástico.

| Espécies | Habitat | Baía de Sepetiba | | | | Baía de Ilha Grande | | | |
|----------------------|---------|------------------|----|------|------|---------------------|----|------|------|
| | | Média ± SD | N | %O | %V | Média ± SD | N | %O | %V |
| <i>C. crysos</i> | Pel | 1325 ± 2059 | 36 | 76,4 | 28,6 | 463 ± 592 | 36 | 50,0 | 24 |
| <i>M. americanus</i> | Dem | 1393 ± 3370 | 33 | 54,7 | 18,8 | 507 ± 688 | 32 | 60,9 | 26 |
| <i>M. furnieri</i> | Dem | 1417 ± 3508 | 40 | 65,4 | 26,6 | 1000 ± 2668 | 32 | 54,0 | 22,7 |
| <i>S. aurita</i> | Pel | 1320 ± 1922 | 40 | 63,3 | 26 | 659 ± 1095 | 40 | 51,2 | 27,3 |

Tabela 3. Resultados do modelo linear misto generalizado testando a relação entre a ingestão de microplásticos e as variáveis predictoras. Estimativas do GLMM com base na média do modelo (Estimate), juntamente com seu SE (erro padrão), z value (valor de Z) e valor de p (p). Os subscritos denotam a categoria de contraste para preditores categóricos.

| Parâmetros | Estimate | SE | z value | p |
|-----------------------------------|----------|------|---------|---------|
| <i>Intercept</i> | 7,815 | 0,25 | 30,87 | >0,0001 |
| Baía _{Sepetiba} | 0,240 | 0,10 | 2,31 | 0,02 |
| Comprimento do peixe | -0,378 | 0,10 | -5,25 | >0,0001 |
| Período _{Verão} | 0,772 | 0,10 | 7,24 | >0,0001 |
| Habitat _{Pelágico} | -0,239 | 0,19 | -1,21 | 0,22 |
| Tecido _{Trato digestivo} | -0,0003 | 0,10 | -0,004 | 0,99 |

Tabela 4. ANOVA realizada com o GLMM, com distribuição binominal negativa com inflação de zeros, tendo como variável aleatória as espécies.

| | Df | Chisq | P |
|------|----|-------|----------|
| Baía | 1 | 9,90 | 0,001 ** |

| | | | | |
|-----------------------------|---|-------|----------|-----|
| Período | 1 | 56,74 | 4,97e-11 | *** |
| Comprimento_peixe | 1 | 28,46 | 9,57e-05 | *** |
| Habitat | 1 | 1,27 | 0,258 | |
| Tecido | 1 | 0,29 | 0,589 | |
| Baía : Período | 1 | 10,57 | 0,001 | ** |
| Baía : Comprimento_peixe | 1 | 3,13 | 0,07 | |
| Baía : Habitat | 1 | 1,21 | 0,269 | |
| Baía : Tecido | 1 | 0,44 | 0,505 | |
| Período : Comprimento_peixe | 1 | 3,68 | 0,05 | |
| Período : Habitat | 1 | 13,50 | 0,0002 | *** |
| Período : Tecido | 1 | 9,35 | 0,002 | ** |
| Comprimento_peixe : Habitat | 1 | 0,61 | 0,432 | |
| Comprimento_peixe : Tecido | 1 | 7,43 | 0,006 | ** |
| Habitat : Tecido | 1 | 6,20 | 0,01 | * |

Signif. codes: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05

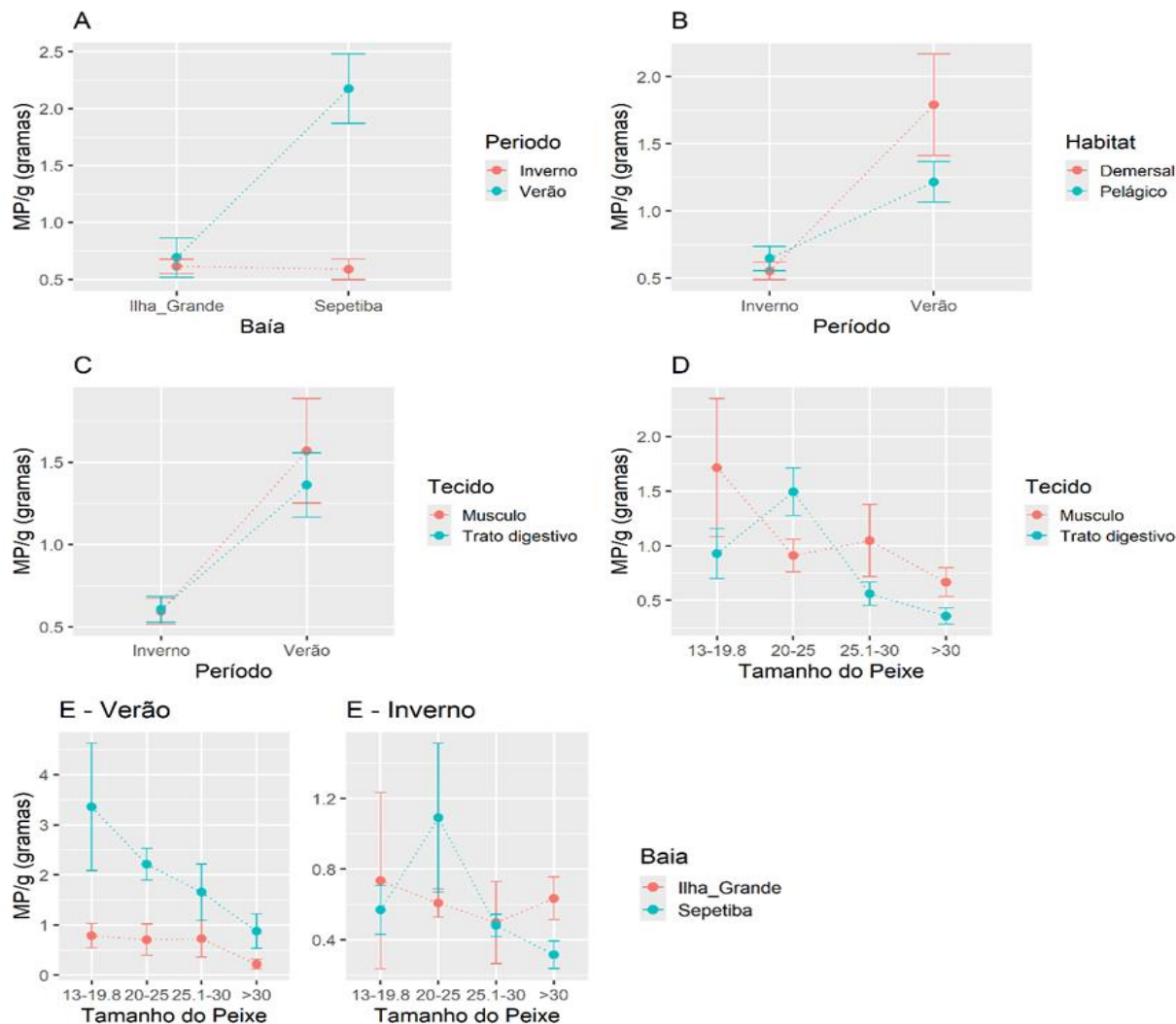


Figura 3. Médias e erros padrões das concentrações de microplásticos por grama (MP/g) das interações encontradas a partir de ANOVA: Baía e Período (A), Período e Habitat (B), Período e Tecido (C); Tamanho dos peixes e Tecido (D); Baía e Tamanho dos peixes (E).

Uma maior abundância de MF (microfibras) foi quantificada no músculo de *C. crysos* (121 itens), seguido de *S. aurita* (77 itens), *M. americanus* (73 itens) e *M. furnieri* (66), quando comparado a concentração de fragmentos (Tabela 5). As espécies *M. furnieri* e *M. americanus* apresentaram maior concentração de fragmentos no tecido digestivo (106 e 61 itens respectivamente). Por outro lado, as espécies *C. crysos* e *S. aurita* tiveram maiores concentrações de microfibras no tecido muscular (Tabela 5).

Baseado na morfologia, os microplásticos foram classificados como microfibras (55,2%), fragmentos (43,3%), esferas (1,2%) e pellets (0,1%) no músculo e trato digestivo (Figura 5). Em ambas as baías é possível observar maior predominância de microfibras,

representando 54,1% do total de MPs quantificados na Baía de Sepetiba e 56,7% do total de MPs na Baía da Ilha Grande (Figura 6).

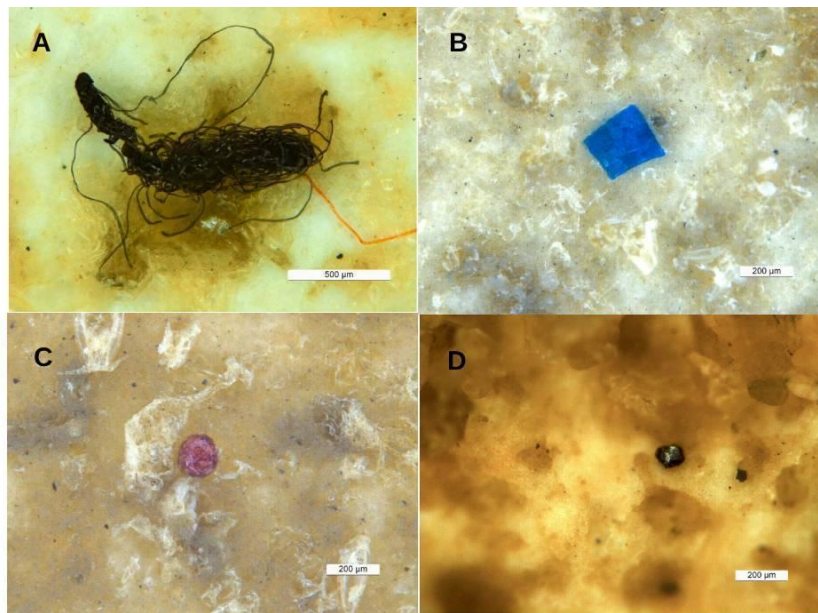


Figura 4. Fotografias de diferentes tipos de microplásticos evidenciando uma microfibras (emaranhado) (A), um fragmento (B), esfera (C) e um pellet (D) realizadas com microscópio estereoscópico LEICA modelo M205c (4x).

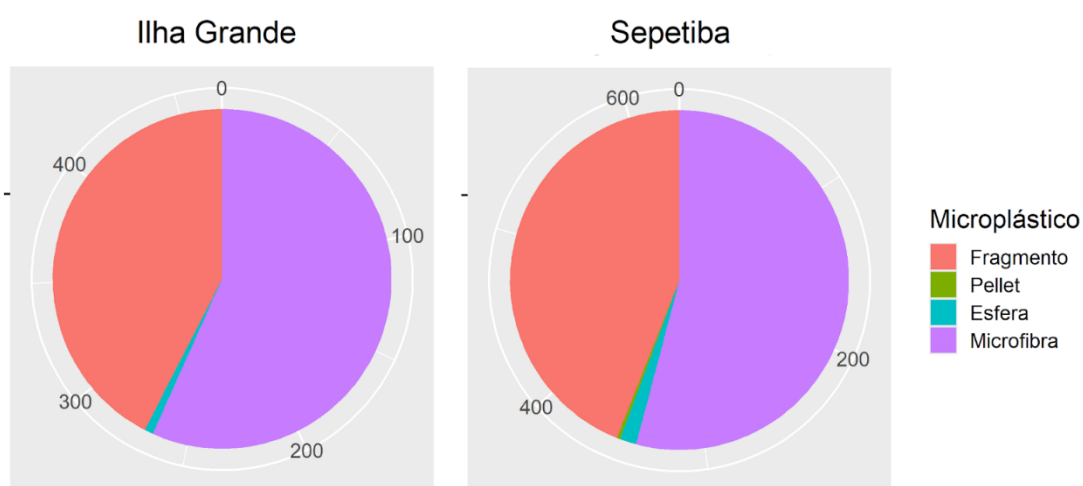


Figura 5. Contribuição de cada tipo de MP (microfibras, fragmento, esfera e pellet) na baía de Sepetiba e Ilha Grande.

O azul (61%) foi a cor mais abundante no músculo e no trato digestivo, seguida por preto (22,7%), vermelho (7%) e amarelo (3,8%) (Figura 7). Além das cores, os MPs também foram classificados quanto ao seu tamanho e agrupados em <100 µm, 100–250 µm, 250–500 µm, 500–1000 µm e >1000 µm. As partículas de tamanho >1000 µm foram as mais abundantes nos dois tecidos, entretanto mais numerosas no tecido digestivo (37,5%), quando comparado ao músculo 27,4% (Tabela 5). Por outro lado, no músculo as faixas de tamanho <100 µm e 100-250 µm foram mais abundantes (Figura 8), se comparadas com trato digestivo, correspondendo respectivamente a 12% e 24% do total de MPs contabilizadas no músculo (5% e 20% os tamanhos >100 e 100-250 µm respectivamente no trato digestivo).

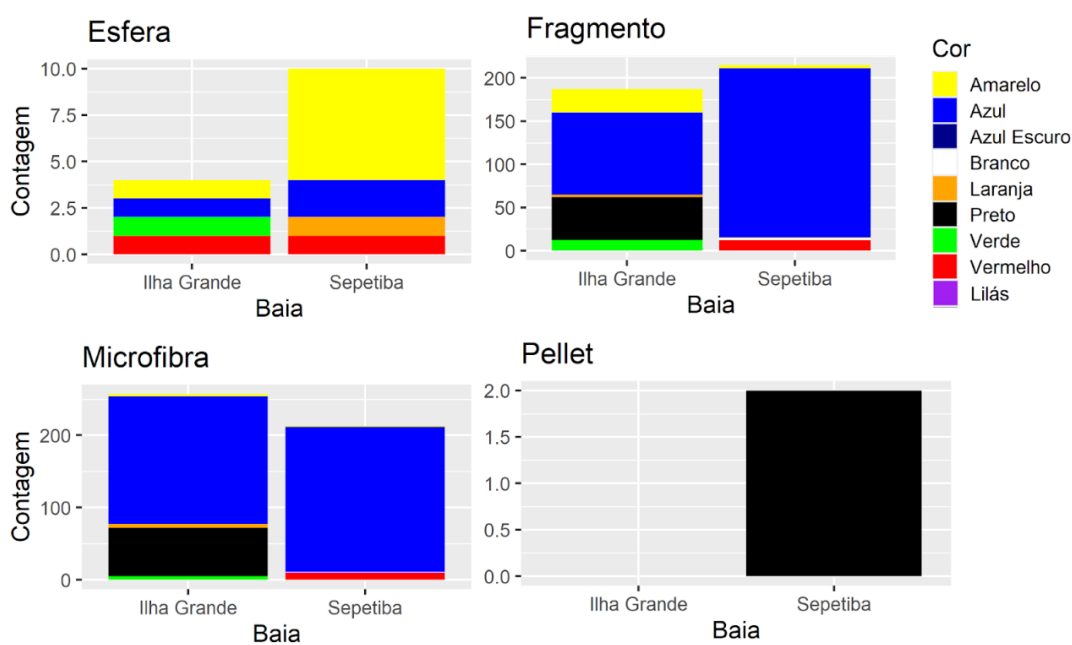


Figura 6. Contribuição de cada cor nos tipos de MPs encontrados, sendo mais abundante a cor azul, em ambas as baías analisadas.

Tabela 5. Concentração dos principais MPs por grama de tecido, em cada espécie analisada. Sendo MF=microfibras, e Frag=fragmentos.

| Espécies | MF/g | MF% | Frag/g | Frag% |
|------------------|------|-------|--------|-------|
| <i>C. crysos</i> | 99,8 | 27,3% | 26,5 | 13,0% |

| | | | | |
|----------------------|-------|-------|------|-------|
| <i>M. americanus</i> | 57,2 | 15,6% | 50,3 | 24,7% |
| <i>M. furnieri</i> | 113,4 | 31,0% | 65,5 | 32,1% |
| <i>S. aurita</i> | 95,2 | 26,0% | 61,4 | 30,1% |

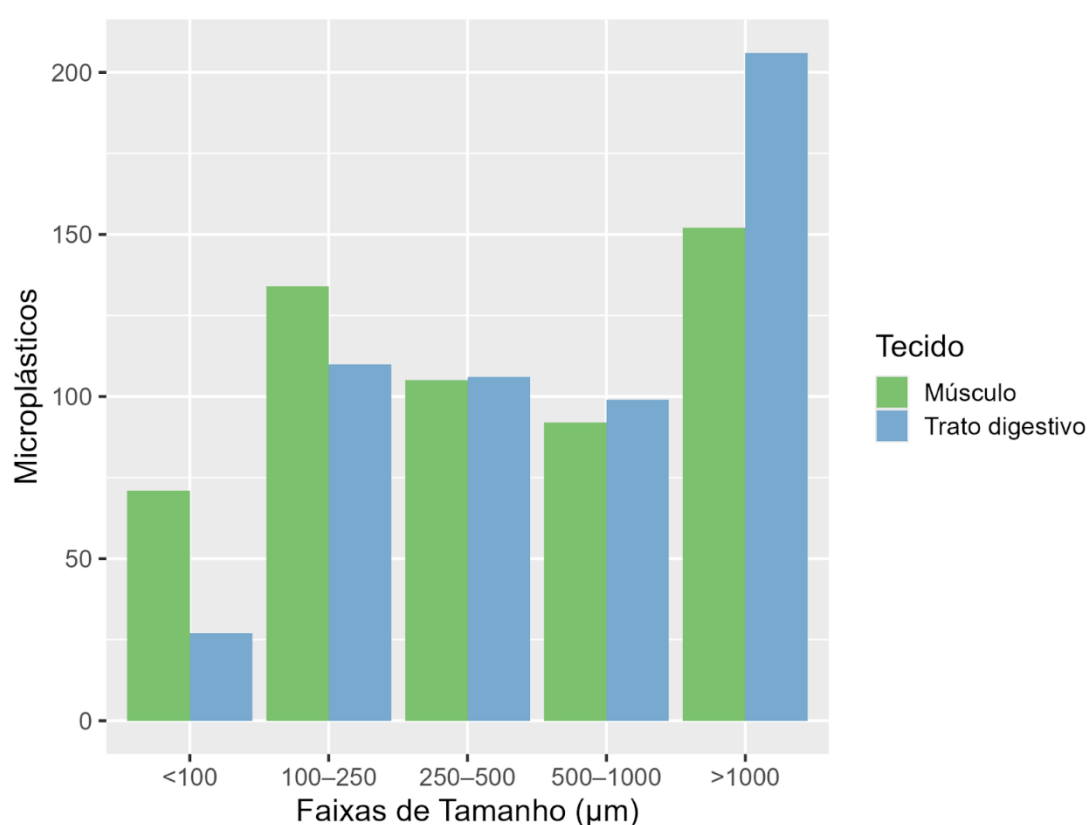


Figura 7. Comparação entre cada faixa de tamanho de MPs encontrado em cada tecido.

A análise preliminar de micro-FTIR de parte dos 10% de microplásticos selecionados para análise, revelou a presença de celulose (30%), alfa-celulose (25%), polipropileno (PP) (15%), silicato de magnésio (10%), polietileno (PE) (5%), poliacrilamida (5%), poliestireno (PS) (5%) e polimetilmetacrilato (5%). Um total de 53% de todas as partículas analisadas não atingiu o limite pré-estabelecido de 50% de correspondência com nenhum dos materiais existentes nas bibliotecas de espectros FTIR, sendo excluídas dos resultados.

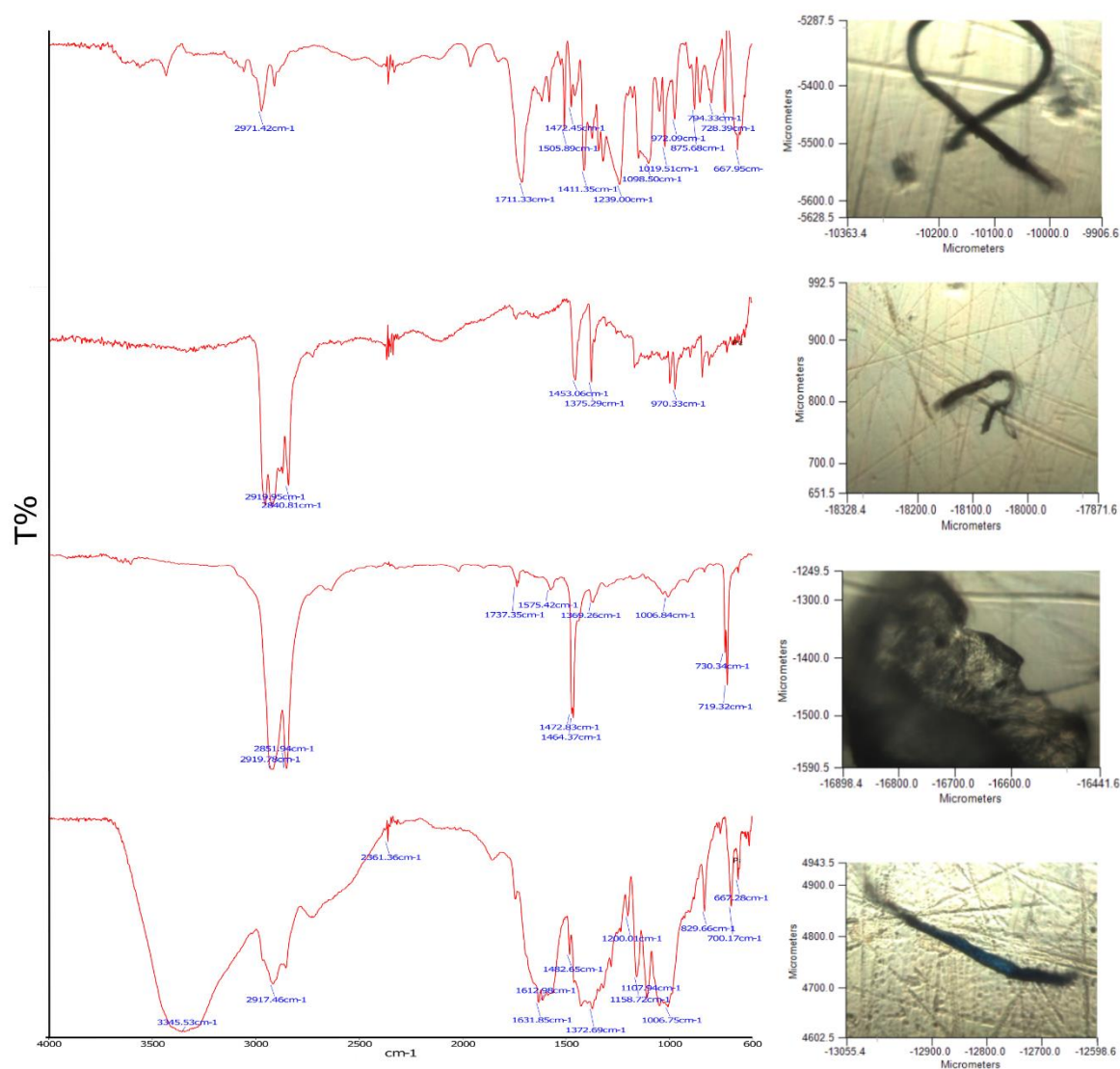


Figura 8. Espectros dos principais polímeros encontrados em músculo e trato digestivo de espécies analisadas, realizados com micro-FTIR.

4 DISCUSSÃO

Os espécimes de peixes da Baía de Sepetiba e Ilha Grande apresentaram contaminação por MPs em seus tecidos. Uma relação positiva e significativa foi encontrada entre a ingestão de MP e a influência antrópica, uma vez que a urbanização e atividades próximas a corpos d'água tendem a aumentar as fontes de poluição para esses ecossistemas (Collicutt *et al.*, 2019). O maior consumo de MPs foi observado em peixes capturados na Baía de Sepetiba, onde existe maior densidade populacional humana se comparado a Baía de Ilha Grande. Áreas urbanizadas são consideradas como eventuais fontes de MPs para ambientes aquáticos (Wagner *et al.*, 2014),

consequentemente, o consumo de partículas plásticas pelos peixes tende a ser maior nessas áreas (Philips e Bonner, 2015; Silva-Cavaleanti *et al.*, 2017). Embora a Baía de Sepetiba apresente maior número de MPs quantificados quando comparada a Baía de Ilha Grande, a qual é menos impactada, é importante destacar que uma grande proporção dos indivíduos provenientes da Baía de Ilha Grande (79%) ingeriu MPs (79%). Isto indica que, apesar de ser mais preservada e possuir população demográfica menor (se comparada a população da Baía de Sepetiba), os microplásticos também estão presentes nesse ambiente. Entretanto, poucos estudos sobre a contaminação por MPs foram desenvolvidos em ambas as regiões, não sendo possível comparar os resultados do presente estudo com outros, tendo em vista a lacuna de conhecimento existente. Os resultados deste estudo são consistentes com pesquisas anteriores que indicam que as atividades humanas possuem impacto significativo na distribuição de microplástico no ambiente marinho (Browne *et al.*, 2011; Collignon *et al.*, 2012; Sun *et al.*, 2018).

Análises estatísticas destacaram a sazonalidade como uma variável significativa, apontando maior ingestão de MPs por peixes durante o verão apenas na Baía de Sepetiba, não havendo diferença nas taxas de ingestão na Baía de Ilha Grande durante os diferentes períodos. Essa interação provavelmente ocorreu devido a uma combinação de fatores climáticos, hidrológicos e antropogênicos. O verão é caracterizado por chuvas intensas no sudeste do Brasil, o que ocasiona em um aumento significativo no aporte fluvial e no escoamento superficial urbano (Molisani *et al.*, 2004; Soares *et al.*, 2014). Durante o mês de dezembro de 2022, período em que foi realizada a coleta de verão nas áreas amostradas, a baía de Sepetiba apresentou precipitação média de 0,21 mm de chuva, enquanto durante o inverno foi de apenas 0,04. A baía de Ilha Grande também apresentou chuvas intensas durante o verão, com precipitação média de 0,28 mm de chuva, enquanto no inverno foi de 0,10 mm (Instituto Nacional de Meteorologia, 2024). Além disso, durante o verão há maior movimentação turística e recreativa em regiões costeiras, gerando a introdução adicional de resíduos plásticos nestes ambientes. O efeito da incidência solar durante o verão, também deve ser considerado, tendo em vista que a radiação solar possui a capacidade de acelerar o processo de fragmentação de plásticos maiores (Cózar *et al.*, 2014).

Estudos recentes indicam que a maioria das espécies de peixes são suscetíveis à ingestão de MPs. Barboza *et al.* (2020) explicam que essa absorção pode ocorrer por exemplo por filtração branquial (mecanismo passivo) ou por confundir-se com uma presa (mecanismo ativo). Por possuírem tamanho pequeno, a ingestão de MPs pode ocorrer de maneira acidental,

os peixes podem contaminar-se também ao consumirem presas previamente contaminadas (Zakeri *et al.*, 2020). No presente estudo não foi encontrada diferença significativa entre a abundância de MPs por grama nos tecidos analisados, indicando concentrações de microplásticos semelhantes em músculo e trato digestivo. Os resultados encontrados corroboram com pesquisas anteriores, com abundâncias de MPs em músculo e intestino comparáveis, sugerindo que os MPs entram no corpo do peixe através da cadeia alimentar e se translocam nos tecidos dos animais (Lusher *et al.*, 2013; Dekiff *et al.*, 2014; Neves *et al.*, 2015; Selvan *et al.*, 2021).

A correlação negativa detectada entre o comprimento do peixe e abundância de MPs no presente estudo, também foi relatada anteriormente por Hosseinpour *et al.* (2021). Os autores observaram uma correlação significativa e negativa entre o tamanho do peixe e a contaminação de MPs, concluindo que quanto menor o peixe maior ingestão de microplásticos. Além disso, no presente estudo foi identificada uma interação relacionada com o comprimento dos peixes, entre os tecidos, observando maior ocorrência de MPs no tecido muscular de peixes maiores, e em peixes menores no trato digestivo. Sabe-se que partículas de microplástico possuem a capacidade de se translocar da cavidade intestinal para a corrente sanguínea, sendo acumulados em outros tecidos e órgãos, incluindo o tecido muscular (Browne *et al.*, 2008). Além disso, peixes maiores tendem a ocupar níveis tróficos mais elevados na cadeia alimentar, o que reflete em maior consumo de presas previamente contaminadas (ingestão indireta de MPs), aumentando a probabilidade de bioacumulação de MPs no tecido muscular ao longo do tempo (Lusher *et al.*, 2017; Selvan *et al.*, 2021). Peixes menores podem estar expostos diretamente aos MPs no meio ambiente, ingerindo acidentalmente junto a sua dieta (ingestão direta), e devido ao metabolismo mais rápido essas partículas são excretadas antes de serem acumuladas em outros tecidos (Jovanovic, 2017).

Não foi observada diferença significativa na taxa de ingestão de MPs entre peixes que habitam a região pelágica e demersal, indicando a ampla distribuição de MPs não só na coluna d'água como também no sedimento, resultado semelhante ao encontrado por outros autores (Lusher *et al.*, 2013; Neves *et al.*, 2015). Esperava-se que espécies de peixes que ocupam a coluna d'água apresentassem maior abundância de MPs, uma vez que esses ambientes eram conhecidos por concentrarem fibras (MPs mais frequentes em ambientes marinhos) (Lima *et al.*, 2014; Katsnelson 2015; Bellas *et al.*, 2016). Porém essa hipótese não pôde ser aceita, uma vez que não houve diferenças na concentração de MPs entre os habitats.

Ao comparar os hábitos alimentares das diferentes espécies, o atual estudo revelou que as espécies carnívoras (*C. crysos* e *M. furnieri*) apresentaram uma maior abundância de MPs. No entanto, estudos anteriores indicaram espécies onívoras com uma maior quantidade de MPs, principalmente na forma de fragmentos (Wang *et al.*, 2020; Park *et al.*, 2021; Parvin *et al.*, 2021). Pesquisas anteriores que revelam a presença de MPs em crustáceos, importante componente alimentar na dieta de *M. furnieri*, *M. americanus* e *C. crysos*, revelam a capacidade desses organismos de acumularem poluentes, em concentrações maiores do que as encontradas no ambiente (Batvari *et al.*, 2013, Liao *et al.*, 2015, Ricciardi *et al.*, 2010). A presença de MPs também foi notada em cinco espécies de moluscos, incluindo bivalves e gastrópodes, na costa iraniana do Golfo Pérsico. Maiores concentrações foram observadas na espécie predadora *Thais mutabilis* (Link, 1807) indicando transferência trófica de MPs na cadeia alimentar (Naji *et al.*, 2018).

Além disso, foi possível identificar diferentes morfologias de MPs entre as espécies. Espécies pelágicas apresentaram maior concentração de microfibras (MF) no músculo e trato digestivo, enquanto espécies demersais apresentaram maior abundância de fragmentos. Entretanto, vale destacar a alta concentração de MF no músculo de *M. furnieri* (43%), pois apesar de flutuarem, as MFs podem facilmente ser aderidas a biofilmes, aumentando assim sua densidade, sendo depositadas no sedimento e disponíveis para espécies demersais (Wooldall *et al.*, 2014). Tal resultado é semelhante ao encontrado por Fagiano *et al.* (2023) onde ao analisar a presença de MPs na superfície da água e no sedimento, no Parque Nacional Marítimo-Terrestre da Cabrera, concluíram um padrão de distribuição semelhante entre a abundância de fibras para ambos os compartimentos marinhos.

As MFs foram o grupo predominante de MPs nos peixes na Baía de Sepetiba e na Baía de Ilha Grande. Esses polímeros sintéticos são muito utilizados em têxteis, amplamente utilizados para a fabricação de cordas, redes e linhas de pesca. Dessa forma, a predominância desse tipo de MP ocorre devido a intensa atividade de pesca, navegação e efluentes de águas residuais nas baías. Os resultados aqui são consistentes com trabalhos anteriores visto que também observaram maior predominância de fibras (Güven *et al.*, 2017; Amin *et al.*, 2021; Atamanalp *et al.*, 2021). A cor de microplástico predominante no presente estudo foi o azul, resultado também relatado por Güven *et al.* (2017), entretanto esse resultado é contrastante com muitos estudos anteriores, pois a cor predominante era preta (Atamanalp *et al.*, 2021; Bellas *et al.*, 2016; Hosseinpour *et al.*, 2021; Lusher *et al.*, 2013).

Dentre os agrupamentos de MPs foi possível notar que partículas maiores eram mais frequentes no tecido digestivo, enquanto partículas menores eram mais frequentes no músculo. Apesar do processo de translocação ser ainda pouco explicado, sabe-se que partículas menores são mais propensas a serem translocadas do sistema digestório para outros tecidos e órgãos, através do sistema circulatório, tendo em vista sua menor dimensão (Browne *et al.*, 2008, Lu *et al.*, 2016). Trabalhos anteriores também encontraram o mesmo padrão, como Zitouni *et al.* (2020). Ao analisar trato gastrointestinal e músculo da espécie *Serranus scriba* (Linnaeus, 1758) concluíram que a classe de MPs de menor tamanho ($<1.2 - 0.45 \mu\text{m}$) foi encontrada no músculo, enquanto as outras duas classes de tamanho ($>3\mu\text{m}$, $<3 - 1.2 \mu\text{m}$) foram observadas em maior proporção no trato gastrointestinal (Zitouni *et al.*, 2020). Abassi *et al.* (2018) ao analisarem quatro espécies de peixes, observaram a presença de MPs relativamente grandes em órgãos digestivos, enquanto partículas maiores de $250 \mu\text{m}$ foram ausentes em fígado.

A diversidade de polímeros, revelada por análise preliminar de micro-FTIR, é originada principalmente por efluentes descartados nas redes de tratamento de esgoto (Browne *et al.*, 2011), atividades de pesca e recreativas nas regiões. Estudos anteriores apontam a abundância dos polímeros PET, PE e PP, sendo mais abundantes em áreas com maior densidade populacional e em habitats que recebem efluentes residuais (Browne *et al.*, 2011). No presente estudo, as análises preliminares revelaram maior predominância de celulose (algodão) e alfa-celulose, presentes com maior frequência em tecido muscular, enquanto em tecido digestivo predominou polímeros sintéticos de polietileno e polipropileno.

A abundância de celulose e alfa-celulose ocorreu por se tratar de um produto versátil e de baixo custo, com ampla utilização na indústria têxtil (fabricação de fibras), cosméticos (presentes em cremes), produtos de limpeza (usado como abrasivo suave) e na fabricação de diversos produtos de papel, sendo inserida no ambiente a partir de águas residuais (Rochman *et al.*, 2015). Estudos anteriores identificaram maior prevalência de tipos de celulose semissintética (Lusher *et al.*, 2013, Remy *et al.*, 2015, Frias *et al.*, 2016, Li *et al.*, 2016, Dris *et al.*, 2017). A semelhança química das partículas de celulose com as fibras naturais dificulta a identificação entre fibras sintéticas e naturais (Peeken *et al.*, 2018). Além disso, as bibliotecas de banco de dados utilizadas pelos pesquisadores, que são fornecidas por softwares responsáveis pela identificação do polímero, podem não diferenciar corretamente fibras naturais e sintéticas (Cai *et al.*, 2019) subestimando os resultados de abundância de celuloses semissintéticas.

Gago *et al.* (2018) apontou o PP como o polímero mais abundante na superfície da água, como descrito por exemplo nas pesquisas de Doyle *et al.* (2011) e Eriksen *et al.* (2013). Lefteri (2003) descreveu o PP como o polímero mais comum identificado, devido a suas características como resistência a temperaturas elevadas, aplicação diversificada e baixo custo, tornando-o comum no ambiente marinho. Não há indicações de polímeros mais “palatáveis” para organismos, entretanto, os polímeros têm diferentes aderências químicas a biofilmes e adsorção de poluentes, o que pode influenciar na ingestão dos MPs. A aderência de algas e bactérias gera maior palatabilidade a partícula plástica tornando-se semelhante a uma partícula alimentar. Além disso, alguns poluentes como o aditivo de plástico oleamida, geram resposta atrativa similar a outros hormônios envolvidos na alimentação e acasalamento de crustáceos (Greenshields *et al.* 2021). Desse modo, a presença de diferentes polímeros somente pode não ser tão nocivo, porém tornam-se mais poluidores quando há a presença de outros contaminantes.

5 CONCLUSÕES

O presente estudo analisou espécies apreciadas economicamente, com os peixes provenientes de região mais urbanizada e poluída apresentando maior ingestão de MPs, sendo um potencial risco a saúde dos organismos, do ecossistema e dos consumidores de pescado. Entretanto, também foram observados MPs em peixes de ambiente comparativamente menos poluído, com elevada abundância de MPs em peixes da Baía da Ilha Grande. Isto é um resultado preocupante, destacando a necessidade de mais estudos na região, uma vez que poucos trabalhos sobre contaminação foram desenvolvidos na baía.

Além disso, não foi identificada relação entre MPs ingeridos e uso de habitat, sugerindo a ampla distribuição do material em toda a coluna d’água e sedimento, sendo os peixes incapazes de diferenciar uma partícula plástica de seus elementos alimentares.

Em síntese, os resultados indicam que a ingestão de microplásticos por peixes na Baía de Sepetiba aumenta significativamente no verão, enquanto na Baía da Ilha Grande não há variações sazonais. Esse padrão pode ser explicado por fatores como o maior escoamento urbano causado pelas chuvas intensas e a maior incidência solar, acelerando o processo de fragmentação de plásticos maiores. Dessa forma, alterações sazonais devem ser consideradas em futuras pesquisas, tendo em vista a contribuição significativa da estação na concentração de MPs nos peixes.

As microfibras foram o tipo mais comum de MPs encontrados, provavelmente devido à intensa atividade pesqueira na região. A predominância de MPs azuis é diferente da maioria

dos outros estudos, que frequentemente relataram uma maior prevalência de microplásticos pretos. Com relação ao tamanho, partículas menores foram mais frequentemente encontradas no músculo, enquanto partículas maiores se acumularam no trato digestivo, o que reflete a maior capacidade de translocação dos MPs de dimensões reduzidas.

Diante do exposto, o presente estudo é um importante ponto de partida para estudos adicionais que devem ser realizados para determinar fontes de MPs para as regiões e suas consequências. Grande atenção deve ser direcionada para as baías de Sepetiba e Ilha Grande, a fim de preservar as espécies, tendo em vista a escassez de pesquisas de poluição em diferentes organismos. Este estudo explora a concentração de microplásticos em espécies e ambientes ainda não reportados na ciência. Sendo assim, torna-se base para estudos futuros que possam comparar concentração de MPs nos compartimentos aquáticos da BS e BIG, bem como estudos da relação do hábito alimentar das espécies estudadas correlacionando com a ingestão e exposição aos MPs.

6 REFERÊNCIAS

ABADI ZTR, ABTAHI B, GROSSART HP, KHODABANDEH S. (2021). Microplastic content of Kutum fish, *Rutilus frisii* kutum in the Southern Caspian Sea. **Science of the Total Environment**, 752 141542. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141542> 0048-9697.

ABBASI S, SOLTANI N, KESHAVARZI B, MOORE F, TURNER A, HASSANAGHAEI M. (2018). Microplastics in different tissues of fish and prawns from the Musa Estuary, Persian Gulf. **Chemosphere**, 205, 80–87. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.076>.

AKHBARIZADEH R, MOORE F, KESHAVARZI, B. (2018). Investigating a probable relationship between microplastics and potentially toxic elements in fish muscles from northeast of Persian Gulf. **Environmental Pollution**, 232, 154 – 163. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.028>.

ALVES VEN, FIGUEIREDO GM. (2023). Assessment of microplastic impacts on whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) and ecosystem services in Guanabara Bay, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, 106, 2177–2192. <https://doi.org/10.1007/s10641-023-01497-9>.

AMIN RM, SOHAIMI ES, ANUAR ST, BACHOK Z. (2020). Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea. **Marine Pollution Bulletin**, 150, 110616. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110616>.

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

ARAÚJO FG, AZEVEDO MCC, SILVA MA, PESSANHA ALM, GOMES ID, CRUZ-FILHO AG. (2002). Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. **Estuaries**, 25, 441–450. <https://doi.org/10.1007/BF02695986>.

ARAÚJO FG, AZEVEDO MCC, GUEDES APP. (2016). Inter-decadal changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, 3, 107–118 <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2015.06.001>.

ARTHUR C, BAKER J, BAMFORD H. (2009). In: Preceeding of International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris, 30 NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R

ATAMANALP M, KÖKTÜR M, UÇAR A, DUYAR HA, ÖZDEMİR S, PARLAK V, ESENBUGA N, ALAK G. (2021). Microplastics in Tissues (Brain, Gill, Muscle and Gastrointestinal) of *Mullus barbatus* and *Alosa immaculata*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 81, 460–469 <https://doi.org/10.1007/s00244-021-00885-5>.

AVIO CG, GORBI S, REGOLI, F. (2015). Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea. **Marine Environmental Research**, 111, 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.014>.

BATES D, MAECHLER M, BOLKER B, WALKER S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. arXiv:1406.5823v1.

BALDWIN AK, CORSI SR, MASON SA. (2016). Plastic debris in 29 Great Lakes tributaries: relations to watershed attributes and hydrology. **Environmental Science & Technology**, 50, 10377–10385. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02917>.

BARBOZA LGA, LOPES C, OLIVEIRA P, BESSA F, OTERO V, HENRIQUES B, GUILHERMINO L. (2020). Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks

associated with ingestion exposure. **Science of The Total Environment**, 717, 134625. [https://doi.org/ 10.1016/j.scitotenv.2019.134625](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134625).

BARNES DKA, GALGANI F, THOMPSON RC, BARLAZ M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Science**, 364, 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>.

BATVARI BPD, SIVAKUMAR S, SHANTHI K, LEE KJ, OH BT, KRISHNAMOORTHY RR, KAMALA-KANNAN S. (2013). Heavy metals accumulation in crab and shrimps from pulicat lake, North Chennai coastal region, southeast coast of India. **Toxicology and Industrial Health** 32 (1), 1–6. <https://doi.org/10.1177/0748233713475500>.

BAYHAN B, KAYA M, SERVER TM. (2015). Feeding of the round sardinella *Sardinella aurita* Valenciennes, 1847 (Osteichthyes: Clupeidae) in the Turkish Aegean Sea. **International journal of fauna and biological studies**, 2(4): 38-42. <https://doi.org/10.3389/conf.FMARS.2015.03.00256>

BELLAS J, MARTÍNEZ-ARMENTAL J, MARTÍNEZ-CÁMARA A, BESADA V, MARTÍNEZ-GÓMEZ C. (2016). Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. **Marine Pollution Bulletin**, 1091, 55–60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.026>.

BORME D, LEGOVINI S, OLAZABAL A, TIRELLI V. (2022). Diet of Adult Sardine *Sardina pilchardus* in the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. **Journal of Marine Science and Engineering** , 10, 1012. <https://doi.org/10.3390/jmse10081012>.

BRENNECKE D, DUARTE B, PAIVA F, CAÇADOR I, CANNING-CLODE J. (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 178, 189-195. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003>.

BROWNE MA, DISSANAYAKE A, GALLOWAY TS, LOWE DM, THOMPSON RC. (2008). Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). **Environmental Science & Technology**, 42(13), 5026–5031. <https://doi.org/10.1021/es800249a>.

BROWNE MA, CRUMP P, NIVEN SJ, TEUTEN E, TONKIN A, GALLOWAY T, THOMPSON R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and

sinks. **Environmental Science & Technology**, 45 (21), 9175–9179.
<https://doi.org/10.1021/es201811s>.

BROWNE MA, CHAPMAN MG, THOMPSON RC, ZETTLE LAA, JAMBECK J, MALLOS NJ. (2015). Spatial and Temporal Patterns of Stranded Intertidal Marine Debris: Is There a Picture of Global Change? **Environmental Science & Technology**, 49, 7082–7094. <https://doi.org/10.1021/es5060572>.

BUCCI K, TULIO M, ROCHMAN CM. (2020). What is known and unknown about the effects of plastic pollution: A meta-analysis and systematic review. **Ecological Applications**. 0(0), 2020, e02044. <https://doi.org/10.1002/eap.2044>.

BURNHAM KP, ANDERSON DR. (2002). Model Selection and Multitmodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach (Springer, New York), 2nd Ed.

CAI H, DU F, LI L, LI B, LI J, SHI H. (2019). A practical approach based on FT-IR spectroscopy for identification of semi-synthetic and natural celluloses in microplastic investigation. **Science of the Total Environment** 669, 692-701.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.124>.

CAMACHO M, HERRERA A, GÓMEZ M, ACOSTA-DACAL A, MARTÍNEZ I, HENRÍQUEZ-HERNÁNDEZ LA, LUZARDO OP. (2019). Organic pollutants in marine plastic debris from Canary Island beaches. **Science of the Total Environment**, 662, 22-31.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.422>.

CAMPBELL SH, WILLIAMSON PR, HALL BD. (2017). Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek. **FACETS**, 21, 395–409. <https://doi.org/10.1139/facets-2017-0008>.

CANNON SME, LAVERS JL, FIGUEIREDO BF. (2016). Plastic ingestion by fish in the Southern Hemisphere: A baseline study and review of methods. **Marine Pollution Bulletin**, 107 1, 286–291. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.057>.

CARPENTER EJ, ANDERSON SJ, HARVEY GR, MIKLAS HP, PECK BB. (1972). Polystyrene spherules in coastal waters. **Science**, 178, 749–750.
<https://doi.org/10.1126/science.178.4062.749>.

CRAWFORD CB, QUINN B. (2017). Biol. Impacts Eff. Contam. Micro 159–178.

COLLARD F, GILBERT B, EPPE G, ROOS L, COMPÈRE P, DAS K, PARMENTIER E. (2017). Morphology of the filtration apparatus of three planktivorous fishes and relation with ingested anthropogenic particles. **Marine Pollution Bulletin**, 116 (1–2), 182–191. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.067>.

COLE M, LINDEQUE P, HALSBAND C, GALLOWAY TS. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. **Marine Pollution Bulletin**, 62, 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>.

COLLIGNON A, HECQ JH, GALGANI F, VOISIN P, COLLARD F, GOFFART A. (2012). Neustonic microplastic and zooplankton in the north western Mediterranean sea. **Marine Pollution Bulletin**, 64 (4), 861–864. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.011>.

COLLIGNON A, HECQ JH, GALGANI F, COLLARD F, GOFFART A. (2014). Annual variation in neustonic micro- and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean–Corsica). **Marine Pollution Bulletin**, 79, 293–298. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.023>.

COMPA M, VENTERO A, IGLESIAS M, DEUDERO S. (2018). Ingestion of microplastics and natural fibers in *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) and *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758) along the Spanish Mediterranean coast. **Marine Pollution Bulletin**, 128:89–96. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.009>.

DAI Z, ZHANG H, ZHOU Q, TIAN Y, CHEN T, TU C, FU C, LUO Y. (2018). Occurrence of microplastics in the water column and sediment in an inland sea affected by intensive anthropogenic activities. **Environmental Pollution**, 242, 1557–1565. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.131>.

DEKIFF JH, REMY D, KLASMEIER J, FRIES E. (2014). Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. **Environmental Pollution**, 186, 248–256. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.11.019>.

DE VRIES, NEELTJE A, GOVONI, DANIEL, ARNASON, SIGURÐUR HALLDOR, CARLSSON, PERNILLA. (2020). Microplastic ingestion by fish: body size, condition factor and gut fullness are not related to the amount of plastic consumed. **Marine Pollution Bulletin**, 151, 110827. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110827>.

DRIS R, GASPERI J, MIRANDE C, MANDIN C, GUERROUACHE M, LANGLOIS V, TASSIN B. (2017). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. **Environmental Pollution** 221, 453–458. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>.

FAGIANO V, COMPA M, ALOMAR C, RIOS-FUSTER B, MORATÓ M, CAPÓ X, DEUDERO S. (2023). Breaking the paradigm: Marine sediments hold two-fold microplastics than sea surface waters and are dominated by fibers. **Science of the Total Environment**, 858. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159722>.

FERNANDEZ WS, DENADAI MR, SANTOS FB, BESSA E, LUVISARO C, TURRA A. (2009). Feeding habits of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Perciformes: Sciaenidae) in Caraguatatuba Bay, southeastern Brazil. **Brazilian journal of oceanography**, 63 (2): 125-134. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592015084706302>.

FRIAS JP, GAGO J, OTERO V, SOBRAL P. (2016). Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters. **Marine Environmental Research** 114, 24–30. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.12.006>

FRIAS J, NASH R, PAGTER E, O’CONNOR I. (2018). Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. **JPI-Oceans**. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.36256.89601/1>.

GAGO J, CARRETERO O, FILGUEIRAS AV, VIÑAS L. (2018). Synthetic microfibers in the marine environment: a review on their occurrence in seawater and sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 127 (July 2017), 365–376. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.070>.

GALGANI F, LEAUTE JP, MOGUEDET P, SOUPLET A, VERIN Y, CARPENTIER A, GORAGUER H, LATROUITE D, ANDRAL B, CADIOU Y, MAHE JC, POULARD JC, NERISSON P. (2020). Litter on the sea floor along European coasts. **Marine Pollution Bulletin**, 40 (6), 516–527. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00234-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00234-9).

GAMARRO EG, RYDER J, ELVEVOLL EO, OLSEN RL. (2020). Microplastics in fish and shellfish- A threat to seafood safety. **Journal of Aquatic Food product Technology**, 29 (4), 417-425. <https://doi.org/10.1080/10498850.2020.1739793>.

GREGORY MR, RYAN PG. (1997). Pelagic plastics and other seaborne persistent synthetic debris: a review of Southern Hemisphere perspectives. In: Coe, J.M., Rogers, D.B.

(Eds.), **Marine Debris-Sources, Impacts and Solutions**. Springer Verlag, New York, 49–66.
https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8486-1_6.

GREGORY M. (2009). Environmental implications of plastic debris in marine settings—Entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 364, 2013–2025. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0265>.

GREENSHIELDS J, SCHIRRMACHER P, HARDEGE JD. (2021). Plastic additive oleamide elicits hyperactivity in hermit crabs. **Marine Pollution Bulletin**, 169, 112533. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112533>.

GUVEN O, KEREM G, JOVANOVI B, KIDEYS AE. (2017). Microplastic litter composition of the Turkish Waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. **Environmental Pollution**, 223, 286-294. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.025>.

HANACHI P, KARBALAEI S, WALKER TR, COLE M, HOSSEINI SV. (2019). Abundance and properties of microplastics found in commercial fish meal and cultured common carp (*Cyprinus carpio*). **Environmental Science and Pollution Research**, 26(23), 23777–23787. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05637-6>.

HANKE G, GALGANI F, WERNER S, OOSTERBAAN L, NILSSON P, FLEET D. (2013). MSFD GES technical subgroup on marine litter. Guidance on monitoring of marine litter in European seas. Publications office of the European union. Luxembourg, United Kingdom: **Joint Research Centre–Institute for Environment and Sustainability**. <https://doi.org/10.2788/99816>.

HOU L, MCMAHAN CD, MCNEISH RE, MUNNO K, ROCHMAN CM, HOELLEIN TJ. (2021). A fish tale: a century of museum specimens reveal increasing microplastic concentrations in freshwater fish. **Ecological Applications**, 31(5):e02320. <https://doi.org/10.1002/eap.2320>.

HOUSSEIPOUR A, CHAMANI A, MIRZAEI R, NOZAR SLM. (2021). Occurrence, abundance and characteristics of microplastics in some commercial fish of Northern coasts of Persian Gulf. **Marine Pollution Bulletin**, 171, 112693. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112693>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2019). Pesquisa de Orçamentos Familiares – POF 2017-2018. Rio de Janeiro.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET (2024). Disponível em <<https://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes/A628>> Acesso em 20 de dezembro de 2024.

JABEEN K, SU L, LI J, YANG D, TONG C, MU J, SHI H. (2017). Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. **Environmental Pollution**, 221, 141–149. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.055>.

JOVANOVIĆ, B. (2017). Ingestion of microplastics by fish and its potential consequences from a physical perspective. **Integrated Environmental Assessment and Management**, 13(3), 510-515. <https://doi.org/10.1002/ieam.1913>.

KAMIL BARTON. (2020). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.47.5. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.

KARAMI A, GOLIESKARDI A, HO YB, LARAT V, SALAMATINIA B. (2017). Microplastics in eviscerated flesh and excised organs of dried fish. **Scientific Reports**, 7. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05828-6>.

KARAMI A, GOLIESKARDI A, CHOO CK, LARAT V, KARBALAEI S, SALAMATINIA B. (2018). Microplastic and mesoplastic contamination in canned sardines and sprats. **Science of the Total Environment**, 612, 1380–1386. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.005>.

KATSNELSON A. (2015). News Feature: microplastics present pollution puzzle. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 112, 5547–5549. <https://doi.org/10.1073/pnas.1504135112>.

KOLANDHASAMY P, SU L, LI L, QU X, JABEEN K, SHI H. (2018). Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: A novel way to uptake microplastics beyond ingestion. **Science of the Total Environment**, 635-640. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.053>.

LEFTERI C. (2003). Materials for design: polypropylene. **Journal of Polymer Science B Polymer Physics** 2, 9.

LESLIE HA, van VELSEN MJM, BRANDSMA SH, VETHAAK AD, GARCIA-VALLEJO JJ, LAMOREE MH. (2022). Discovery and quantification of plastic particle

pollution in human blood. **Environment Internacional**, 163, 107-199. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>.

LI J, QU X, SU L, ZHANG W, YANG D, KOLANDHASAMY P, LI D, SHI H. (2016). Microplastics in mussels along the coastal waters of China. **Environmental Pollution**, 214, 177–184. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.012>.

LI J, LIU H, PAUL CHEN J. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, 137, 362–374. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>.

LI J, ZHANG K, ZHANG H. (2018). Adsorption of antibiotics on microplastics. **Environmental Pollution**, 237, 460-467. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.050>.

LIAO PY, LIU CW, LIU WY. (2015). Bioaccumulation of mercury and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in salty water organisms. **Environmental Monitoring and Assessment**, 188 (1), 12. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5019-z>.

LIMA ARA, COSTA MF, BARLETTA M. (2014). Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. **Environmental Research**, 132, 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.03.031>.

LU Y, ZHANG Y, DENG Y, JIANG W, ZHAO Y, GENG J, REN H. (2016). Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (Danio rerio) and Toxic Effects in Liver. **Environmental Science & Technology**, 50(7), 4054–4060. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00183>.

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

LUSHER AL, HOLLMAN PCH, MENDOZA-HILL JJ. (2017). Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. Rome (Italy): FAO. **FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper**, 615.

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

MCGORAN AR, CLARK PF, MORRITT D. (2017). Presence of microplastic in the digestive tracts of European flounder, *Platichthys flesus*, and European smelt, *Osmerus eperlanus*, from the river Thames. **Environmental Pollution**, 220, 744–751. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.078>.

MESSINETTI S, MERCURIO S, PAROLINI M, SUGNI M, PENNATI R. (2018). Effects of polystyrene microplastics on early stages of two marine invertebrates with different feeding strategies. **Environmental Pollution**, 237, 1080-1087. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.030>.

MOLISANI MM, MARINS RV, MACHADO W, PARAQUETTI HHM, BIDONE ED, LACERDA LD. (2004). Environmental changes in Sepetiba Bay, SE Brazil. **Regional Environmental Change**, 4, 17–27. <https://doi.org/10.1007/s10113-003-0060-9>.

MONTAGNER CC, DIAS MA, PAIVA EM, VIDAL C. (2021). Microplásticos: Ocorrência ambiental e desafios analíticos. **Química Nova**, Vol.44, Nº10, 1328-2021. <http://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>.

NADAL MA, ALOMAR C, DEUDERO S. (2016). High levels of microplastic ingestion by the semipelagic fish bogue *Boops boops* (L.) around the Balearic Islands. **Environmental Pollution**, 214, 517-523. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.054>.

NAKAGAWA S, CUTHILL IC. (2007). Effect size, confidence interval and statistical significance: A practical guide for biologists. **Biological Reviews Cambridge Philosophical Society**, 82(4), 591–605. (PDF) *Virological factors that increase the transmissibility of emerging human viruses*. Available from: https://www.researchgate.net/publication/299343424_Virological_factors_that_increase_the_transmissibility_of_emerging_human_viruses [accessed Jun 19 2024].

NAKAGAWA S, SCHIELZETH H. (2013). A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. **Methods in Ecology and Evolution**, 4(2), 133–142 (PDF) *Virological factors that increase the transmissibility of emerging human viruses*. Available from: https://www.researchgate.net/publication/299343424_Virological_factors_that_increase_the_transmissibility_of_emerging_human_viruses [accessed Jun 19 2024].

NAJI A, NURI M, VETHAAK AD. (2018) Microplastics contamination in molluscs from the northern part of the Persian Gulf. **Environmental Pollution**, 235, 113-120. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.046> 0269-7491.

NERLAND IL, HALSBAND C, ALLAN I, THOMAS KV. (2014). Microplastics in marine environments: Occurrence, distribution and effects. **NIVA**, 6754, 2014.

NEVES D, SOBRAL P, FERREIRA JL, PEREIRA T. (2015). Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, 101 (1), 119–126. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.008>.

NEVES LM, TEIXEIRA-NEVES TP, PEREIRA-FILHO GH, ARAÚJO FG. (2016). The Farther the Better: Effects of Multiple Environmental Variables on Reef Fish Assemblages along a Distance Gradient from River Influences. **Plos One**, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166679>.

PARK TJ, KIM MK, LEE SH, LEE YS, KIM MJ, SONG HY, PARK JH, ZOH KD. (2022). Occurrence and characteristics of microplastics in fish of the Han River, South Korea: Factors affecting microplastic abundance in fish. **Environmental Research**, 206, 112647. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112647>

PARVIN F, JANNAT S, TAREQ SM. (2021). Abundance, characteristics and variation of microplastics in different freshwater fish species from Bangladesh. **Science of the Total Environment**, 784, 147137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147137>.

PLASTICSEUROPE. (2018). Plastics – the Facts 2018: an Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data. Available from: <https://www.plasticseurope.org/en>.

PEEKEN I, PRIMPKE S, BEYER B, GÜTERMANN J, KATLEIN C, KRUMPEN T, BERGMANN M, HEHEMANN L, GERDTS G. (2018). Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic. **Nature Communications**, 9, 1505. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03825-5>.

RAHMAN A, SARKAR A, YADAV OP, ACHARI G, SLOBODNIK J. (2021). Potential human health risks due to environmental exposure to nano and microplastics and knowledge gaps: a scoping review. **Science of the Total Environment**, 757, 143872. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143872>.

REMY F, COLLARD F, GILBERT B, COMPERE P, EPPE G, LEPOINT G. (2015). When microplastic is not plastic: the ingestion of artificial cellulose fibers by macrofauna living in seagrass macrophytodebris. **Environmental Science & Technology** 49, 11158–11166. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02005>.

RHODES CJ. (2018). Plastic pollution and potential solutions. **Science**, 101, 207–260.

RICCIARDI F, MATOZZO V, BINELLI A, MARIN MG. (2010). Biomarker responses and contamination levels in crabs (*Carcinus aestuarii*) from the lagoon of Venice: an integrated approach in biomonitoring estuarine environments. **Water Research**. 44 (6), 1725–1736. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.042>.

ROCHMAN CM, TAHIR A, WILLIAMS SL, BAXA DV, LAM R, MILLER JT, S. WERORILANGI S, TEH SJ. (2015). Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Sci. Rep.* 5: 14340. <https://doi.org/10.1038/srep14340>.

ROMEO T, BATTAGLIA P, PEDA C, CONSOLI P, ANDALORO F, FOSSI MC. (2015). First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. **Marine Pollution Bulletin**, 95, 358-361. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.048>.

SILVA-CAVALCANTI JS, SILVA JDB, FRANÇA EJ, ARAÚJO MCB, GUSMÃO F. (2017). Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. **Environmental Pollution**, 221, 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.068>.

SLEY A, JARBOUI O, GHORBEL M, BOUAIN A. (2009). Food and habits of *Caranx crysos* from the Gulf of Gabès (Tunisia). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(7):1375-1380. <https://doi.org/10.1017/S0025315409000265>.

SOARES FS, FRANCISCO CN, SENNA MCA. (2014). Distribuição espaço-temporal da precipitação na região hidrográfica da Baía da Ilha Grande - RJ. **Revista Brasileira de Meteorologia**, 29(1), 125 - 138. <https://doi.org/10.1590/S0102-77862014000100012>.

SONG YK, HONG SH, JANG M, KANG JH, KWON OY, HAN GM, SHIM WJ. (2014). Large accumulation of micro-sized synthetic polymer particles in the sea surface

microlayer. **Environmental Science & Technology**, 48, 9014–9021. <https://doi.org/10.1021/es501757s>.

SUN X, LIANG J, ZHU M, ZHAO Y, ZHANG B. (2018). Microplastics in seawater and zooplankton from the Yellow Sea. **Environmental Pollution**, 242 (Part A), 585–595. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.014>.

THOMPSON RC, OLSON Y, MITCHELL RP, DAVIS A, ROWLAND SJ, JOHN AWG, MCGONIGLE D, RUSSELL AE. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? **Science**, 304, 838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>.

TURRA A, SANTOS FB, BESSA E, FERNANDEZ WS, BERNADOCHI LC, DENADAI MR. (2012). Population biology and diet of the southern kindcroaker *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) (Perciformes: Sciaenidae) in Caraguatatuba bay, southeastern Brazil. **Brazilian journal of oceanography**, 60 (3): 343-252.

VECCHI S, BIANCHI J, SCALICI M, FABRONI F, TOMASSETTI P. (2021). Field evidence for microplastic interactions in marine benthic invertebrates. **Scientific Reports**, 11:20900. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-00292-9>.

VENDEL AL, BESSA F, ALVES VEN, AMORIM ALA, PATRÍCIO J, PALMA ART. (2017). Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. **Marine Pollution Bulletin**, 117, 448–455. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.081>.

WANG Y-L, LEE YH, CHIU L-J, LIN Y-F, CHIU H-W. (2020). Potent Impact of Plastic Nanomaterials and Micromaterials on the Food Chain and Human Health. **International Journal of Molecular Science**, 21, 1727. <https://doi.org/10.3390/ijms21051727>.

WILCOX C, VAN SEBILLE E, HARDESTY BD, ESTES JA. (2015). Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112, 11899–11904. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502108112>.

WOODALL L, SANCHEZ-VIDAL A, CANALS M, THOMPSON RC. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. **Royal Society Open Science**, 1(4). <https://doi.org/10.1098/rsos.140317>.

WORM B, LOTZE HK, JUBINVILLE I, WILCOX C, JAMBECK J. (2017). Plastic as a persistent marine pollutant. *Annual Review of Environment and Resources*, 42, 1–26. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060700>

WILHELMSSON D, THOMPSON RC, HOLMSTRÖM K, LINDE N O, ERIKSSONHÄGG H. (2013). Marine Pollution. In: NOONE K, SUMAILA U, DIAZ R. *Managing Ocean Environments in a Changing Climate*. **Elsevier**, 376.

ZAKERI M, NAJI A, AKBARZADEH A, UDDIN S. (2020). Microplastic ingestion in important commercial fish in the southern Caspian Sea. **Marine Pollution Bulletin**, 160:111598. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111598>.

ZHANG F, XU J, ZHU L, PENG G, JABEEN K, WANG X, LI D. (2021). Seasonal distributions of microplastics and estimation of the microplastic load ingested by wild caught fish in the East China Sea. **Journal of Hazardous Materials**, 419, 2021, 126456, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126456>.

ZICCARDI LM, EDGINGTON A, HENTZ K, KULACKI KJ, DRISCOLL SK. (2016). Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: a state-of-the-science review. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 35(7), 1667–1676. doi:10.1002/etc.3461.

ZITOUNI N, BOUSSERRHINE N, BELBEKHOUCHE S, MISSAWI O, ALPHONSE V, BOUGHATASS I, BANNI M. (2020). First report on the presence of small microplastics ($\leq 3 \mu\text{m}$) in tissue of the commercial fish *Serranus scriba* (Linnaeus. 1758) from Tunisian coasts and associated cellular alterations. **Environmental Pollution** 263:114576. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114576>.