



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA AMBIENTAL  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA AMBIENTAL**

**FABIO CAVALCA BOM**

**MICROPLÁSTICOS EM BIVALVES DE  
IMPORTÂNCIA ECONÔMICA DA REGIÃO  
COSTEIRA DO ESPÍRITO SANTO**

**VITÓRIA  
2022**

FABIO CAVALCA BOM

**MICROPLÁSTICOS EM BIVALVES DE  
IMPORTÂNCIA ECONÔMICA DA REGIÃO  
COSTEIRA DO ESPÍRITO SANTO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-  
Graduação em Oceanografia Ambiental  
da Universidade Federal do Espírito  
Santo, como requisito parcial para  
obtenção do título de Doutor em  
Oceanografia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Fabian Sá

FABIO CAVALCA BOM

**MICROPLÁSTICOS EM BIVALVES DE  
IMPORTÂNCIA ECONÔMICA DA REGIÃO  
COSTEIRA DO ESPÍRITO SANTO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Oceanografia Ambiental.

COMISSÃO EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Fabian Sá – Orientador  
Universidade Federal do Espírito Santo/UFES

---

Prof. Dra. Valéria da Silva Quaresma – Examinador Interno  
Universidade Federal do Espírito Santo/UFES

---

Prof. Dr. Alexander Turra – Examinador Externo  
Universidade de São Paulo/USP

---

Prof. Dr. Ítalo Braga de Castro – Examinador Externo  
Universidade Federal de São Paulo/UNIFESP

---

Prof. Dr. José Antônio Baptista Neto – Examinador Externo  
Universidade Federal Fluminense/UFF

*“A guerra do futuro será entre os que defendem a natureza e os que a destroem.”*

Jacques-Yves Costeau

## AGRADECIMENTOS

Hoje olho lá para trás, mais ou menos pelo ano de 2007, no início do ensino médio, período em que somos (ainda que muito jovens) obrigados a escolher nossas futuras profissões e vejo quão certa foi minha escolha à época. Hoje, 15 anos depois daquele período, tenho a possibilidade de me tornar Doutor em Oceanografia Ambiental após anos estudando o Oceano, descobrindo o quão fascinante ele é e tentando lutar a favor da sua preservação.

Seguindo o pensamento da epígrafe citada acima, resolvi ficar do lado das pessoas que defendem a natureza nessa futura guerra, que nem é tão futura assim. Para isso resolvi estudar a temática de poluição, avaliando uma importante fonte de degradação dos ambientes costeiros e marinhos, que são os microplásticos. Esse assunto me fez perceber o quão importante são os nossos hábitos cotidianos e como há muita coisa a ser alterada para vivermos em um mundo mais sustentável e saudável, desafio que eu levarei para toda a minha vida. Deste modo, hoje me sinto pleno de que consegui terminar uma importante etapa, sabendo que todo o conhecimento adquirido foi importantíssimo para me tornar a pessoa e profissional que sou hoje.

No entanto, para que tudo isso fosse possível estive sempre apoiado nos ombros de pessoas essenciais e a quem muito devo agradecer. Em primeiro lugar, agradeço a minha família. Pai, mãe, Nane e meus amados sobrinhos são os grandes apoiadores de meus sonhos e conquistas, sempre torcendo para eu alcançar as alturas.

Em segundo lugar, agradeço ao meu orientador Fabian Sá. Ele foi uma pessoa que me acolheu de braços abertos na UFES, mesmo sem nunca ter trabalhado com a temática dos microplásticos. Sempre com muito ânimo e apoio, se tornou essencial na conclusão dos objetivos propostos na tese. Também foi importantíssimo no cotidiano ao longo destes quase quatro anos no Espírito Santo.

Preciso agradecer também todos os demais professores do Departamento de Oceanografia e Ecologia, que me fizeram me sentir em casa em um novo local de trabalho. Aos meus amigos, colegas de laboratório e de departamento também!! Obrigado por todo o companheirismo e apoio.

Por fim, mas ainda mais importante, preciso agradecer à minha companheira de vida. Carol, muito obrigado por tudo nesses últimos anos. Você é essencial na minha vida e essa conquista também é sua! Te amo e agradeço por ter você ao meu lado.

## RESUMO

Os microplásticos (< 5 mm) estão presentes em todo o mundo, ocasionando problemas ecológicos e econômicos. Áreas costeiras e marinhas ganharam atenção dos pesquisadores nos últimos anos por ser o ponto final da maior parte dessas partículas, sendo evidenciadas sua presença nos mais remotos pontos do oceano e também em centenas de espécies que habitam esses ecossistemas, podendo ocasionar sérios danos fisiológicos aos mais diversos grupos e também riscos ecológicos, pela transferência de partículas plásticas através da cadeia alimentar. Ademais, os microplásticos podem chegar também às populações humanas, já que grande parte dos grupos de organismos aquáticos servem como alimento ao redor do mundo. Os bivalves são um grupo de organismos amplamente avaliados neste tipo de pesquisa, principalmente por três motivos: (1) seu modo de vida filtrador e de baixa mobilidade; (2) relevância ecológica, sendo um importante elo entre os produtores primários e os demais níveis da cadeia alimentar; e (3) elevada importância econômica, representando uma considerável fatia da produção marinha global. Deste modo, a presente tese objetivou verificar as concentrações de microplásticos em espécies de bivalve de importância econômica comercializados na região sudeste do Brasil. Primeiramente, foram revisados os estudos que buscaram identificar microplásticos em bivalves coletados no meio ambiente, de modo a verificar as principais tendências globais. A seguir, para a caracterização dos microplásticos em bivalves foram coletados mexilhões em locais naturais e de aquacultura do estado do Espírito Santo, e comprados espécies de mexilhão, ostra e vieira comercializados em mercados locais. Se identificou que todas as espécies de bivalves estudadas continham microplásticos, independentemente de serem coletados no meio ambiente ou comprados em mercados. Por fim, foram analisadas as quantidades de partículas retidas pela espécie *Perna perna* em meio experimental, sendo possível observar que a retenção das partículas pode depender da espessura dos microplásticos, algo inédito neste tipo de pesquisa. Nesta tese se evidenciou a importância deste tipo de avaliação e da necessidade de continuidade de estudos que objetivem identificar as concentrações de microplásticos neste grupo de organismos, devido sua importância ecológica e também por serem uma fonte de partículas para os humanos, podendo assim causar danos aos ecossistemas aquáticos e também à saúde das populações que se alimentam destes organismos.

**Palavras-chave:** microplásticos; poluição marinha; biomonitoramento.

## ABSTRACT

Microplastics (< 5 mm) are present all over the world, causing ecological and economic problems. Coastal and marine areas have gained the attention of researchers in recent years as they are the end point of most of these particles, their presence being evidenced in the most remote points of the ocean and also in hundreds of species that inhabit these ecosystems, which can cause serious physiological damage to the most different groups and also ecological risks, by the transfer of plastic particles through the food chain. In addition, microplastics can also reach human populations, since most groups of aquatic organisms are used as food around the world. Bivalves are a group of organisms widely studied in this type of research, mainly for three reasons: (1) their filtering and low mobility way of life; (2) ecological relevance, being an important link between primary producers and other levels of the food chain; and (3) high economic importance, representing a considerable part of global marine production. Thus, the present thesis aimed to verify the concentrations of microplastics in bivalve species of economic importance in the southeastern region of Brazil. First, studies that aimed to identify microplastics in bivalves collected in the environment were reviewed, in order to verify the main global trends. Next, for the characterization of microplastics in bivalves in the state of Espírito Santo, mussels were collected in natural and aquaculture sites, mussel, oyster and scallop species were purchased in markets and the amounts of particles retained by the *Perna perna* species in an experimental approach were analyzed. It was possible to identify that all bivalve's species studied contained microplastics, regardless of whether they were collected in the environment or bought in markets. In addition, through the experiment it was possible to identify that the retention of particles may depend on the thickness of the microplastics, something unprecedented in this type of research. This thesis showed the importance of this type of evaluation and the need to continue studies that aim to identify the concentrations of microplastics in this group of organisms, due to their ecological importance and also because they are a source of particles for humans, thus causing damage to aquatic ecosystems and also to the health of populations that feed on these organisms.

**Keywords:** microplastics; marine pollution; biomonitoring.

## LISTA DE FIGURAS

### Introdução

**Figura 1:** Mapa global (A) do impacto humano cumulativo em 20 tipos de ecossistemas oceânicos. Regiões altamente impactadas no Caribe Oriental (B), no Mar do Norte (C) e nas águas japonesas (D) e uma das regiões menos impactadas, no norte da Austrália e no Estreito de Torres (E). Fonte: Halpern et al. (2008).....2

**Figura 2:** Desenho esquemático que demonstra quais os principais poluentes dos oceanos atualmente. Adaptado de Landrigan et al. (2020).....3

**Figura 3:** Razão dos principais assuntos abordados na revista Marine Pollution Bulletin desde os anos 1970 até o presente momento, mostrando uma tendência global em se estudar determinado tema da poluição marinha em cada período de tempo. Adaptado de Borja & Elliot (2019).....4

**Figura 4:** Produção exponencial de plásticos nas últimas décadas. Adaptado de Galgani et al. (2015).....5

**Figura 5:** Lixo plástico disponível para entrar no oceano em 2010 em cada país do mundo (em milhões de toneladas). Modificado de Jambeck et al. (2015).....6

**Figura 6:** Número de artigos a respeito do lixo marinho ao longo das últimas décadas. Modificado de Galgani et al. (2015).....7

### Capítulo 1: Concentração de microplásticos em bivalves do meio ambiente: uma revisão sistemática

**Figura 1:** Número de artigos encontrados a respeito da concentração de microplásticos em bivalves no meio ambiente de 2014 a 2021, por meio de busca sistemática por palavra-chave. As barras azuis escuras representam artigos já publicados até fevereiro de 2021, enquanto a barra azul claro é uma projeção de artigos até dezembro de 2021. A linha tracejada representa o crescimento exponencial do número de artigos ao longo desses anos ( $R = 0,9121$ ) levando em consideração a projeção para o ano de 2021.....24

**Figura 2:** Número de estudos em que foram coletados bivalves no meio ambiente para verificar a presença de microplásticos em diferentes países ao redor do mundo. A escala de cinza representa de zero artigos (branco) a mais de 6 artigos realizados (cinza escuro).....25

**Figura 3:** Principais métodos utilizados nos 93 estudos avaliados entre 2014 e 2021

para digestão de tecidos moles de organismos (estudos que utilizaram mais de uma solução não foram levados em consideração) e identificação de microplásticos encontrados.....29

**Figura 4:** Concentração de microplásticos em estudos que coletou mexilhões do meio ambiente. Os círculos representam a média concentrações identificadas pelos autores, enquanto as barras azul-escuros representam o intervalo entre o mínimo e valores máximos.....38

**Figura 5:** Concentração de microplásticos em estudos que coletou ostras do meio ambiente. Os círculos representam a média concentrações identificadas pelos autores, enquanto as barras azul-escuros representam o intervalo entre o mínimo e valores máximos.....39

**Figura 6:** Concentração de microplásticos em estudos que coletaram amêijoas, berbigões ou vieiras do meio ambiente. Os círculos representam as concentrações médias identificadas pelos autores, enquanto as barras azuis escuras representam o intervalo entre os valores mínimo e máximo.....40

**Figura 7:** Principais faixas de tamanhos de microplásticos encontrados em diferentes artigos. Apesar da falta de padronização nas diferentes faixas de tamanho entre os estudos, é possível identificar que a maioria dos microplásticos encontrados nos bivalves são menores que 0,5 mm.....43

**Figura 8:** Principais formatos e polímeros de microplásticos encontrados em artigos avaliados entre 2014 e 2021. As caixas representam os tipos e número total de artigos que identificaram formatos/polímeros.....45

## **Capítulo 2: Concentração de microplásticos em bivalves de importância econômica, um estudo de caso no litoral sudeste brasileiro**

**Figura 1:** Localizações do litoral do Espírito Santo, sudeste do Brasil, onde foram realizadas as coletas: Vitória (sítio de costão rochoso natural) e Guarapari (sítio de aquicultura).....76

**Figura 2:** Exemplos de microplásticos encontrados em mexilhões (topo) e águas superficiais (abaixo): (A) fibra azul (1,2 mm); (B) fibra vermelha (0,6 mm); (C) filme branco (1,0 mm); (D) filme preto (0,5 mm); (E) pellet preto (0,1 mm); e (F) fibra preta (0,45 mm). Os quadrats representam 0,1 mm.....81

**Figura 3:** Concentrações de microplásticos de amostras de mexilhões (MPs por

indivíduo - A e MPs por grama de peso úmido - B) e amostras de águas superficiais (C), tanto do ambiente natural quanto do local de aquicultura. As letras dentro das barras mostram semelhanças entre as amostras. ....83

**Figura 4:** Resultado da análise de correlação de Spearman mostrando uma relação negativa entre as concentrações de microplásticos identificados em grama por mexilhão e seu peso (Total e Tecidos moles). ....84

**Figura 5:** Resultado da análise de correlação de Spearman mostrando uma relação alta e positiva entre as concentrações de microplásticos identificadas nos mexilhões e nas águas superficiais. ....85

**Figura 6:** Formas de microplásticos encontrados em: (A) mexilhões do sítio natural (B) mexilhões do sítio de aquicultura; (C) águas superficiais do sítio natural; e (D) águas superficiais do local de aquicultura. ....86

**Figura 7:** Cores dos microplásticos encontrados em: (A) mexilhões do sítio natural (B) mexilhões do sítio de aquicultura; (C) águas superficiais do sítio natural; e (D) águas superficiais do local de aquicultura. ....87

**Figura 8:** Tamanhos dos microplásticos encontrados em: (A) mexilhões; e (B) águas superficiais de locais naturais (barras pretas) e de aquicultura (barras cinza). As linhas cinzas tracejadas mostram a separação dos tamanhos em três classes (0-0,1; 0,1-0,35; >0,35  $\mu\text{m}$ ), conforme recomendado por Frias & Nash (2019) para amostras ambientais e por Bom & Sá (2021) para amostras de bivalves.....88

### **Capítulo 3: Os bivalves são uma fonte de microplásticos para os humanos? Um estudo de caso nos mercados brasileiros**

**Figura 1:** Formas de microplásticos encontrados em *Crassostrea gigas*, *Mytilus edulis*, *Perna perna* e *Placopten magellanicus*.....118

**Figura 2:** Porcentagens de tamanho de microplásticos encontrados em *Crassostrea gigas*, *Mytilus edulis*, *Perna perna* e *Placopten magellanicus*. As classes de tamanho foram divididas a cada 0,5 mm.....119

**Figura 3:** Concentrações médias (+EP) de: Microplásticos por indivíduo (barras pretas); e Microplásticos por grama de peso úmido (Barras brancas) para as quatro espécies avaliadas. As letras brancas dentro das barras pretas mostram as diferenças significativas entre as concentrações de MPs/ind entre as espécies, enquanto as letras pretas dentro das barras brancas mostram as diferenças entre as concentrações de MPs/g em cada espécie.....121

**Capítulo 4: Retenção de microfibras pelo bivalve *Perna perna*: a importância do uso de concentrações, tamanhos e espessuras semelhantes ao meio ambiente**

**Figura 1:** Cor e espessura dos microplásticos utilizados nos experimentos: (a) experimento A e (b) experimento B.....140

**Figura 2:** Representação esquemática dos experimentos. Experimento A: Partículas espessas em diferentes concentrações e tamanhos de microplásticos; Experimento B: Partículas finas em diferentes concentrações e tamanhos de microplásticos.....141

**Figura 3:** Box-plots das concentrações de microplásticos identificados em mexilhões *Perna perna* em diferentes experimentos.....144

**Figura 4:** Média de microplásticos retidos pelo bivalve *Perna perna* nos diferentes tratamentos. As barras brancas e pretas representam o Experimento A e B, respectivamente.....146

## LISTA DE TABELAS

### **Capítulo 1: Concentração de microplásticos em bivalves do meio ambiente: uma revisão sistemática**

**Tabela 1:** Resumo dos estudos publicados entre 2014 e fevereiro de 2021 sobre a concentração de microplásticos em bivalves no meio ambiente. São apresentados os locais de coleta dos organismos, espécies coletadas, concentrações de microplásticos por grama de peso úmido (MPs/g), microplásticos por indivíduo (MPs/ind) e principais formatos e tamanhos encontrados.....**30**

**Tabela 2:** Resumo dos estudos avaliados nesta revisão que também verificaram a abundância de microplásticos no ambiente (água e/ou sedimento), além das concentrações em bivalves.....**48**

### **Capítulo 2: Concentração de microplásticos em bivalves de importância econômica, um estudo de caso no litoral sudeste brasileiro**

**Tabela 1:** Médias ( $\pm$  EP) de comprimento (mm), peso total (g) e peso de tecido mole (g) dos dois locais de coleta e diferentes períodos do ano.....**81**

**Tabela 2:** Resultados da ANOVA de duas vias. As variáveis incluídas para análise foram: (i) Sítios (naturais e aquicultura) e (ii) Períodos (verão, outono, inverno e primavera).....**82**

**Tabela 3:** Comparação de resultados de estudos que utilizaram KOH como metodologia de digestão em mexilhões.....**92**

**Tabela 4:** Microplásticos em diferentes espécies de bivalves em todo o mundo, comparando locais naturais e de aquicultura.....**93**

### **Capítulo 3: Os bivalves são uma fonte de microplásticos para os humanos? Um estudo de caso nos mercados brasileiros**

**Tabela 1:** Resumo das características de cada espécie avaliada no presente estudo: Número de organismos analisados, locais de origem, peso médio dos tecidos moles e pré-tratamento realizado antes da comercialização nos mercados brasileiros.....**116**

**Tabela 2:** Resumo das ANOVAs avaliando diferenças nas concentrações de MPs/ind e MPs/g entre as espécies avaliadas.....**120**

**Tabela 3:** Resumo dos estudos que avaliaram as concentrações de microplásticos em bivalves de mercado, mostrando países de coleta, espécies compradas e concentrações

de microplásticos por indivíduo e por grama de peso úmido.....122

**Capítulo 4: Retenção de microfibras pelo bivalve *Perna perna*: a importância do uso de concentrações, tamanhos e espessuras semelhantes ao meio ambiente**

**Tabela 1:** Resumo das médias ( $\pm$  erro padrão) dos tamanhos, peso total e peso dos tecidos moles dos organismos para cada tratamento.....142

# SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>1</b>
Poluição Marinha .....	2
Lixo Marinho .....	5
Microplásticos.....	7
Objetivos.....	10
<i>Objetivo geral</i> .....	10
<i>Objetivos específicos</i> .....	10
Referências.....	11
<b>CONCENTRAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM BIVALVES DO MEIO AMBIENTE: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA .....</b>	<b>19</b>
Resumo .....	20
Palavras-chave .....	20
Introdução .....	21
Metodologia.....	23
Resultados.....	24
<i>Número de publicações</i> .....	24
<i>Locais de amostragem</i> .....	25
<i>Prevenção de contaminação processual</i> .....	26
<i>Métodos de digestão de tecidos moles dos bivalves</i> .....	26
<i>Método de identificação de microplásticos</i> .....	28
<i>Microplásticos em bivalves: espécies utilizadas, concentrações, características físicas e relação com a abundância no ambiente</i> .....	29
<i>Espécies usadas para monitorar a concentração de microplásticos em bivalves</i> ..	29
<i>Mexilhões</i> .....	35
<i>Ostras</i> .....	35
<i>Amêijoas, berbigões e vieiras</i> .....	36
<i>Concentração de microplásticos em organismos</i> .....	36
<i>Fatores que podem influenciar a concentração de microplásticos em bivalves</i> ....	37
<i>Tamanhos</i> .....	42
<i>Formatos</i> .....	44
<i>Polímeros</i> .....	44

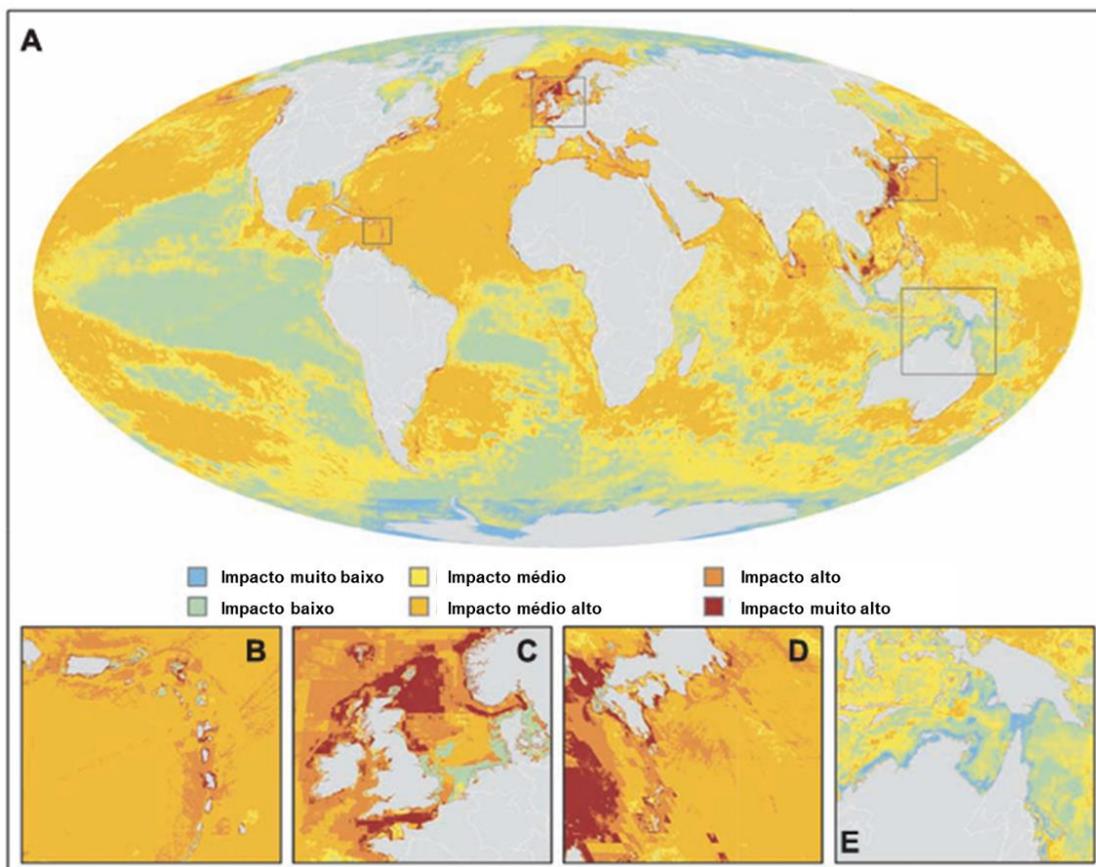
<i>Correlação entre microplásticos em matrizes ambientais e bivalves</i> .....	46
Recomendações futuras .....	50
Conclusões .....	53
Referências.....	54
<b>CONCENTRAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM BIVALVES DE IMPORTÂNCIA ECONÔMICA, UM ESTUDO DE CASO NO LITORAL SUDESTE BRASILEIRO</b> .....	<b>72</b>
Resumo .....	73
Palavras-chave .....	73
Introdução .....	74
Materiais e Métodos.....	76
<i>Área de Estudo</i> .....	76
<i>Amostragem</i> .....	77
<i>Análise Laboratorial</i> .....	77
<i>Identificação de Microplásticos</i> .....	79
<i>Controle de qualidade</i> .....	79
<i>Análise estatística</i> .....	80
Resultados .....	80
<i>Abundância de microplásticos em bivalves</i> .....	80
<i>A relação entre o microplásticos em bivalves e a água circundante</i> .....	84
Discussão .....	88
<i>Fatores que influenciaram as concentrações de microplásticos em bivalves</i> .....	88
<i>Comparação de concentrações com outros estudos</i> .....	90
<i>Sítios naturais versus sítios de aquicultura</i> .....	91
<i>O uso de Perna perna como bioindicador de poluição por microplásticos</i> .....	94
Conclusões .....	95
Referências.....	97
<b>OS BIVALVES SÃO UMA FONTE DE MICROPLÁSTICOS PARA OS HUMANOS? UM ESTUDO DE CASO NOS MERCADOS BRASILEIROS.....</b>	<b>111</b>
Resumo .....	112
Palavras-chave .....	112
Introdução .....	113
Materiais e Métodos.....	115
<i>Análise Laboratorial e Identificação de Microplásticos</i> .....	116

<i>Controle de qualidade</i> .....	116
<i>Análise estatística</i> .....	117
Resultados e Discussão .....	117
Conclusões .....	125
Referências.....	127
<b>RETENÇÃO DE MICROFIBRAS PELO BIVALVE <i>PERNA PERNA</i>: A IMPORTÂNCIA DO USO DE CONCENTRAÇÕES, TAMANHOS E ESPESSURAS SEMELHANTES AO MEIO AMBIENTE.....</b>	<b>136</b>
Resumo .....	137
Introdução .....	138
Material e Métodos .....	140
Resultados e Discussão .....	142
Conclusões .....	147
Referências.....	148
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>153</b>
<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>158</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>161</b>

## **INTRODUÇÃO GERAL**

## Poluição Marinha

Os oceanos são usados há séculos para os mais diversos fins, tais como navegação, fonte de alimento, exploração mineral, recreação e até mesmo bem estar (Castello & Krug, 2017). No entanto, até algumas décadas atrás, se pensava que os oceanos – devido ao seu tamanho e mobilidade – possuíam capacidade inesgotável de receber e processar todo tipo de material nele presente (McIntyre, 2010; Turra et al., 2020). Como resultado desse pensamento, se observa atualmente que praticamente todo o oceano é afetado pelas atividades humanas (Figura 1), sendo que uma larga porção é fortemente influenciada por uma somatória de fatores e somente determinadas áreas – especialmente próximo aos polos – sofrem um impacto humano relativamente baixo (Halpern et al., 2008).

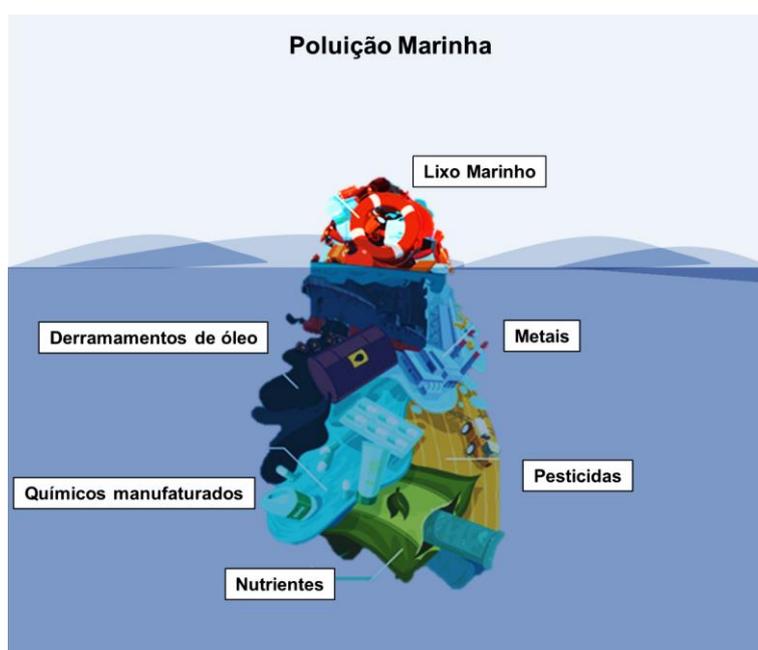


**Figura 1:** Mapa global (A) do impacto humano cumulativo em 20 tipos de ecossistemas oceânicos. Regiões altamente impactadas no Caribe Oriental (B), no Mar do Norte (C) e nas águas japonesas (D) e uma das regiões menos impactadas, no norte da Austrália e no Estreito de Torres (E). Fonte: Halpern et al. (2008).

Devido a isso, pesquisadores identificaram que estes fatores em somatório

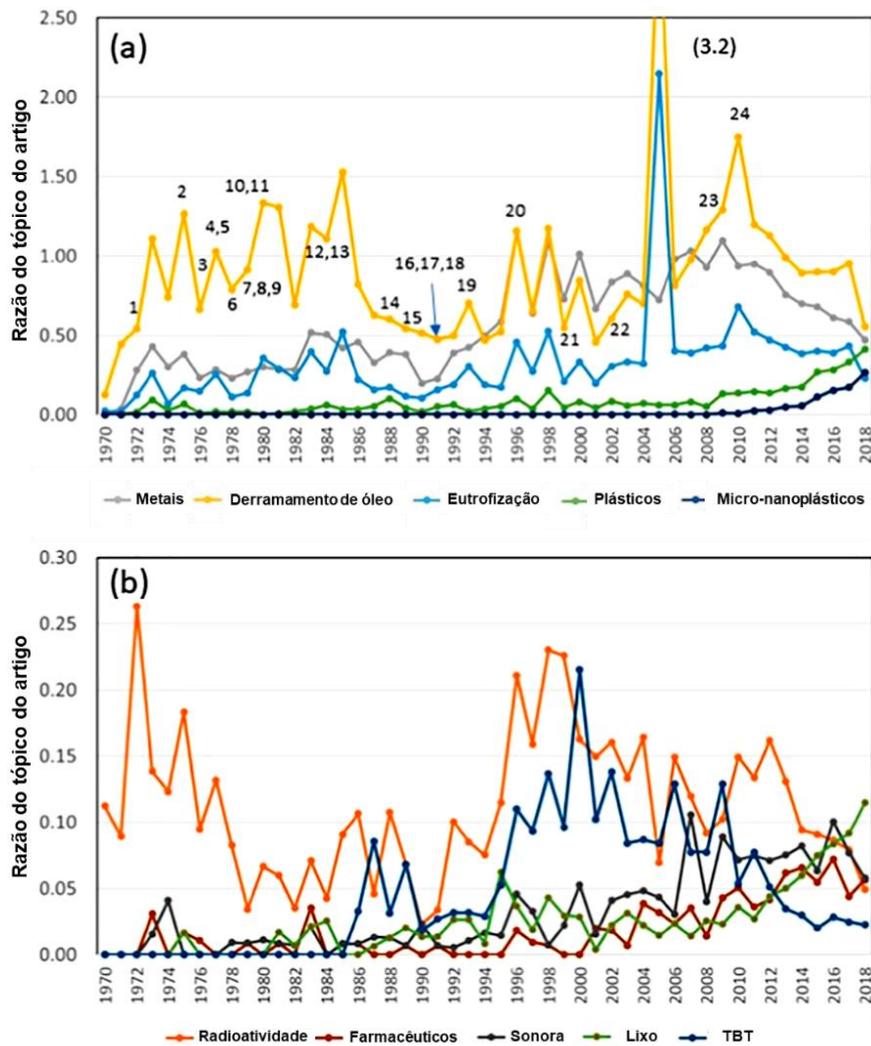
estão ocasionando severos danos aos habitats naturais, tais como alterações e/ou destruição de áreas sensíveis, diminuição da biodiversidade e também danos socioeconômicos, podendo gerar graves perdas ecológicas, financeiras e sanitárias (Frid & Caswell, 2017).

Segundo pesquisadores, os principais fatores que afetam negativamente os ecossistemas marinhos e costeiros são a sobrepesca, a extração mineral, a acidificação oceânica, as mudanças globais e a poluição marinha (Halpern et al. (2008). Dentre estes, ressalta-se na presente tese a poluição marinha, que segundo o UNESCO (1982) pode ser definida como *“introdução pelo homem, direta ou indiretamente, de substâncias ou de energia no ambiente marinho (incluindo estuários) resultando em efeitos nocivos, tais como danos aos recursos vivos, perigos à saúde humana, entraves às atividades marinhas, incluindo entre estas a pesca, com alteração da qualidade da água do mar e deterioração dos locais de lazer”*. A poluição dos oceanos é destacada dos demais citados acima por ser uma mistura complexa e em constante mudança de produtos químicos e materiais biológicos (Figura 2), aos quais inclui resíduos plásticos, poluentes à base de petróleo, metais tóxicos, produtos químicos manufaturados, produtos farmacêuticos, pesticidas e uma mistura de nutrientes (por exemplo: nitrogênio, fósforo), provenientes principalmente de fertilizantes e do esgoto urbano (Landrigan et al. 2020).



**Figura 2:** Desenho esquemático que demonstra quais os principais poluentes dos oceanos atualmente. Adaptado de Landrigan et al. (2020).

Essa complexidade acarretou em diversos estudos que objetivaram verificar os possíveis impactos que a poluição marinha vem ocasionando aos ambientes marinhos e costeiros ao redor de todo o mundo. Cabe ressaltar que esses estudos vêm sendo realizados principalmente a partir da década de 1970 e cada tipo de poluição ganha atenção em determinados períodos, mostrando assim a relevância de determinado assunto nos distintos momentos globais (Figura 3).



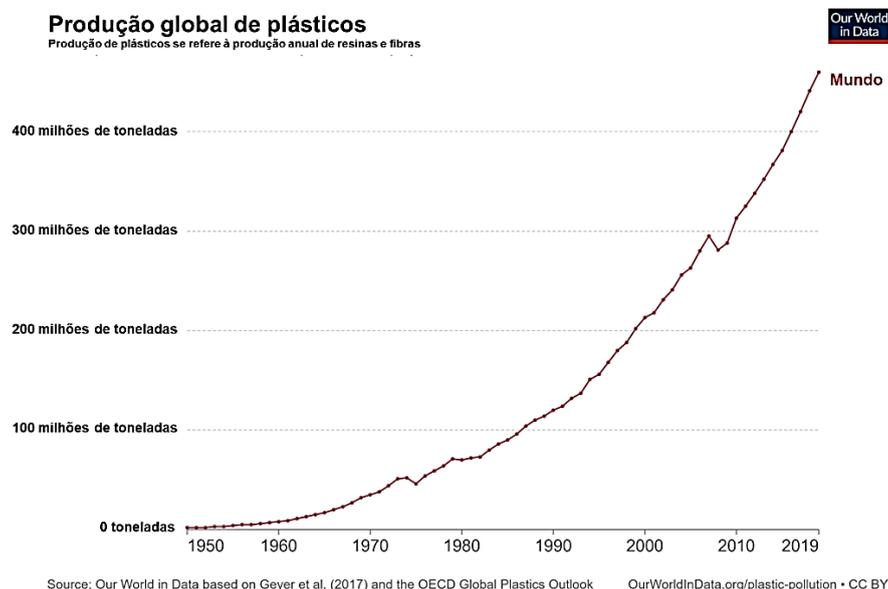
**Figura 3:** Razão dos principais assuntos abordados na revista Marine Pollution Bulletin desde os anos 1970 até o presente momento, mostrando uma tendência global em se estudar determinado tema da poluição marinha em cada período de tempo. Adaptado de Borja & Elliot (2019).

Atualmente, para além de identificar as possíveis concentrações de poluentes nos ambientes aquáticos, se objetiva também buscar as possíveis soluções para essa problemática, sobretudo dos poluentes emergentes, que podem ser definidos como

produtos químicos sintéticos ou naturais que não são comumente monitorados no meio ambiente, mas que têm o potencial de entrar no meio ambiente e causar efeitos ambientais adversos conhecidos ou suspeitos e (ou) à saúde humana (Geissen et al., 2015), sendo identificados em elevadas concentrações ao redor do globo (Deblonde et al., 2011). Dentre esses novos poluentes pode-se citar os fármacos, produtos de higiene, agrotóxicos e também o lixo marinho, especificamente os plásticos (Bell et al., 2011; Avio et al., 2017).

## Lixo Marinho

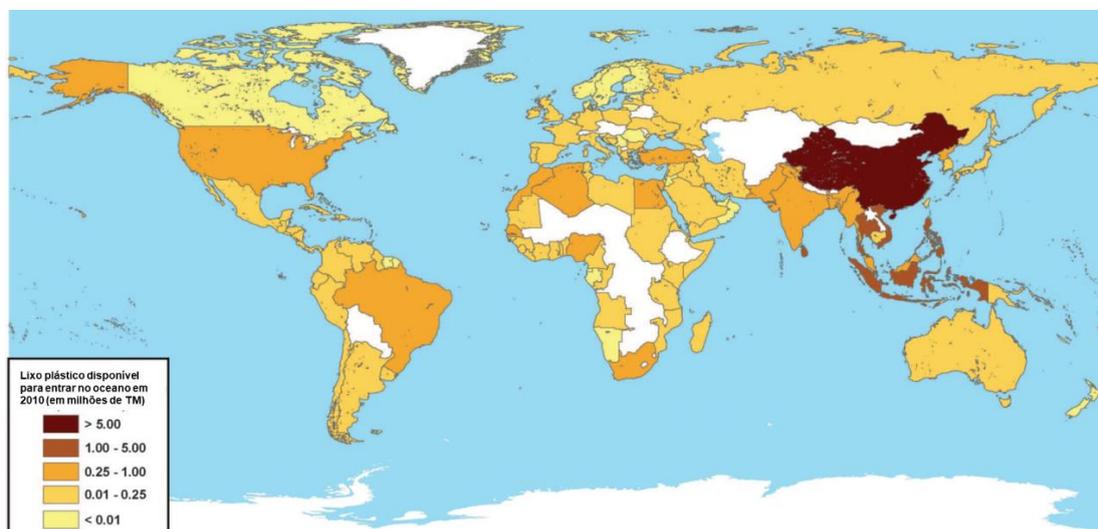
Dentre estes tipos de poluentes citados acima, o lixo marinho, definido como “qualquer material sólido persistente, manufaturado ou processado descartado, colocado ou abandonado no ambiente marinho e costeiro” (UNEP, 2009) vêm recebendo atualmente grande atenção de pesquisadores em todo o mundo (Cesarano et al., 2021; de Sousa, 2021), devido às elevadas concentrações encontradas nos ambientes aquáticos e terrestres - sobretudo de plásticos - ocasionado pelo aumento exponencial em sua produção nas últimas décadas (Figura 4) e o incorreto descarte nos mais distintos ecossistemas do planeta (Galgani et al., 2015).



**Figura 4:** Produção exponencial de plásticos nas últimas décadas. Adaptado de <https://ourworldindata.org/plastic-pollution>.

Estimativas mostraram que em 2010 foram produzidos no mundo 275 milhões de toneladas métricas de lixo plástico e destes, entre 4,8 e 12,7 milhões de toneladas métricas entraram nos oceanos (Jambeck et al., 2015). Segundo estes autores, o

tamanho da população e a qualidade da gestão de resíduos determinam em grande parte quais países contribuem com a maior massa de resíduos disponíveis para se tornarem detritos marinhos plásticos (Figura 5) e sem uma gestão efetiva, a quantidade cumulativa de resíduos plásticos no oceano aumente em uma ordem de magnitude até 2025. Assim, devido a essa enorme quantidade de lixo marinho, ao longo das últimas seis décadas, a contaminação por lixo marinho em águas costeiras e oceanos tem sido um fenômeno crescente, ocasionando sérios danos ao longo de todo o globo (Bellou et al., 2021). Dentre os efeitos dos resíduos mais identificados, se destacam os elevados danos ecológicos e biológicos nestes ecossistemas (Soto-Navarro et al., 2021; Woods et al., 2021) e também para as atividades humanas (Galgani et al., 2019; McIlgorm et al., 2021).

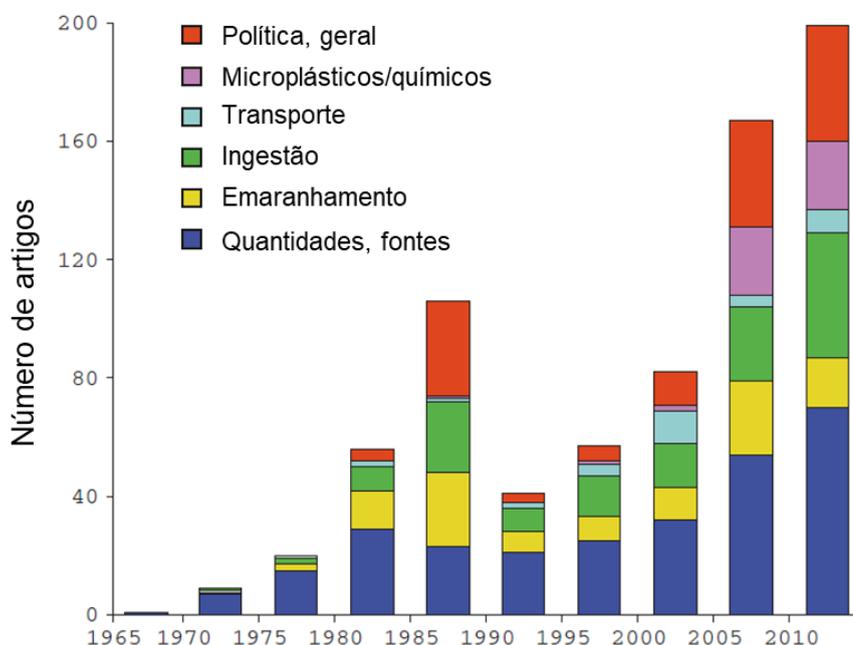


**Figura 5:** Lixo plástico disponível para entrar no oceano em 2010 em cada país do mundo (em milhões de toneladas). Modificado de Jambeck et al. (2015).

Do ponto de vista biológico, identificou-se que a maioria dos incidentes relatados aos organismos marinhos individuais está relacionada a itens de plástico, através do entrelaçamento e ingestão destes itens, se tornando deste modo um fator de mortalidade grave e levando a potenciais perdas na biodiversidade (Mæland & Staupe-Delgado, 2020; Roman et al., 2020). Já de uma perspectiva socioeconômica, o dano pode incluir o custo da degradação de bens e serviços do ecossistema, incluindo a redução dos valores recreativos, estéticos ou educacionais de uma determinada área, como as praias, bem como os riscos para a saúde humana (Agamuthu et al., 2019; Galgani et al. 2013; Rodríguez et al., 2020). Além disso, os resíduos podem também afetar uma variedade de setores marítimos (incluindo aquicultura, pesca, navegação e

lazer), geração de energia, uso industrial e turismo, ocasionando deste modo graves perdas financeiras, mesmo em escalas sub-regionais (Mghili et al., 2022; Mouat et al. 2010).

Apesar destes agravantes, somente nas últimas décadas houve um aumento considerável em estudos que avaliam a quantidade e tipos de lixo marinho ao longo do globo (Figura 6) e suas consequências ambientais e sociais, sendo possível identificar atualmente estudos de resíduos marinhos conduzidos com objetivo na análise de sua composição, quantificação e distribuição em muitas regiões do globo (Haarr et al., 2022), além de estudos que auxiliem em planos de manejo ambientais a respeito deste assunto (por exemplo Clayton et al., 2021; Rangel-Bruitago et al., 2022).



**Figura 6:** Número de artigos a respeito do lixo marinho ao longo das últimas décadas. Modificado de Galgani et al. (2015).

### Microplásticos

Atualmente, além de estudos que avaliam as macropartículas (partículas maiores que 5 mm), têm ganhado crescente atenção aos pesquisadores os estudos relacionados aos microplásticos (partículas menores que 5 mm) em regiões marinhas e costeiras, devido às suas elevadas concentrações nestes ambientes e por serem transportados por longas distâncias pelos oceanos (Andrady, 2011; Wang et al., 2016). Por definição microplásticos são “qualquer partícula sólida sintética ou matriz

*polimérica, com forma regular ou irregular e com tamanho variando de 1 µm a 5 mm, com origem tanto de fabricação primária ou secundária e que são insolúveis em água*” (Frias & Nash, 2019). Por microplásticos primários podem se considerar as partículas produzidas para ser de dimensões microscópicas; e para os secundários podem se considerar as partículas resultantes da degradação e fragmentação no ambiente (Cole et al., 2011).

Essas micropartículas já foram identificadas em elevadas concentrações em águas superficiais e em sedimentos de diversas regiões costeiras e marinhas, incluindo as áreas mais remotas do planeta (Coyle et al., 2020; Mishra et al., 2021), além de ser constatada sua presença em centenas de animais marinhos e também no homem (Gola et al., 2021, Ugwu et al., 2021, Vethaak & Legler, 2021). A exposição e/ou ingestão destas micropartículas foi registrada para os mais diversos grupos de organismos marinhos, incluindo organismos fito e zooplanctônicos (Botterell et al., 2019; Rodrigues et al., 2021), peixes (Zazouli et al., 2022), invertebrados (Multisanti et al., 2022), tartarugas (Meaza et al., 2021), aves (Lavers et al., 2019) e grandes espécies nectônicas, como tubarões, raias e baleias (Germanov et al., 2018), sendo até mesmo observada a transferência destas partículas entre os níveis tróficos (Carbery et al., 2018; Costa et al., 2020). Essa ingestão/exposição pode ocasionar distintos e diversos problemas para estes organismos, dependendo principalmente do tamanho dos microplásticos, sendo observado que tamanhos menores destas partículas ocasionam maiores efeitos nos organismos de nível celular (Lusher, 2015).

Dentre todos estes organismos, destacam-se pesquisas que visam identificar os microplásticos em bivalves devido ao seu modo de alimentação filtrador, que propicia uma maior concentração destas micropartículas (Setälä et al., 2016), e também por serem valiosos recursos pesqueiros (Li et al., 2015; Rochman et al., 2015). Além disso, identificou-se que bivalves ingerem partículas orgânicas em uma ampla variedade de tamanhos, semelhantes aos microplásticos encontrados no ambiente, o que possibilita a ingestão destes resíduos não-biodegradáveis por estes organismos (Beecham, 2008).

No Brasil, seguindo a tendência global, houve um aumento no número de estudos que objetivaram identificar a presença de microplásticos na coluna d'água, no sedimento, em organismos e também a absorção de poluentes nestas micropartículas (Castro et al., 2018). Na região sudeste do Brasil, do mesmo modo, existe trabalhos que avaliaram a concentração destas micropartículas na coluna d'água (Castro et al.,

2016; Olivatto et al., 2019), no sedimento (Turra et al., 2014; de Carvalho & Baptista Neto, 2016; Moreira et al., 2016; Fisner et al., 2017a) e a absorção de poluentes nestas partículas (Fisner et al., 2013; Fisner et al., 2017b; Vedolin et al., 2018). Há também nessa região estudos que avaliem a contaminação de microplásticos em organismos marinhos, como caranguejos (Costa et al., 2019; de Lemos Santana et al., 2022), peixes (Dantas et al., 2020; Garcia et al., 2020) e também em bivalves (Gandara e Silva et al., 2016; Santana et al., 2016; Birnstiel et al., 2019).

No estado do Espírito Santo, no entanto, ainda há poucos estudos relacionados aos microplásticos, tendo sido realizado apenas estudos que avaliaram as concentrações destas partículas no sedimento da Baía de Vitória (Baptista Neto et al., 2019) e na coluna d'água das proximidades da Ilha de Trindade (Ivar do Sul et al., 2014), sendo deste modo necessárias maiores informações a respeito desta problemática, sobretudo em organismos presentes nessa região.

Considerando o exposto acima, espécies de bivalve foram escolhidas como alvo de estudo para a avaliação da ocorrência de microplásticos, tanto no meio ambiente como também comprados em mercados. Além disso, também se avaliou através de experimentos laboratoriais a retenção de partículas por este grupo de organismos. A espécie *Perna perna* foi escolhida para as amostras do meio ambiente e para o experimento laboratorial por ser comumente importante para comunidade extrativistas e utilizada em cultivos para alimentação humana na região Sudeste do Brasil (Henriques et al., 2004; Sodr e et al., 2008), podendo deste modo acarretar riscos à saúde nas populações que se alimentam destes organismos. Além deste mexilhão, outras três espécies foram compradas em mercados devido a sua relevância econômica global e também regional.

As hipóteses testadas durante este estudo foram: (1) áreas e períodos de maior ocupação humana possuem maior concentração de microplásticos na camada superficial d'água e os organismos coletados nestas áreas apresentam maior quantidade de microplásticos; (2) os bivalves comprados em mercados são uma importante fonte de microplásticos para os humanos, independentemente do grupo avaliado; e (3) distintos tamanhos, espessuras e concentrações de microplásticos em meio experimental ocasionarão em diferenças significativas nas quantidades de partículas retidas pelos organismos.

## **Objetivos**

### *Objetivo geral*

O objetivo geral desta tese foi avaliar as concentrações de microplásticos em bivalves de importância econômica na costa sudeste brasileira.

### *Objetivos específicos*

Identificar o atual conhecimento sobre a concentração de microplásticos em bivalves nos ambientes marinho, estuarinos e de água doce, de modo a compreender o andamento atual das pesquisas científicas, as metodologias empregadas, locais de coleta, espécies avaliadas e características/concentrações dos microplásticos (CAPÍTULO 1);

Verificar variações espaço-temporais nas concentrações, tamanho e tipo de microplásticos ingeridos pelo mexilhão *Perna perna* da região costeira do Espírito Santo, relacionando-as com a disponibilidade de partículas na coluna d'água (CAPÍTULO 2);

Investigar as concentrações de microplásticos em quatro espécies de bivalves (*Crassostrea gigas*, *Mytilus chilensis*, *Perna perna* e *Placopten magellanicus*) comercializados em mercados da região metropolitana da Grande Vitória (CAPÍTULO 3);

Avaliar possíveis diferenças na retenção de microplásticos ingeridos pela espécie *Perna perna* em meio experimental, devido aos distintos tamanhos, espessuras e concentrações de partículas no meio (CAPÍTULO 4).

## Referências

- Agamuthu, P., Mehran, S., Norkhairah, A., Norkhairiyah, A., 2019. Marine debris: A review of impacts and global initiatives. *Waste Manag. Res.* 0734242X1984504. <https://doi.org/10.1177/0734242X19845041>
- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Avio, C.G., Gorbi, S., Regoli, F., 2017. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Mar. Environ. Res.* 128, 2–11. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.012>
- Baptista Neto, J.A., Gaylarde, C., Beech, I., Bastos, A.C., da Silva Quaresma, V., de Carvalho, D.G., 2019. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. *Ocean Coast. Manag.* 169, 247–253. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.12.030>
- Beecham, J., 2008. Literature review on particle assimilation by molluscs and crustaceans The Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science, Lowestoft Laboratory Pakefield Road Lowestoft Suffolk NR33 0HT.
- Bell, K.Y., Wells, M.J.M., Traexler, K.A., Pellegrin, M.-L., Morse, A., Bandy, J., 2011. Emerging Pollutants. *Water Environ. Res.* 83, 1906–1984. <https://doi.org/10.2175/106143011x13075599870298>
- Bellou, N., Gambardella, C., Karantzalos, K., Monteiro, J.G., Canning-Clode, J., Kemna, S., Arrieta-Giron, C.A., Lemmen, C., 2021. Global assessment of innovative solutions to tackle marine litter. *Nat. Sustain.* 4, 516–524. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00726-2>
- Birnstiel, S., Soares-Gomes, A., da Gama, B.A.P., 2019. Depuration reduces microplastic content in wild and farmed mussels. *Mar. Pollut. Bull.* 140, 241–247. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.044>
- Borja, A., Elliott, M., 2019. So when will we have enough papers on microplastics and ocean litter? *Mar. Pollut. Bull.* 146, 312–316. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.069>
- Botterell, Z.L.R., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R.C.,

- Lindeque, P.K., 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environ. Pollut.* 245, 98–110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>
- Carbery, M., O'Connor, W., Palanisami, T., 2018. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environ. Int.* 115, 400–409. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007>
- Castello, J.P., Krug, L.C., 2017. *Introdução às Ciências do Mar*, Editora Textos.
- Castro, R.O., Silva, M.L. da, Araújo, F.V. de, 2018. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. *Ocean Coast. Manag.* 165, 385–400. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.09.013>
- Castro, R.O., Silva, M.L., Marques, M.R.C., de Araújo, F. V., 2016. Evaluation of microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an area of mussels farming. *Mar. Pollut. Bull.* 110, 555–558. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.037>
- Cesarano, C., Aulicino, G., Cerrano, C., Ponti, M., Puce, S., 2021. Scientific knowledge on marine beach litter: A bibliometric analysis. *Mar. Pollut. Bull.* 173, 113102. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113102>
- Clayton, C.A., Walker, T.R., Bezerra, J.C., Adam, I., 2021. Policy responses to reduce single-use plastic marine pollution in the Caribbean. *Mar. Pollut. Bull.* 162, 111833. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111833>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Costa, E., Piazza, V., Lavorano, S., Faimali, M., Garaventa, F., Gambardella, C., 2020. Trophic Transfer of Microplastics From Copepods to Jellyfish in the Marine Environment. *Front. Environ. Sci.* 8, 1–7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.571732>
- Costa, L.L., Arueira, V.F., da Costa, M.F., Di Benedetto, A.P.M., Zalmon, I.R., 2019. Can the Atlantic ghost crab be a potential biomonitor of microplastic pollution of sandy beaches sediment? *Mar. Pollut. Bull.* 145, 5–13. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.019>

- Coyle, R., Hardiman, G., Driscoll, K.O., 2020. Microplastics in the marine environment: A review of their sources, distribution processes, uptake and exchange in ecosystems. *Case Stud. Chem. Environ. Eng.* 2. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100010>
- Dantas, N.C.F.M., Duarte, O.S., Ferreira, W.C., Ayala, A.P., Rezende, C.F., Feitosa, C. V., 2020. Plastic intake does not depend on fish eating habits: Identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 153, 110959. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110959>
- de Carvalho, D.G., Baptista Neto, J.A., 2016. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean Coast. Manag.* 128, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.009>
- de Lemos Santana, J., dos Santos Calado, T.C., de Souza-Filho, J.F., 2022. Feeding of *Eriphia gonagra* (Crustacea: Eriphiidae) in Two Polluted Reef Areas in Tropical Brazil with Records of Ingestion of Microplastics. *Thalassas* 38, 431–443. <https://doi.org/10.1007/s41208-021-00380-7>
- de Sousa, F.D.B., 2021. Management of plastic waste: A bibliometric mapping and analysis. *Waste Manag. Res.* 39, 664–678. <https://doi.org/10.1177/0734242X21992422>
- Deblonde, T., Cossu-Leguille, C., Hartemann, P., 2011. Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 214, 442–448. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.08.002>
- Fisner, M., Majer, A., Taniguchi, S., Bicego, M., Turra, A., Gorman, D., 2017a. Colour spectrum and resin-type determine the concentration and composition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets. *Mar. Pollut. Bull.* 122, 323–330. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.072>
- Fisner, M., Majer, A.P., Balthazar-Silva, D., Gorman, D., Turra, A., 2017b. Quantifying microplastic pollution on sandy beaches: the conundrum of large sample variability and spatial heterogeneity. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 13732–13740. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8883-y>
- Fisner, M., Taniguchi, S., Moreira, F., Bicego, M.C., Turra, A., 2013. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets: Variability in the concentration

- and composition at different sediment depths in a sandy beach. *Mar. Pollut. Bull.* 70, 219–226. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.03.008>
- Frias, J.P.G.L., Nash, R., 2019. Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Mar. Pollut. Bull.* 138, 145–147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>
- Frid, C.L., Caswell, B.A. 2017. *Marine pollution*. Oxford University Press.
- Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., De Vrees, L., 2013. Marine litter within the European Marine Strategy Framework Directive. *ICES J. Mar. Sci.* 70, 1055–1064.
- Galgani, F., Hanke, G., Maes, T. 2015. Global distribution, composition and abundance of marine litter. In *Marine anthropogenic litter*. Springer, Cham. pp. 29-56.
- Galgani, L., Beiras, R., Galgani, F., Panti, C., Borja, A., 2019. Editorial: Impacts of Marine Litter. *Front. Mar. Sci.* 6, 4–7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00208>
- Gandara e Silva, P.P., Nobre, C.R., Resaffe, P., Pereira, C.D.S., Gusmão, F., 2016. Leachate from microplastics impairs larval development in brown mussels. *Water Res.* 106, 364–370. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.016>
- Garcia, T.D., Cardozo, A.L.P., Quirino, B.A., Yofukuji, K.Y., Ganassin, M.J.M., dos Santos, N.C.L., Fugi, R., 2020. Ingestion of Microplastic by Fish of Different Feeding Habits in Urbanized and Non-urbanized Streams in Southern Brazil. *Water, Air, Soil Pollut.* 231. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04802-9>
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., van der Ploeg, M., van de Zee, S.E.A.T.M., Ritsema, C.J., 2015. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 3, 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002>
- Germanov, E.S., Marshall, A.D., Bejder, L., Fossi, M.C., Loneragan, N.R., 2018. Microplastics: No Small Problem for Filter-Feeding Megafauna. *Trends Ecol. Evol.* 33, 227–232. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.01.005>
- Gola, D., Kumar Tyagi, P., Arya, A., Chauhan, N., Agarwal, M., Singh, S.K., Gola, S., 2021. The impact of microplastics on marine environment: A review. *Environ. Nanotechnology, Monit. Manag.* 16, 100552. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100552>

- Haarr, M.L., Falk-Andersson, J., Fabres, J., 2022. Global marine litter research 2015–2020: Geographical and methodological trends. *Sci. Total Environ.* 820, 153162. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153162>
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* (80-. ). 319, 948–952. <https://doi.org/10.1126/science.1149345>
- Henriques, M.B., Marques, H.L. de A., Pereira, O.M., Bastos, G.C.C., 2004. Aspectos da estrutura populacional do mexilhão *Perna perna* relacionados à extração em bancos naturais da Baía de Santos, estado de São Paulo, Brasil. *Bol. do Inst. Pesca* 30, 117–126.
- Ivar Do Sul, J.A., Costa, M.F., Fillmann, G., 2014. Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the western Tropical Atlantic Ocean. *Water. Air. Soil Pollut.* 225. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2004-z>
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Ciencia* 347, 768–771.
- Landrigan, P., Stegeman, J., Hole, W., Allemand, D., Bottein, M.D., Depledge, M., Wegener, A., 2020. Human Health and Ocean Pollution Volume 86 | December 3 , 2020 Monaco Commission on Human Health and Ocean Pollution.
- Lavers, J.L., Stivaktakis, G., Hutton, I., Bond, A.L., 2019. Detection of ultrafine plastics ingested by seabirds using tissue digestion. *Mar. Pollut. Bull.* 142, 470–474. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.001>
- 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. *Environ. Pollut.* 214, 177–184. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.012>
- Lusher, A., 2015. Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects, in: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing, Cham, pp. 245–307. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_10](https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_10)

- Mæland, C.E., Staupe-Delgado, R., 2020. Can the Global Problem of Marine Litter Be Considered a Crisis? *Risk, Hazards Cris. Public Policy* 11, 87–104. <https://doi.org/10.1002/rhc3.12180>
- McIlgorm, A., Raubenheimer, K., McIlgorm, D.E., Nichols, R., 2022. The cost of marine litter damage to the global marine economy: Insights from the Asia-Pacific into prevention and the cost of inaction. *Mar. Pollut. Bull.* 174, 113167. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113167>
- McIntyre, A.D. Global Marine Pollution. 2010. In: *Marine Chemistry & Geochemistry*, eds: Steele, J.H., Thorpe, S.A., Turekian, K.K. Elsevier. 631 p.
- Meaza, I., Toyoda, J.H., Wise, J.P., 2021. Microplastics in Sea Turtles, Marine Mammals and Humans: A One Environmental Health Perspective. *Front. Environ. Sci.* 8, 1–16. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.575614>
- Mghili, B., Keznine, M., Analla, M., Aksissou, M., 2019. The impacts of abandoned, discarded and lost fishing gear on marine biodiversity in Morocco 2, 54–59.
- Mishra, A.K., Singh, J., Mishra, P.P., 2021. Microplastics in polar regions: An early warning to the world’s pristine ecosystem. *Sci. Total Environ.* 784, 147149. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147149>
- Moreira, F.T., Prantoni, A.L., Martini, B., de Abreu, M.A., Stoiev, S.B., Turra, A., 2016. Small-scale temporal and spatial variability in the abundance of plastic pellets on sandy beaches: Methodological considerations for estimating the input of microplastics. *Mar. Pollut. Bull.* 102, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.051>
- Mouat, J., Lozano, R.L., Bateson, H. 2010. Economic impacts of marine litter. *Kommunenenes Internasjonale Miljøorganisasjon*.
- Multisanti, C.R., Merola, C., Perugini, M., Aliko, V., Faggio, C., 2022. Sentinel species selection for monitoring microplastic pollution: A review on one health approach. *Ecol. Indic.* 145, 109587. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109587>
- Olivatto, G.P., Martins, M.C.T., Montagner, C.C., Henry, T.B., Carreira, R.S., 2019. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 139, 157–162.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.042>

Rangel-Buitrago, N., Williams, A.T., Neal, W.J., Gracia C, A., Micallef, A., 2022. Litter in coastal and marine environments. *Mar. Pollut. Bull.* 177, 113546.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113546>

Rochman, C.M., Tahir, A., Williams, S.L., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J.T., Teh, F.C., Werorilangi, S., Teh, S.J., 2015. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Sci. Rep.* 5, 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep14340>

Rodrigues, S.M., Elliott, M., Almeida, C.M.R., Ramos, S., 2021. Microplastics and plankton: Knowledge from laboratory and field studies to distinguish contamination from pollution. *J. Hazard. Mater.* 417, 126057.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126057>

Rodríguez, Y., Ressurreição, A., Pham, C.K., 2020. Socio-economic impacts of marine litter for remote oceanic islands: The case of the Azores. *Mar. Pollut. Bull.* 160, 111631. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111631>

Roman, L., Schuyler, Q., Wilcox, C., Hardesty, B.D., 2021. Plastic pollution is killing marine megafauna, but how do we prioritize policies to reduce mortality? *Conserv. Lett.* 14. <https://doi.org/10.1111/conl.12781>

Santana, M.F.M., Ascer, L.G., Custódio, M.R., Moreira, F.T., Turra, A., 2016. Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment. *Mar. Pollut. Bull.* 106, 183–189. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.074>

Setälä, O., Norkko, J., Lehtiniemi, M., 2016. Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. *Mar. Pollut. Bull.* 102, 95–101. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.053>

Sodré, F.N.G.A. dos S., Freitas, R.R., Rezende, V.L.F.M., 2008. Histórico e desenvolvimento da maricultura no estado do Espírito Santo, Brasil. *Rev. Bras. Agroecol.* 3, 36–46.

Soto-Navarro, J., Jordá, G., Compa, M., Alomar, C., Fossi, M.C., Deudero, S., 2021. Impact of the marine litter pollution on the Mediterranean biodiversity: A risk

- assessment study with focus on the marine protected areas. *Mar. Pollut. Bull.* 165. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112169>
- Turra, A., Santana, M.F.M., Oliveira, A.L., Barbosa, L., Camargo, R.M., Moreira, F., Denadai, M.R., 2020. Lixo nos Mares : do Entendimento à Solução 98.
- Turra, A., Manzano, A.B., Dias, R.J.S., Mahiques, M.M., Barbosa, L., Balthazar-Silva, D., Moreira, F.T., 2014. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: Shifting paradigms. *Sci. Rep.* 4, 1–7. <https://doi.org/10.1038/srep04435>
- Ugwu, K., Herrera, A., Gómez, M., 2021. Microplastics in marine biota: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 169. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112540>
- UNEP, 2009. *Marine litter: a global challenge*. Nairobi: UNEP. 232 pp.
- UNESCO, 1982. *The Review of the Health of the Oceans*.
- Vedolin, M.C., Teophilo, C.Y.S., Turra, A., Figueira, R.C.L., 2018. Spatial variability in the concentrations of metals in beached microplastics. *Mar. Pollut. Bull.* 129, 487–493. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.019>
- Vethaak, A.D., Legler, J., 2021. Microplastics and human health. *Science* (80-. ). 371, 672–674. <https://doi.org/10.1126/science.abe5041>
- Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., Li, M., 2016. The behaviors of microplastics in the marine environment. *Mar. Environ. Res.* 113, 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.10.014>
- Woods, J.S., Verones, F., Jolliet, O., Vázquez-Rowe, I., Boulay, A.M., 2021. A framework for the assessment of marine litter impacts in life cycle impact assessment. *Ecol. Indic.* 129. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.10791>
- Zazouli, M., Nejati, H., Hashempour, Y., Dehbandi, R., Nam, V.T., Fakhri, Y., 2022. Occurrence of microplastics (MPs) in the gastrointestinal tract of fishes: A global systematic review and meta-analysis and meta-regression. *Sci. Total Environ.* 815, 152743. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152743>

## **CAPÍTULO 1**

### **CONCENTRAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM BIVALVES DO MEIO AMBIENTE: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA**

(Artigo publicado em inglês na revista Environmental Monitoring and  
Assessment)

## **Resumo**

O objetivo desta revisão foi identificar o conhecimento atual a respeito da concentração de microplásticos em bivalves nos ambientes marinho, estuarino e de água doce. Para tanto, foram realizadas pesquisas no período de setembro de 2020 a fevereiro de 2021 nas bases de dados Scopus, Web of Science e Google Scholar. Para compreender de forma abrangente os artigos selecionados, foi realizada uma extensa revisão com o objetivo de identificar as metodologias empregadas, locais de amostragem, espécies avaliadas, características dos microplásticos (concentrações, formas, tamanhos e polímeros) e sua relação com a concentração dessas partículas no ambiente. Foram selecionados 93 artigos, com crescimento exponencial no número de artigos de abril de 2014 a fevereiro de 2021. Em todo o mundo, foram realizados 80 artigos no Hemisfério Norte e treze no Hemisfério Sul. As coletas de organismos foram realizadas em 36 países, além de um na Antártica. As concentrações de microplásticos foram estudadas em 70 espécies, sendo os mexilhões *Mytilus* spp. e as ostras *Crassostrea* spp. os principais gêneros estudados. Devido às diferentes metodologias utilizadas para digerir os tecidos dos organismos, identificar microplásticos e espécies, é difícil fazer comparações entre os resultados de diferentes estudos. Além disso, dados sobre as concentrações dos microplásticos no meio ambiente, bem como sua composição e características, são necessários, permitindo a verificação de relações com as concentrações identificadas nos organismos, o que não ocorre na maioria dos estudos. Desta forma, sugere-se um aumento no número de estudos a serem realizados no hemisfério sul, estudos futuros utilizando a mesma metodologia de digestão, identificação de polímeros de microplásticos e amostragens do ambiente circundante, possibilitando uma maior comparação entre os estudos.

**Palavras-chave:** Monitoramento ambiental; Biomonitoramento; Frutos do mar; Microplásticos; Ostras; Mexilhões; Bivalves.

## **Introdução**

Microplásticos são definidos como qualquer partícula sintética sólida ou matriz polimérica menor que 5 milímetros, com formato regular ou irregular e insolúvel em água, que pode ser categorizada como primária ou secundária (Arthur et al. 2009; Frias e Nash 2019). Microplásticos primários são partículas pré-fabricadas, como microesferas ou pellets incluídos em cosméticos ou usados em processos industriais, podendo entrar no meio ambiente por meio de vazamentos durante a fabricação, transporte, uso e esgoto doméstico (Andrady 2017; van Wezel et al. 2016). Microplásticos secundários são partículas fragmentadas de plásticos maiores no ambiente devido a processos físicos e biológicos, como intemperismo por luz ultravioleta, ondas e ventos, degradação de fibras de lavagem de têxteis sintéticos (Andrady 2017; GESAMP 2019) e até mesmo fragmentação por organismos (Cau et al. 2020; Dawson et al. 2018; Mateos-Cárdenas et al. 2020).

Devido ao crescimento exponencial na fabricação de plásticos desde a década de 1950 e sua descarga irregular em ambientes aquáticos, essas micropartículas começaram a ser evidentes a partir da década de 1970 (Carpenter e Smith 1972), com estimativas de 51 trilhões de partículas microplásticas flutuando na superfície do oceano globalmente hoje (Agamuthu et al. 2019). Desde então, os microplásticos têm sido amplamente estudados em vários compartimentos dos oceanos e áreas costeiras (Yu et al. 2020), sendo encontrados até mesmo nos ambientes globais mais remotos, como Ártico e Antártico (Kanhai et al. 2019; Sfriso et al. 2020). Os primeiros estudos relacionados aos microplásticos focaram principalmente na identificação das concentrações dessas partículas em águas superficiais (Burns e Boxall 2018), coluna d'água (Erni-Cassola et al. 2019) e sedimentos (Van Cauwenberghe et al. 2015). Porém, atualmente a identificação de microplásticos também tem sido realizada em organismos marinhos e de água doce coletados no ambiente (de Sá et al. 2018), sendo registrados nos mais diversos grupos, desde pequenos organismos zooplanctônicos até grandes espécies nectônicas, como tubarões e baleias (Moore et al. 2020; Parton et al. 2020; Taha et al. 2021).

Além disso, muitos estudos têm sido realizados em laboratório para verificar os efeitos dos microplásticos nos organismos (He et al. 2021; Moreno e Cooper 2021; Xiao et al. 2020), com possíveis alterações ecotoxicológicas, fisiológicas e moleculares e resultados em diferentes níveis de organização biológica sendo

observados (Franzellitti et al. 2019; Ma et al. 2020; Mallik et al. 2021). A transferência dessas partículas entre níveis tróficos já foi identificada em laboratório, o que pode ter implicações para a saúde dos organismos marinhos, para a cadeia alimentar e até para os humanos (Farrell e Nelson 2013; Setälä et al. 2014).

Dentre os estudos relacionados aos microplásticos em organismos, é grande o número que utiliza bivalves, tanto no ambiente quanto em experimentos de laboratório, com o objetivo de avaliar a concentração de microplásticos e seus efeitos fisiológicos sobre esses organismos. A escolha desses organismos se deve principalmente ao seu modo de filtração, ampla distribuição, nichos ecológicos vitais e estreita conexão com cadeias alimentares (J. Li et al. 2019; Setälä et al. 2016), sendo considerados bioindicadores deste tipo de poluição (J. Li et al. 2019). Além disso, muitas das espécies de bivalves utilizadas nesses estudos são valiosos recursos pesqueiros (J. Li et al. 2015; Rochman et al. 2015), tornando esses estudos importantes do ponto de vista social e econômico, uma vez que a concentração destas partículas em organismos podem causar efeitos na saúde da população humana que as utiliza como fonte de alimento, como carcinogenicidade, desregulação endócrina e problemas neurológicos, cardíacos, hepatológicos e renais (Campanale et al. 2020; Cook e Halden 2020).

Em relação aos estudos laboratoriais, foi possível identificar que as respostas dos bivalves à exposição aos microplásticos estão principalmente relacionadas à imunotoxicidade, dano oxidativo, genotoxicidade, dano estrutural e capacidade antioxidante dos organismos (Baroja et al. 2021). Ainda segundo esses autores, apesar dos estudos experimentais utilizando uma ampla gama de espécies, sugere-se que mudanças nas concentrações, tamanhos e formatos dos microplásticos se tornem mais semelhantes aos encontrados no meio ambiente.

Nesse sentido, é necessário entender as concentrações de microplásticos em bivalves coletados no meio ambiente, suas características físicas e a relação com as concentrações no meio ambiente, fornecendo dados importantes para futuros experimentos laboratoriais. Além disso, é importante sumarizar esses dados para verificar possíveis transferências de microplásticos através da cadeia alimentar, chegando até mesmo ao homem, e também para mostrar se esse grupo de organismos são de fato bons bioindicadores desse tipo de poluição.

O objetivo deste estudo foi avaliar o conhecimento atual a respeito das

concentrações de microplásticos em bivalves coletados no meio ambiente, verificando os dados de: locais de coleta; metodologias utilizadas para a digestão de tecidos e visualização dos microplásticos; principais espécies; concentrações; características físicas dos microplásticos (forma, tamanho e polímero); e relação entre as concentrações nos organismos e no meio ambiente. Com esses dados, será possível identificar os principais padrões em relação aos microplásticos em bivalves, possibilitando recomendações para futuros estudos sobre o tema.

## **Metodologia**

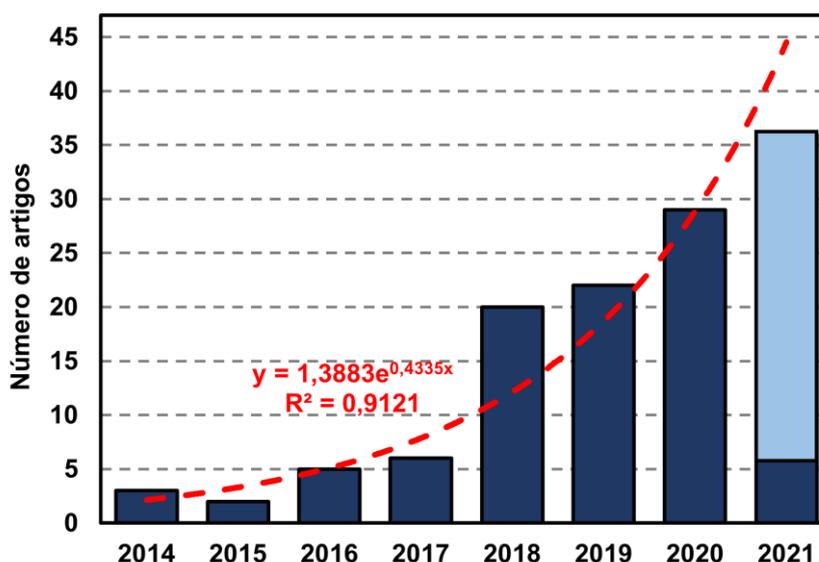
Esta revisão foi realizada no período de setembro de 2020 a fevereiro de 2021, por meio de pesquisas bibliográficas nas bases de dados Scopus, Web of Science e Google Scholar utilizando palavras-chave e lógica booleana. Para esta pesquisa, a seguinte progressão de termos foi usada: (TITLE-ABS-KEY (microplastic\* AND environment\* AND bivalve\* OR mussel\* OR oyster\* OR clam\* OR scallop\* OR cockle\*) AND NOT TITLE-ABS-KEY (experiment\*)). No total, 298 artigos foram descobertos após pesquisas nas bases de dados Web of Science e Scopus. A seguir, algumas etapas foram seguidas para a obtenção apenas dos artigos relacionados aos bivalves coletados no ambiente: (1) por meio do software RStudio (RStudio Team 2020), foram retirados os artigos duplicados nas duas bases de dados (n = 83); (2) foram excluídos dissertações, teses, relatórios técnicos, resumos de congressos e simpósios, resenhas, capítulos de livros e notas (n = 16); e (3) foi realizada leitura criteriosa do título, resumo e metodologia dos artigos, retirando-se aqueles que realizaram experimentos laboratoriais e/ou não realizaram coletas de organismos no ambiente (n = 126). Assim, restaram 73 artigos para serem analisados nas duas bases de dados.

Além deles, foram descobertos outros 20 artigos na base de dados Google Scholar com as mesmas palavras-chave, totalizando 93 artigos avaliados nesta revisão, publicados entre abril de 2014 e fevereiro de 2021. As publicações relacionadas às concentrações de microplásticos em bivalves no meio ambiente foram então lidas exaustivamente e os seguintes dados foram extraídos de cada artigo: ano de publicação, local de amostragem, metodologia utilizada para digestão de tecidos moles de organismos e verificação de microplásticos, espécies utilizadas e concentrações dos microplásticos nos bivalves, tais como concentrações, formatos, tamanhos, polímeros e sua relação com a abundância no ambiente circundante.

## Resultados

### Número de publicações

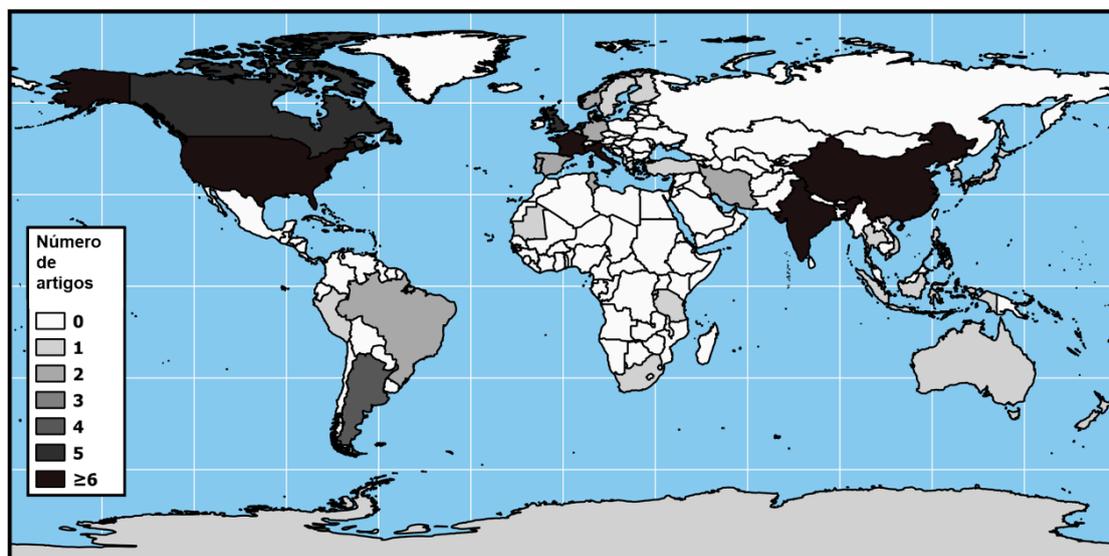
Os estudos relacionados aos microplásticos em compartimentos abióticos do meio ambiente começaram na década de 1970 e têm aumentado em taxas muito altas nos últimos anos, demonstrando uma grande preocupação de pesquisadores de todo o mundo com o tema (Borja e Elliott 2019; Qin et al. 2020; Van Cauwenberghe et al. 2015). Ao contrário desses estudos, os primeiros estudos realizados sobre a concentração de microplásticos em bivalves do meio ambiente são relativamente novos, sendo realizados apenas a partir de 2014 (por exemplo De Witte et al. 2014; Mathalon e Hill 2014; Van Cauwenberghe e Janssen 2014). Porém, apesar de ter iniciado há alguns anos, o número de estudos tem aumentado nos últimos anos, com 93 artigos científicos publicados até fevereiro de 2021 (Figura 1). Incluindo uma previsão de artigos para o ano completo de 2021 é possível se identificar um crescimento exponencial ( $R^2 = 0,91$ ), o que mostra como esse tema também vem chamando a atenção dos pesquisadores na atualidade.



**Figura 1:** Número de artigos encontrados a respeito da concentração de microplásticos em bivalves no meio ambiente de 2014 a 2021, por meio de busca sistemática por palavra-chave. As barras azuis escuras representam artigos já publicados até fevereiro de 2021, enquanto a barra azul clara é uma projeção de artigos até dezembro de 2021. A linha tracejada representa o crescimento exponencial do número de artigos ao longo desses anos ( $R = 0,9121$ ) levando em consideração a projeção para o ano de 2021.

### *Locais de amostragem*

A coleta de bivalves ocorreu em todos os continentes, mas principalmente na Ásia (n = 33) e Europa (n = 31). A China é o país com maior número de estudos, com 17 artigos publicados, seguida dos EUA (n = 10), Itália (n = 8) e França (n = 7) (Figura 2). Ressalta-se ainda a discrepância de estudos entre os diferentes hemisférios, com elevado número de coletas realizadas no Hemisfério Norte (n = 80) em relação ao Hemisfério Sul (n = 13), padrão semelhante ao observado em estudos sobre a presença de microplásticos no ambiente (Peng et al. 2020; Rezania et al. 2018; Van Cauwenberghe et al. 2015).



**Figura 2:** Número de estudos em que foram coletados bivalves no meio ambiente para verificar a presença de microplásticos em diferentes países ao redor do mundo. A escala de cinza representa de zero artigos (branco) a mais de 6 artigos realizados (cinza escuro).

Ainda, há grandes discrepâncias nos diferentes ambientes aquáticos amostrados, com predomínio de estudos realizados em ambientes marinhos (n = 61; 66%) em relação às coletas em estuários (n = 12; 13%) e água doce (n = 9; 10%). Além desses, alguns estudos coletaram organismos em mais de um tipo de ambiente aquático. Essa lacuna nos estudos sobre microplásticos em ambientes de água doce foi identificada por Blettler et al. (2018), que identificaram que 87% dos estudos de poluição por plásticos estão relacionados a ambientes marinhos e apenas 13% a sistemas de água doce, sendo realizados principalmente em países desenvolvidos.

### *Metodologias laboratoriais utilizadas na análise de microplásticos em bivalves*

Em laboratório, após a coleta dos organismos, três etapas importantes devem ser observadas para a análise dos microplásticos nos bivalves: (1) os cuidados necessários para evitar qualquer fonte de contaminação dos microplásticos pelo ar, soluções ou materiais; (2) as metodologias utilizadas para a digestão dos tecidos dos organismos; e (3) as técnicas de observação de microplásticos e identificação de polímeros.

#### *Prevenção de contaminação processual*

Para garantir a precisão dos dados, uma série de medidas para evitar a contaminação do procedimento devem ser tomadas durante a amostragem e análise laboratorial (Brander et al. 2020). As medidas tomadas para evitar a contaminação incluíram: os bivalves foram mantidos cobertos com papel alumínio após a coleta, as soluções necessárias para as análises foram filtradas antes do uso, as vidrarias foram enxaguadas completamente com água deionizada, destilada ou MilliQ®, equipamentos de plástico foram evitados, jalecos de algodão e luvas de látex foram usados em todos os momentos, e amostras procedimentais em branco foram executados. No total, 97% (n = 90) dos artigos descreveram algum tipo de prevenção, portanto, possivelmente não houve superestimação da concentração de MP em bivalves devido à contaminação aérea ou pelos procedimentos empregados.

#### *Métodos de digestão de tecidos moles dos bivalves*

Em relação às digestões químicas de tecidos de bivalves, foram utilizadas várias metodologias (ver Informação Suplementar, Tabela S1), incluindo reagentes ácidos (ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) e ácido perclórico (HClO<sub>4</sub>)); reagentes oxidativos (peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)); reagentes básicos (hidróxido de potássio (KOH) e hidróxido de sódio (NaOH)); métodos enzimáticos (Colorase, Tripsina, Lipase, Protease e Enzimas Detergentes), e uma mistura desses reagentes (Karlsson et al. 2017; Gomiero et al. 2019; Wu et al. 2020). O método de digestão mais comum foi o uso de 10% KOH, sendo realizado em 32 dos estudos avaliados, seguido pelo uso de 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (n = 30) e 65-69% HNO<sub>3</sub> (n = 10) (Figura 3). Além disso, houve também sete estudos em que foram realizadas digestões por métodos enzimáticos.

Houve estudos que testaram diferentes reagentes para verificar a eficiência de cada método. Por exemplo, Fernández Severini et al. (2019), descobriram que a digestão usando 22,5 M HNO<sub>3</sub> foi mais eficaz do que usando H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Por outro lado,

Reguera et al. (2019) identificaram que a concentração de microplásticos em bivalves foi menor usando digestão com  $\text{HNO}_3$  em comparação com  $\text{KOH}$ , embora nenhum efeito seletivo sobre os tipos, cores e tamanhos dos microplásticos tenha sido confirmado.

Também é importante notar que, até 2017, metade dos estudos realizava a digestão de organismos usando  $\text{HNO}_3$  (Figura 3). No entanto, esse método pode causar efeitos adversos aos polímeros, subestimando os resultados (Claessens et al., 2013; Reguera et al., 2019), portanto, a partir de 2018, poucos estudos utilizaram esse reagente, substituindo-o por outros menos adversos. Na verdade, os dois métodos de digestão mais utilizados na comunidade de pesquisa atualmente são 10%  $\text{KOH}$  e 30%  $\text{H}_2\text{O}_2$  (Dehaut et al. 2019), e eles também foram os principais reagentes usados na digestão de tecidos moles em bivalves, especialmente a partir de 2018 (Figura 3). Dentre eles, identificou-se que o  $\text{KOH}$  é mais estável ao longo do tempo e não tem efeito em vários tipos de polímeros (Dehaut et al. 2016; Kühn et al. 2017). Ainda, as abordagens enzimáticas, apesar de serem consideradas abordagens leves e sem impacto nos polímeros, possuem várias etapas a serem levadas em consideração, envolvendo diferentes soluções com maior risco de contaminação, além de consumirem tempo (Dehaut et al. 2019). Dessa forma, estudos avaliam que o melhor método para a digestão de organismos até o momento é através do uso de  $\text{KOH}$  (Dehaut et al. 2016; Thiele et al. 2019).

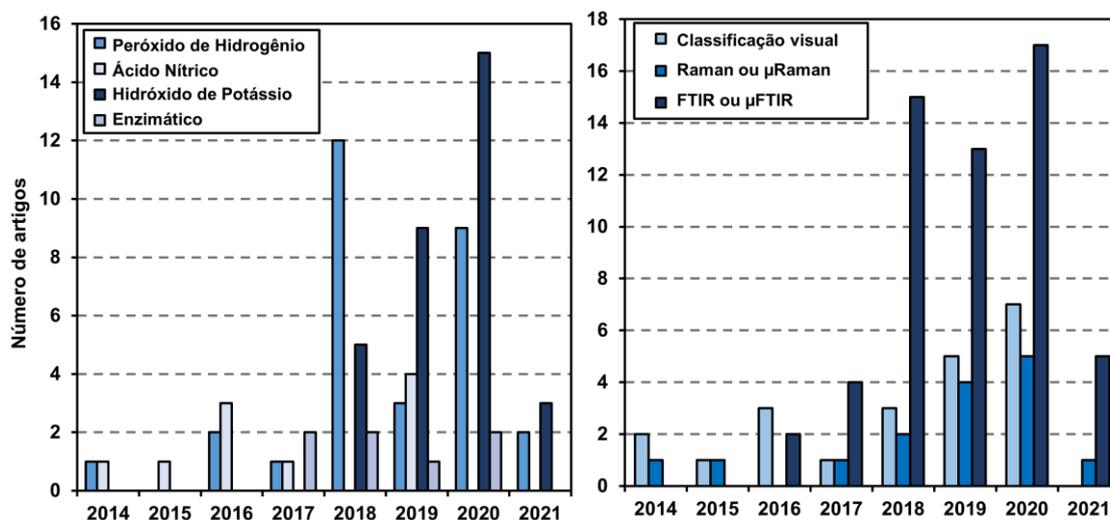
Vale ressaltar também que a maioria dos estudos realizou a digestão do tecido total dos organismos, não separando os diferentes órgãos. No entanto, houve artigos que analisaram as concentrações de microplásticos em órgãos específicos de organismos, observando outros processos de acúmulo além da ingestão. Por exemplo, alguns estudos dividiram órgãos relacionados à digestão (ou seja, brânquias, intestino, estômago, estilete cristalino) e aqueles não relacionados a esse processo (pés, manto, gônadas, músculo adutor e tecido visceral) (Baechler, Granek, Hunter, et. al. 2020; Kolandhasamy et al. 2018). Houve também estudos que realizaram a digestão somente de determinados órgãos, como as brânquias e hepatopâncreas (Corami et al. 2020), o trato digestivo e glândula digestiva (Ding et al. 2018) ou o bisco dos organismos (Q. Li et al. 2019).

### *Método de identificação de microplásticos*

A identificação de microplásticos em amostras ambientais é atualmente dificultada por uma enorme variedade de metodologias, que resultam na geração de resultados extremamente diferentes (Löder e Gerdts 2015). Esse padrão também é observado em estudos atuais que avaliaram as concentrações de microplásticos em bivalves (Figura 3; Informações Complementares, Tabela S1). A observação dos microplásticos foi realizada principalmente pela sua classificação visual e muitos estudos utilizaram apenas esta técnica (n = 22). No entanto, também existem estudos que utilizaram técnicas mais robustas, que permitem a identificação do polímero, como a Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (n = 56), Espectroscopia Raman (n = 15) e Microscopia Eletrônica de Varredura/Raio-X Dispersiva de Eletrônicos (n = 5).

É possível identificar que até 2016, a visualização de microplásticos era realizada principalmente por meio de classificação visual, representando 60% dos artigos até aquela data (Figura 3). Essa classificação visual ocorreu principalmente por meio do uso de microscópios estereoscópicos com câmeras acopladas, que possibilitaram a verificação das concentrações, tamanhos, formas e cores dos microplásticos encontrados. No entanto, esta técnica não permite a identificação do polímero, possibilitando subestimar ou superestimar as concentrações de microplásticos (Song et al. 2015). Por exemplo, Martinelli et al. (2020) mostraram que apenas ~2% das partículas visualmente semelhantes a microplásticos em bivalves eram de origem de polímero sintético (analisado usando  $\mu$ FTIR e  $\mu$ Raman), enfatizando a importância de verificar a origem do polímero sintético de potenciais microplásticos.

Devido a esse fator, a maioria dos estudos mais recentes utilizam técnicas que possibilitam a identificação de polímeros em microplásticos, reduzindo possíveis erros na estimativa das concentrações encontradas, representando 80% dos artigos publicados desde 2017 (Figura 3). Vale ressaltar, porém, que há estudos em que mais de 80% das partículas encontradas através da visualização em microscópios estereoscópicos foram de fato identificadas como polímeros sintéticos (Baechler, Granek, Mazzone, et al. 2020; D. Wang et al. 2021), mostrando que a visualização cuidadosa deve ser realizada antes das técnicas de identificação de polímeros.



**Figura 3:** Principais métodos utilizados nos 93 estudos avaliados entre 2014 e 2021 para digestão de tecidos moles de organismos (estudos que utilizaram mais de uma solução não foram levados em consideração) e identificação de microplásticos encontrados.

*Microplásticos em bivalves: espécies utilizadas, concentrações, características físicas e relação com a abundância no ambiente*

As concentrações, formatos, tamanhos e polímeros de microplásticos em bivalves dependem de uma série de fatores biológicos e ambientais. Assim, para esta avaliação são necessários dados importantes, como as espécies avaliadas, a abundância dessas partículas nos organismos, os principais tamanhos, formatos e polímeros encontrados, além de sua relação com a abundância de microplásticos no ambiente, como por exemplo na coluna de água e em sedimentos.

*Espécies usadas para monitorar a concentração de microplásticos em bivalves*

Nos artigos investigados, foram utilizadas 70 espécies diferentes de bivalves (Tabela 1), sendo mexilhões utilizados em 57 estudos, seguido de ostras (n = 27), amêijoas (n = 25), berbigões (n = 6) e vieiras (n = 1). Muitos desses estudos avaliam a concentração de microplásticos em bivalves devido à sua importância econômica e também por serem considerados bons bioindicadores no monitoramento da poluição costeira (Beyer et al. 2017; Davidson e Dudas 2016; Hermabessiere et al. 2019; Oehlmann e Schulte -Oehlmann 2003; X. Zhu et al. 2020). Além dessas, algumas espécies são avaliadas por serem elos importantes na cadeia alimentar, sendo um item da dieta de muitas outras espécies bentônicas (Piarulli et al. 2020; Su et al. 2016).

**Tabela 1:** Resumo dos estudos publicados entre 2014 e fevereiro de 2021 sobre a concentração de microplásticos em bivalves no meio ambiente. São apresentados os locais de coleta dos organismos, espécies coletadas, concentrações de microplásticos por grama de peso úmido (MPs/g), microplásticos por indivíduo (MPs/ind) e principais formatos e tamanhos encontrados.

Referência	Locais	Espécies	MPs/g	MPs/ind.	Formato	Tamanho (µm)
(Abidli et al., 2019)	Tunísia	<i>Mytilus galloprovincialis</i> <i>Ruditapes decussatus</i> <i>Crassostrea gigas</i>	0.8 1.4 1.48	n.a n.a n.a	Fibras	100 – 1000
(Argamino and Janairo, 2016)	Filipinas	<i>Perna viridis</i>	n.a	n.a	n.a	n.a
(Avio et al., 2017a)	Itália	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	n.a	1 – 2	Linhas	Surf: 100 – 500 Bott: 1000 – 5000
(Baechler et al., 2020a)	EUA	<i>Crassostrea gigas</i> <i>Siliqua patula</i>	0.35 ± 0.04 0.16 ± 0.02	10.95 ± 0.77 8.84 ± 0.45	Fibras	n.a
(Baechler et al., 2020b)	EUA	<i>Siliqua patula</i>	0.15 ± 0.03	6.75 ± 0.60	Fibras	n.a
(Bagheri et al., 2020)	Irã	<i>Cerastoderma lamarcki</i> <i>Mytilaster lineatus</i>	4.29 - 19.8 9.3	n.a n.a	Fibras	1000 – 2000
(Baldwin et al., 2020)	EUA	<i>Dreissena bugensis</i> <i>Corbicula fluminea</i>	n.a n.a	2.7 – 13 18 – 105	Fibras	n.a
(Bendell et al., 2020)	Canadá	<i>Nutalia obscurata</i> <i>Venerupis philippinarum</i>	n.a n.a	0 – 2.92 <sup>a</sup> 0 – 2.92 <sup>a</sup>	Fragmentos	n.a
(Berglund et al., 2019)	Suécia	<i>Anodonta anatina</i>	n.a	~20.6 – 37.7	Fibras	n.a
(Stéphanie Birnstiel et al., 2019)	Brasil	<i>Perna perna</i>	4.12 – 6.67	25.9 – 31.2	Fibras	n.a
(Bonello et al., 2018)	Itália	<i>Mytilus galloprovincialis</i> <i>Crassostrea gigas</i> <i>Anomia ephippium</i>	0.05 0.11 0.12	n.a n.a n.a	Fragmentos	n.a
(Bour et al., 2018)	Noruega	<i>Ennucula tenuis</i>	n.a	1.0 – 2.0	Fibras	300 – 400
(Bråte et al., 2018)	Noruega	<i>Mytilus</i> spp.	0.97 ± 2.61	1.5 ± 2.3	Fibras	< 1000
(Catarino et al., 2018)	Escócia	<i>Mytilus edulis</i> <i>Modiolus modiolus</i> <i>Mytilus</i> spp.	3.4 ± 0.48 0.09 ± 0.03 3.0 ± 0.9	0.74 ± 0.125 3.5 ± 1.29 3.2 ± 0.52	Fibras	n.a

(Cho et al., 2021)	Coréia do Sul	<i>Crassostrea gigas</i> <i>Mytilus edulis</i> <i>Ruditapes philippinarum</i>	0.33 ± 0.23 <sup>a</sup> 0.33 ± 0.23 <sup>a</sup> 0.43 ± 0.32	1.21 ± 0.68 <sup>a</sup> 1.21 ± 0.68 <sup>a</sup> 2.19 ± 1.20	Fragmentos	<300
(Corami et al., 2020)	Itália	<i>Crassostrea gigas</i>	> 238,000 <sup>b</sup>	n.a	n.a	n.a <sup>b</sup>
(Courtene-Jones et al., 2017)	Escócia	<i>Mytilus edulis</i>	1.05 – 4.44	n.a	Fibras	n.a
(Covernton et al., 2019)	Canadá	<i>Ruditapes philippinarum</i> <i>Crassostrea gigas</i>	0.22 ± 0.31 0.04 ± 0.06	0.16 ± 0.22 0.22 ± 0.28	Fibras	100 – 499
(Davidson and Dudas, 2016)	Canadá	<i>Ruditapes philippinarum</i>	0.07 – 5.47	~9 – 12	Fibras	n.a
(De-La-torre et al., 2020)	Peru	<i>Semimytilus alcosus</i>	1.65 ± 0.22	~2	Fibras	n.a
(De Witte et al., 2014)	Bélgica	<i>Mytilus edulis</i>	0.26 – 0.51	n.a	Fibras	1000 – 1500
(Digka et al., 2018)	Grécia	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	2.5– 5.3 <sup>c</sup>	0.8 – 0.9	Fragmentos	1000 – 1500
(Ding et al., 2018)	China	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	2	0.53	Fibras	<500
(Domogalla-Urbansky et al., 2019)	Alemanha	<i>Unio pictorum</i>	n.a	0 – 9	Fragmentos	n.a
(Dowarah et al., 2020)	Índia	<i>Perna viridis</i> <i>Meretrix meretrix</i>	1.8 ± 0.54 0.18 ± 0.04	3.28 ± 0.87 0.5 ± 0.11	Fragmentos	< 100
(Fernández Severini et al., 2019)	Argentina	<i>Crassostrea gigas</i>	n.a <sup>d</sup>	2 – 7	Fibras	n.a
(Gedik and Eryaşar, 2020)	Turquia	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0.02 - 1.12	0.06 - 2.47	Fragmentos	<500
(Gomiero et al., 2019)	Itália	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0.89 – 1.96	n.a	Fragmentos	20 – 40
(Ludovic Hermabessiere et al., 2019)	França	<i>Mytilus edulis</i> <i>Cerastoderma edule</i>	0.15 ± 0.06 0.74 ± 0.35	0.76 ± 0.4 2.46 ± 1.16	Fibras	50 – 100
(Jahan et al., 2019)	Austrália	<i>Saccostrea glomerata</i>	0.06 – 0.83	n.a	Fibras	100 – 500
(Jang et al., 2020)	Coréia do Sul	<i>Mytilus edulis</i> <i>Crassostrea gigas</i>	1.43 ± 1.45 1.13 ± 0.84	n.a n.a	Fragmentos	100 – 200
(Karlsson et al., 2017)	Holanda	<i>Mytilus edulis</i>	n.a <sup>e</sup>	5 – 19	Fibras	n.a
(Maria Kazour and Amara, 2020)	França	<i>Mytilus</i> spp.	0.41 - 2.76	n.a	Fragmentos	<150
(Kazour et al., 2019a)	Líbia	<i>Spondylus spinosus</i>	0.45 ± 0.3	8.3 ± 4.4	Fibras	<200
(Keisling et al., 2020)	EUA	<i>Crassostrea virginica</i>	0.18 ± 0.07	0.72 ± 0.34	Fragmentos	n.a
(Khoironi et al., 2018)	Indonésia	<i>Perna viridis</i>	4.0 – 20	n.a	n.a	n.a
(Klasios et al., 2021)	EUA	<i>Mytilus</i> spp. <i>Mytilus californianus</i> <i>Corbicula fluminea</i>	n.a n.a n.a	0.9 ± 0.6 1.5 ± 0.8 0.3 ± 0.2	Fibras	500 - 1000
(Prabhu Kolandhasamy et al., 2018)	China	<i>Mytilus edulis</i>	Up to 20	Up to 17	Fibras	50 – 250
(Leslie et al., 2017)	Holanda	<i>Mytilus edulis</i> <i>Crassostrea gigas</i>	n.a <sup>e</sup> n.a <sup>e</sup>	n.a n.a	Fibras	10 – 300

(Li et al., 2016)	China	<i>Mytilus edulis</i>	0.9 – 4.6	1.5 – 7.6	Fibras	<250
(Jiana Li et al., 2018)	Reino Unido	<i>Mytilus edulis</i>	0.7 – 2.9	1.1 – 6.4	Fibras	5 – 250
(H.-X. Li et al., 2018)	China	<i>Saccostrea cucullata</i>	1.5 – 7.2	1.4 – 7.0	Fibras	<100
(Q. Li et al., 2019)	China	<i>Mytilus</i> spp.	n.a <sup>f</sup>	0.85 – 1.2	Fibras	1000 – 5000
(Lourenço et al., 2017)	Mauritânia	<i>Cerastoderma edule</i>	n.a <sup>g</sup>	4.3 ± 4.32	Fibras	n.a
		<i>Scrobicularia plana</i>	n.a <sup>g</sup>	3.3 ± 2.06		
		<i>Dosinia isocardia</i>	n.a <sup>g</sup>	1.5 ± 1.96		
		<i>Senilia senilis</i>	n.a <sup>g</sup>	1.0 ± 2.55		
(Mankin and Huvard, 2020)	EUA	<i>Mytilus californianus</i>	0.55 - 1.38	3.62 - 6.04	Fibras <sup>h</sup>	n.a
(Martinelli et al., 2020)	EUA	<i>Crassostrea gigas</i>	0.02 – 0.14	0.69 – 3	Fibras	50 – 100
(Mathalon and Hill, 2014)	Canadá	<i>Mytilus edulis</i>	n.a	106 – 178	Fibras	n.a
(Mayoma et al., 2020)	Tanzânia	<i>Anadara antiquata</i>	n.a	≤1 - 2.1 ± 1.8	Fibras	n.a
(McCoy et al., 2020)	Reino Unido	<i>Corbicula fluminea</i>	n.a	0 – 24	Fibras	n.a
(Naidu et al., 2018)	Índia	<i>Tellina</i> sp.	n.a	n.a	n.a	n.a
(Naidu, 2019)	Índia	<i>Perna viridis</i>	0.41	n.a	n.a	n.a
(Naji et al., 2018)	Irã	<i>Amiantis umbonella</i>	1.5	6.9 ± 2.3	Fibras	10 – 25
		<i>Amiantis purpuratus</i>	2.3	6.1 ± 1.8		
		<i>Pinctada radiata</i>	0.1	3.9		
(Nakao et al., 2019)	Japão	<i>Corbicula japonica</i>	n.a <sup>b</sup>	n.a	n.a	n.a
(Nam et al., 2019)	Vietnam	<i>Perna viridis</i>	0.29 ± 0.14	2.6 ± 1.14	n.a	n.a
(Narmatha Sathish et al., 2020)	Índia	<i>Donax cuneatus</i>	0.6 – 1.3	0.29 – 2.7	Fibras	100 – 250
(Pastorino et al., 2021)	Itália	<i>Dreissena polymorpha</i>	0.03 – 0.23	n.a	Fibras	n.a
(Patterson et al., 2019)	Índia	<i>Magallana bilineata</i>	0.81 ± 0.45	6.9 ± 3.84	Fibras	250 – 500
(Pazos et al., 2020)	Argentina	<i>Limnoperna fortunei</i>	2.08 ± 1.33	0.43 ± 0.35	Fibras	500 – 1000
(Pérez et al., 2020)	Argentina	<i>Mytilus chilensis</i>	n.a	8.6 ± 3.53	Fibras	<1000
(Phuong et al., 2018a)	França	<i>Mytilus edulis</i>	0.23 ± 0.20	0.61 ± 0.56	Fragmentos	50 – 100
		<i>Crassostrea gigas</i>	0.18 ± 0.16	2.10 ± 1.71		
(Phuong et al., 2018b)	França	<i>Mytilus edulis</i>	0.23 ± 0.09	~0.9	Fragmentos	50 – 100
(Piarulli et al., 2020)	Itália, Holanda	<i>Cerastoderma glaucum</i>	n.a	0.01 ± 0.01	Fibras	100 – 500
		<i>Mytilus galloprovincialis</i>	n.a	0.03 ± 0.03		
		<i>Limecola balthica</i>	n.a	0.25 ± 0.25		
		<i>Scrobicularia plana</i>	n.a	0.05 ± 0.05		
(Xiaoyun Qu et al., 2018)	China	<i>Mytilus edulis</i>	1.52 – 5.36 <sup>a</sup>	0.77 – 8.22 <sup>a</sup>	Fibras	250 – 1000
		<i>Perna viridis</i>	1.52 – 5.36 <sup>a</sup>	0.77 – 8.22 <sup>a</sup>		
(Railo et al., 2018)	Finlândia	<i>Mytilus trossulus</i>	0.4 ± 1.9	0.1 ± 0.2	Fibras	n.a

(Reguera et al., 2019)	Espanha	<i>Mytilus</i> spp.	0 – 8.9	0 – 10	Fibras	200 – 500
(Renzi et al., 2018)	Itália	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	4.4 – 11.4	3 – 12.4	Fibras	n.a
(Ríos et al., 2020)	Argentina	<i>Aulacomya atra</i>	0.22 – 0.59	n.a	Fibras	<1500
(Saha et al., 2021)	Índia	<i>Perna viridis</i>	3.2 ± 1.8	1 – 6	Fibras	10 – 50
		<i>Paphia malbarica</i>	0.7 ± 0.3	2 – 5		
		<i>Crassostrea</i> sp.	4.0 ± 2.1	1 – 10		
(M. F.M. Santana et al., 2016)	Brasil	<i>Perna perna</i>	n.a <sup>b</sup>	n.a	n.a	n.a
(Schessl et al., 2019)	EUA	<i>Dreissena polymorpha</i>	0 <sup>i</sup>	0 <sup>i</sup>	Não encontrado	n.a
		<i>Dreissena bugensis</i>	0 <sup>i</sup>	0 <sup>i</sup>		
(Scott et al., 2019)	Reino Unido	<i>Mytilus edulis</i>	n.a	1.43 – 7.64	Fibras	n.a
(Sfriso et al., 2020)	Antártica	<i>Cyamiocardium denticulatum</i>	n.a <sup>e</sup>	~0.5	Fragmentos circulares	50 – 100
		<i>Yoldiella antarctica</i>	n.a <sup>e</sup>	~1.5		
		<i>Aequiyoldia eightsii</i>	n.a <sup>e</sup>	~2.2		
		<i>Thyasira debilis</i>	n.a <sup>e</sup>	~2.8		
(Sparks, 2020)	África do Sul	<i>Aulyacoma ater</i>	2.8	2.9	Fibras	500 – 1000
		<i>Choromytilus meridionalis</i>	1.8	5.6		
		<i>Mytilus galloprovincialis</i>	2.8	3.4		
(Su et al., 2016)	China	<i>Corbicula fluminea</i>	0.2 – 12.5	n.a	Fibras	100 – 1000
(Lei Su et al., 2018)	China	<i>Corbicula fluminea</i>	0.3 – 4.9	0.4 – 5.0	Fibras	250 – 1000
(Sui et al., 2020)	China	<i>Chlamys farreri</i>	n.a	7.58 – 12.29	n.a	n.a
(Teng et al., 2019)	China	<i>Crassostrea gigas</i>	0.62 <sup>a</sup>	2.93 <sup>a</sup>	Fibras	< 500
		<i>Crassostrea angulate</i>	0.62 <sup>a</sup>	2.93 <sup>a</sup>		
		<i>Crassostrea hongkongensis</i>	0.62 <sup>a</sup>	2.93 <sup>a</sup>		
		<i>Crassostrea sikamea</i>	0.62 <sup>a</sup>	2.93 <sup>a</sup>		
(Thushari et al., 2017)	Tailândia	<i>Saccostrea forskalii</i>	0.37– 0.57	n.a	Fibras	n.a
(van Cauwenberghe and Janssen, 2014)	Alemanha	<i>Mytilus edulis</i>	0.36 ± 0.07	n.a	n.a	16 – 20
	França	<i>Crassostrea gigas</i>	0.47 ± 0.16	n.a		> 25
(van Cauwenberghe et al., 2015)	França, Bélgica, Holanda	<i>Mytilus edulis</i>	0.2 ± 0.3	n.a	n.a	n.a
(Vandermeersch et al., 2015)	Portugal, Itália, Espanha, França, Dinamarca	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0.14 – 0.18	n.a	Fibras	n.a
		<i>Mytilus edulis</i>	0.13	n.a		
(Waite et al., 2018)	EUA	<i>Crassostrea virginica</i>	3.84 ± 3.39	16.5	Fibras	n.a

(Wakkaf et al., 2020)	Tunísia	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	2.1 ± 1.0	7.7 ± 3.8	Fibras	n.a
(Wang et al., 2019b)	China	<i>Acila mirabilis</i>	6.9 ± 2.1	n.a	Fibras	50 – 500
(Wang et al., 2021)	China	<i>Saccostrea cucullata</i>	1.84	1 - 14	Fibras	101 – 500
(Wardlaw and Prosser, 2020)	Canadá	<i>Lasmigona costata</i>	0 – 0.16	0 - 7	Fragmentos	n.a
(Webb et al., 2019)	Nova Zelândia	<i>Perna canaliculus</i>	0 – 0.48	0 – 1.5	Fragmentos	100 – 200
(Wu et al., 2020)	China	<i>Ostrea denselamellosa</i>	0.31 ± 0.10	1.67 ± 0.44	Fibras	500 – 1000
		<i>Sinovovacula constricta</i>	0.21 ± 0.05	1.8 ± 0.34		0 - 500
(Xu et al., 2020)	China	<i>Anomalodiscus squamosus</i>	3.48 ± 0.89	n.a	Fibras	n.a
		<i>Gafrarium sp.</i>	0.26 ± 0.08	n.a		
		<i>Marcia sp.</i>	0.02 ± 0.03	n.a		
		<i>Anadara sp.</i>	0.46	n.a		
		<i>Circe scripta</i>	0.02	n.a		
		<i>Donax sp.</i>	2.89 ± 0.54	n.a		
		<i>Meretrix meretrix</i>	0.33	n.a		
		<i>Barbatia sp.</i>	0.37 ± 0.30	n.a		
		<i>Trapezium liratum</i>	0.12 ± 0.18	n.a		
		<i>Ruditapes philippinarum</i>	0	n.a		
		<i>Ruditapes variegatus</i>	0.78 ± 1.10	n.a		
(Zhao et al., 2018)	EUA	<i>Mytilus edulis</i> ,	0.6 ± 1.2	0.4 ± 0.6	Fragmentos	≤1000
(Zhu et al., 2019)	China	<i>Crassostrea hongkongensis</i>	0.8 ± 0.2	4.7 ± 0.3	Fibras	< 250
(Zhu et al., 2020)	China	<i>Crassostrea gigas</i>	4.53	n.a	Fibras	n.a
(Zhu et al., 2021)	China	Ostreida	0.42 – 2.44	n.a	Fibras	1000 – 5000

n.a – Não apresentado

<sup>a</sup>Não especificado por espécies

<sup>b</sup>Pequenos microplásticos (≤ 100 µm) nas brânquias e hepatopâncreas

<sup>c</sup>Apenas os organismos que continham microplásticos

<sup>d</sup>Dados mostrados na taxa de detecção de MPs (%)

<sup>e</sup>Dados mostrados em MPs/g peso seco

<sup>f</sup>Dados mostrados em MPs/g de bisso

<sup>g</sup>Dados mostrados em MPs/g peso seco sem cinzas

<sup>h</sup>Procurou apenas fibras

<sup>i</sup>Procurou apenas microesferas

## Mexilhões

Li et al. (2019a) avaliaram os estudos que observaram a concentração de microplásticos em mexilhões, utilizando-os como bioindicadores de poluição microplástica. Esses autores identificaram 27 estudos em coletas de campo até 2019 e aqui, outros 30 artigos foram identificados usando esse grupo de organismos. O mexilhão-azul *Mytilus edulis* foi a espécie mais estudada, sendo utilizada em 20 artigos (Tabela 1), pois esta espécie é comum nas águas costeiras do mundo, sendo coletada em diferentes continentes, como Ásia (n = 5), Europa (n = 13) e América do Norte (n = 2). Além de sua ampla distribuição geográfica, essa espécie também é estudada por ser uma importante fonte de alimento para humanos, com mais de 250 mil toneladas sendo capturadas/produzidas para consumo humano por ano, sendo 80% provenientes da aquicultura (<http://www.fao.org/fishery/species/2688/en>).

Além desta espécie, foram utilizados outros mexilhões marinhos importantes: o mexilhão mediterrâneo *Mytilus galloprovincialis* (n = 12) e o mexilhão verde *Perna viridis* (n = 7), espécies amplamente utilizadas como recurso alimentar humano; o mexilhão da Califórnia *Mytilus californianus* (n = 2), membro abundante de comunidades na América do Norte, o mexilhão-pardo *Perna perna* (n = 2) e o mexilhão-de-magalhães *Aulacomya atra* (n = 2), espécies amplamente distribuídas nas costas do Hemisfério Sul. Entre os mexilhões de água doce, o mexilhão Zebra *Dreissena polymorpha* (n = 2) e o mexilhão Quagga *Dreissena bugensis* (n = 2) foram as principais espécies avaliadas, por serem consideradas espécies exóticas amplamente distribuídas em lagos da América do Norte e Europa. Além destes, 12 outras espécies de mexilhões marinhos, estuarinos ou de água doce foram avaliadas em apenas um estudo (Tabela 1).

## Ostras

No total, 13 espécies de ostras foram avaliadas em 27 estudos, sendo a ostra do Pacífico *Crassostrea gigas* a espécie principal, realizada em 14 estudos (Tabela 1). Devido à sua alta distribuição geográfica e valor econômico, esta espécie foi escolhida como espécie alvo para a avaliação da concentração de microplásticos em diferentes partes do mundo, como na África (n = 1), Europa (n = 4), Ásia (n = 4), América do Norte (3) e América do Sul (n = 1).

Além de *C. gigas*, outras ostras comerciais importantes também foram

avaliadas, com coletas em diversas partes do mundo, como China, Austrália, EUA, Golfo Pérsico e Índia (Tabela 1). Dentre estas, as ostras dos gêneros *Crassostrea* (*C. angulate*, *C. hongkongensis*, *C. sikamea* e *C. virginica*) e *Saccostrea* (*S. cucullata*, *S. forskalii* e *S. glomerata*) foram as principais espécies estudadas. Por sua vez, as espécies *Anomia ephippium*, *Magallana bilineata*, *Pinctada radiata*, *Ostrea densalamellosa* e *Spondylus spinosus* foram coletadas em apenas um estudo cada.

#### *Amêijoas, berbigões e vieiras*

No total, 37 espécies de amêijoas, berbigões e vieiras foram utilizadas como espécies alvo, com 26 gêneros distintos de amêijoas, 3 de berbigão e apenas um de vieira (Tabela 1). Os principais gêneros estudados foram *Amiantis* (*A. umbonella* e *A. purpuratus*), *Corbicula* (*C. fluminea* e *A. japonica*), *Ruditapes* (*R. decussatus*, *R. philippinarum* e *R. variegatus*) e *Cerastoderma* (*C. edule* e *C. glaucum*) enquanto os demais gêneros foram representados por apenas uma espécie. Assim como nas espécies de mexilhões e ostras, esses grupos de organismos foram coletados em diferentes regiões do globo, como Ásia, Europa, América, África e Antártica (Tabela 1).

#### *Concentração de microplásticos em organismos*

Várias unidades foram usadas para avaliar as concentrações de microplásticos ingeridos pelos bivalves, como a taxa percentual de detecção de microplásticos por organismo (Fernández Severini et al. 2019; Nakao et al. 2019; Santana et al. 2016), microplásticos por grama (g) de peso seco (Leslie et al. 2017; Sfriso et al. 2020), microplásticos por grama livre de cinzas de peso seco (Lourenço et al. 2017), microplásticos por grama de peso úmido (MPs/g) e microplásticos por indivíduo (MPS/ind.). As duas últimas unidades são as mais utilizadas, com 90% utilizando pelo menos uma dessas unidades, por isso foram escolhidas para comparação entre os estudos (Tabela 1).

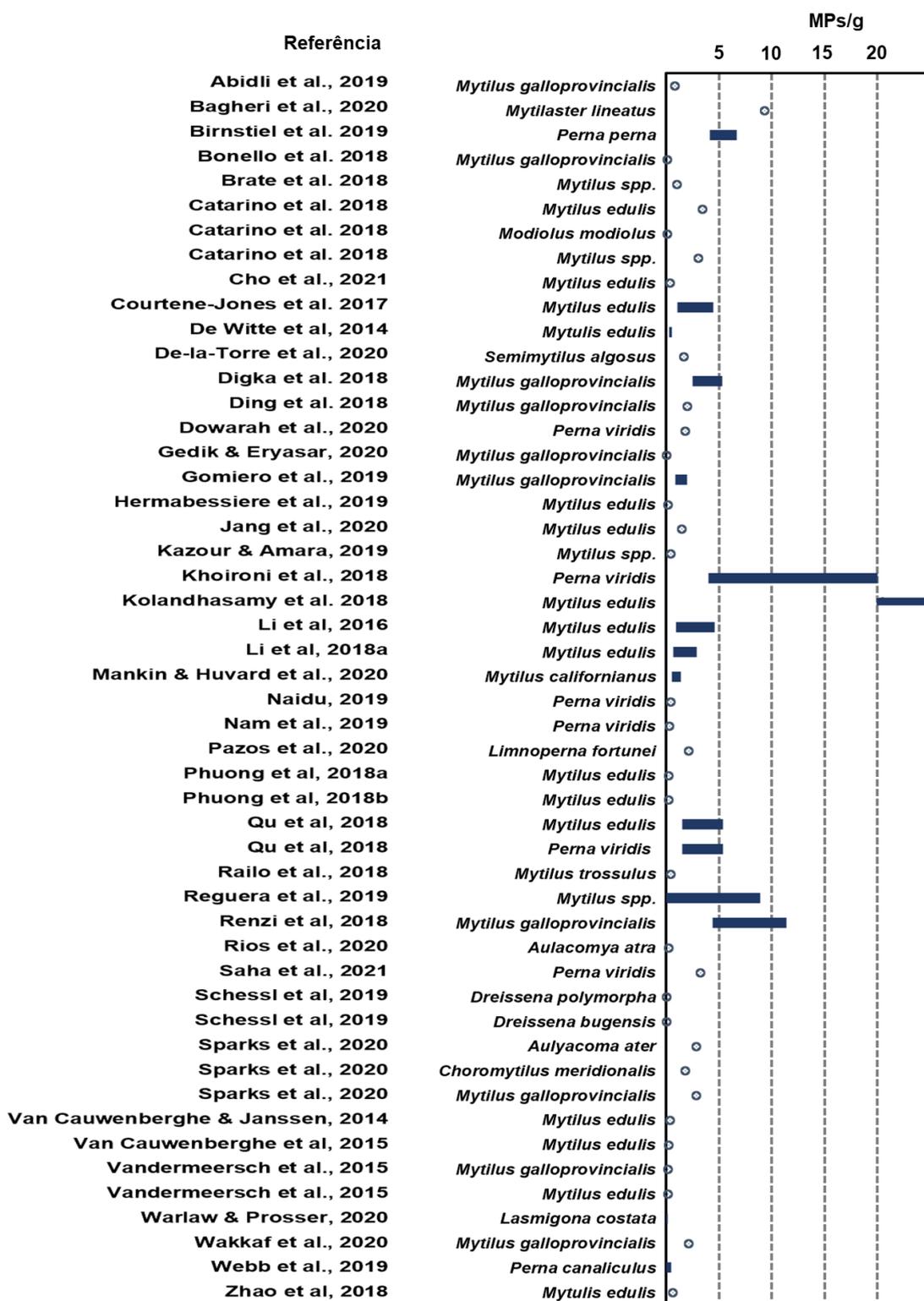
Dentre estes, foi possível identificar concentrações discrepantes de microplásticos encontrados nos organismos, provavelmente devido às diferentes técnicas empregadas, espécies avaliadas e a relação com a concentração no ambiente circundante. As concentrações foram identificadas de zero microplásticos em alguns organismos (Domogalla-Urbansky et al. 2019; Reguera et al. 2019; Webb et al. 2019) a mais de 20 microplásticos/ind. (Berglund et al. 2019; Birnstiel et al. 2019), atingindo

valores ainda maiores, superiores a 100 microplásticos/ind. (Mathalon e Hill 2014). Da mesma forma, a pesquisa encontrou concentrações iguais a zero microplásticos/g (Reguera et al. 2019; Webb et al. 2019) até concentrações superiores a 10 microplásticos/g (Kolandhasamy et al. 2018; Renzi et al. 2018; Su et al. 2016). No entanto, mesmo com essa faixa elevada, pode-se observar que a maioria dos estudos identificou que as concentrações de microplásticos identificados em bivalves possuem magnitude semelhante, com seus valores predominantemente entre 0 e 10 MPs/ind. ou entre 0 e 2 MPs/g (Tabela 1).

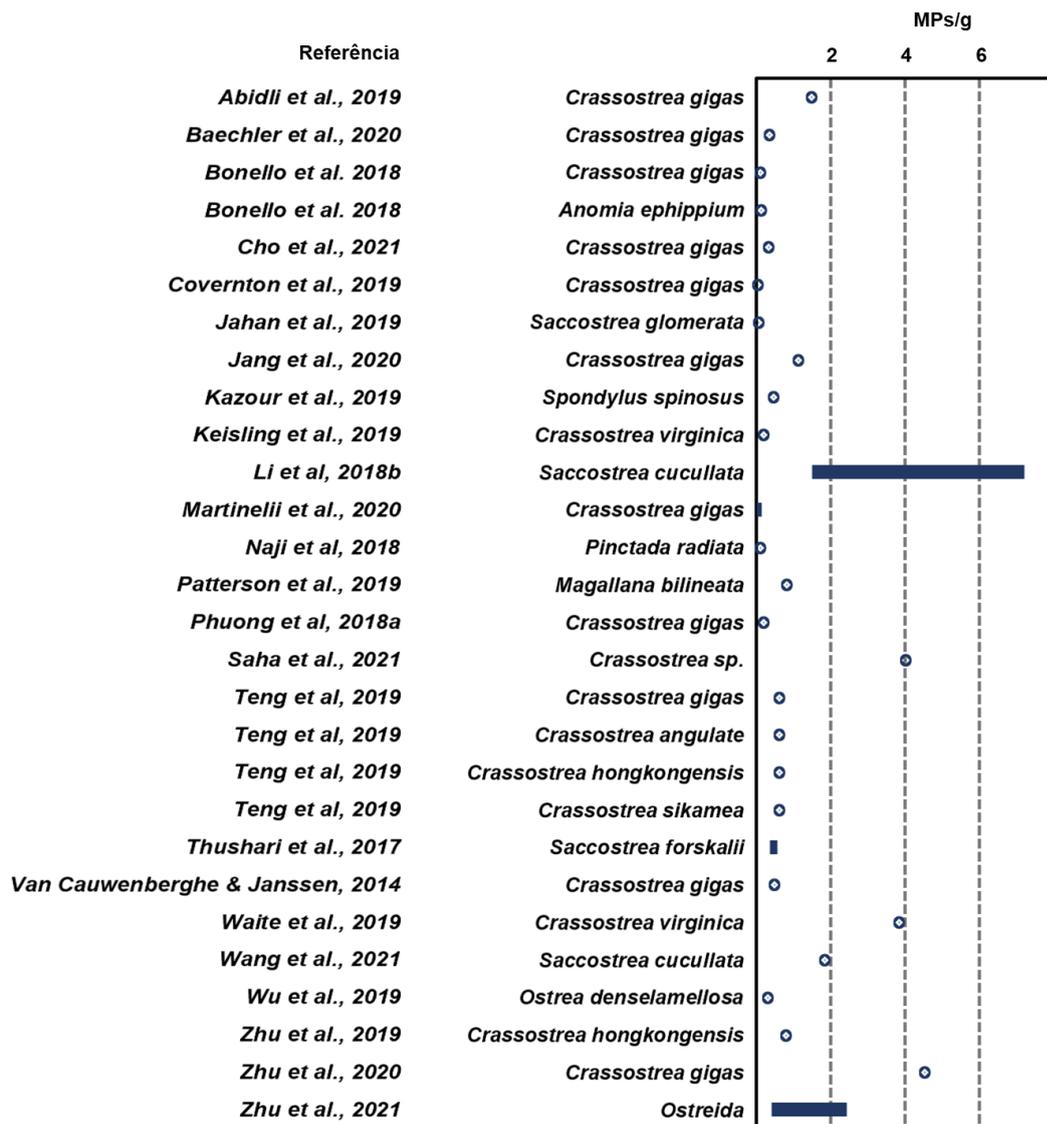
Exclusivamente para os mexilhões, foi possível identificar que as concentrações de microplásticos variaram de 0 (Schessler et al. 2019) a > 20 MPs/g (Kolandhasamy et al. 2018), mas os valores médios predominantes ficaram entre 0 e 3 MPs/g (Figura 4). As ostras, por sua vez, apresentaram menor faixa de concentrações (valores máximos de 7,2 MPs/g) (H.-X. Li et al. 2018) e médias predominantemente menores que 1 MPs/g (Figura 5). As demais espécies analisadas (amêijoas, berbigões e vieiras) também apresentaram uma faixa mais ampla de concentrações, com valores de zero sendo observados em amêijoas *Ruditapes philippinarum* (Xu et al. 2020) a mais de 10 MPs/g em estudos realizados com o berbigão *Cerastoderma lamarcki* (Bagheri et al. 2020) e amêijoas *Corbicula fluminea* (Su et al. 2016). Os principais valores médios para esses organismos foram ainda menores do que nas ostras, com concentrações predominantemente inferiores a 0,5 MPs/g nas espécies analisadas (Figura 6).

#### *Fatores que podem influenciar a concentração de microplásticos em bivalves*

Como mencionado anteriormente, as concentrações de microplásticos nos bivalves podem depender das espécies avaliadas, mas outros fatores também são importantes, como parâmetros biológicos (por exemplo, tamanho dos organismos, eficiência de captura, taxas de filtração e depuração), as concentrações, tipos e tamanhos dessas partículas no meio ambiente, e até mesmo outros processos que não envolvem digestão (por exemplo, aderência ao bisso).



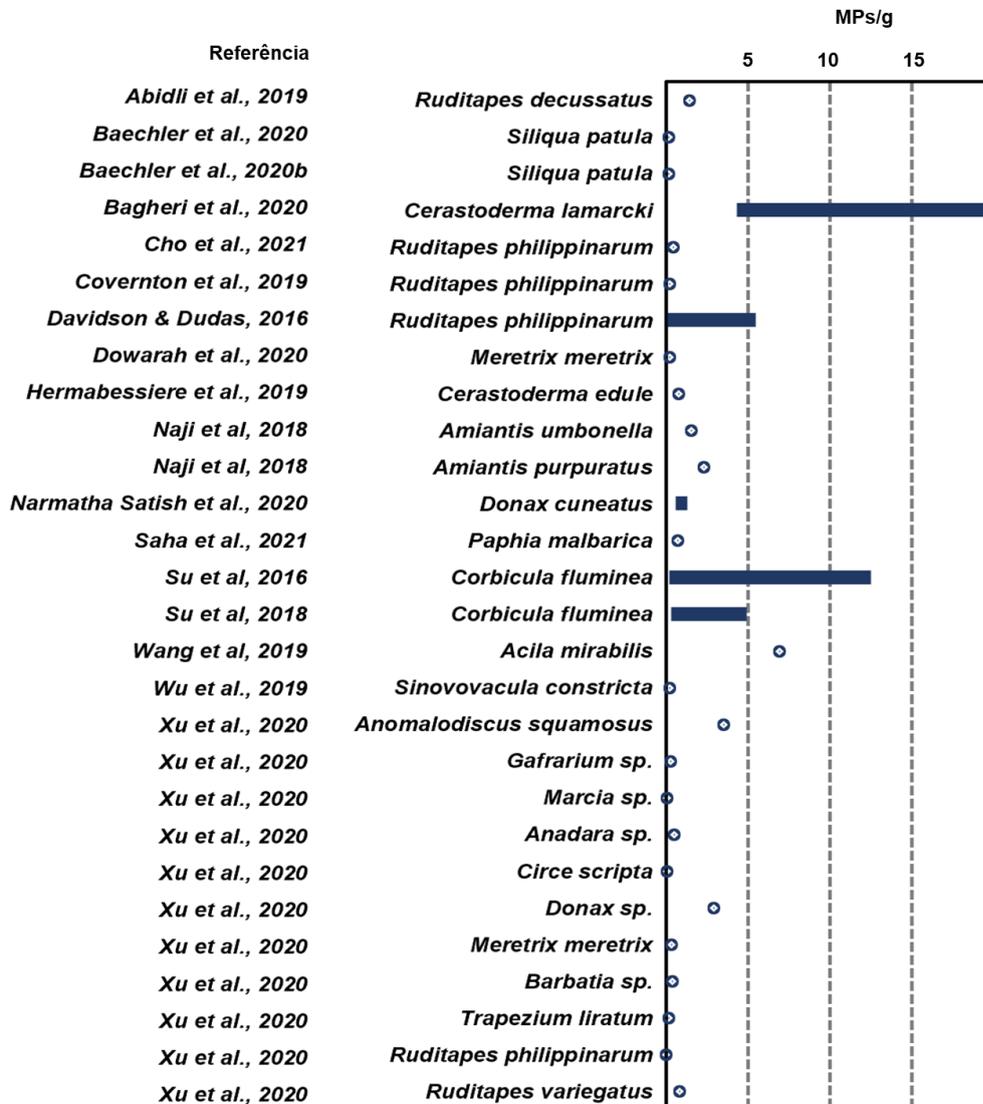
**Figura 4:** Concentração de microplásticos em estudos que coletou mexilhões do meio ambiente. Os círculos representam a média concentrações identificadas pelos autores, enquanto as barras azul-escuros representam o intervalo entre o mínimo e valores máximos.



**Figura 5:** Concentração de microplásticos em estudos que coletou ostras do meio ambiente. Os círculos representam a média concentrações identificadas pelos autores, enquanto as barras azul-escuros representam o intervalo entre o mínimo e valores máximos.

Em relação aos aspectos biológicos dos bivalves, tem sido amplamente identificado que esse grupo de organismos possui capacidades seletivas de alimentação, sendo um fator espécie-específico, dependendo da arquitetura e das vias ciliares das brânquias (Rosa et al. 2018; Ward, Rosa, et al. 2019; Ward e Shumway 2004). Por exemplo, estudos de laboratório mostraram que ostras *Crassostrea virginica* e mexilhões *Mytilus edulis* podem ingerir esferas e fibras maiores que 1 mm, mas a maioria dessas partículas foi rejeitada em pseudofezes e nas fezes (Ward et al. 2019). Outros estudos, por sua vez, mostraram que o berbigão *Cerastoderma edule* e as amêijoas *Ennucula tenuis* e *Abra nitida* são capazes de ingerir microplásticos de até

500 µm, sem, no entanto, mostrar as taxas de rejeição dessas partículas (Bour, et al. 2018; Ö. Karlsson et al., 2003), mostrando que o tamanho das partículas pode influenciar na captura e ingestão por diferentes espécies de bivalves.



**Figura 6:** Concentração de microplásticos em estudos que coletaram amêijoas, berbigões ou vieiras do meio ambiente. Os círculos representam as concentrações médias identificadas pelos autores, enquanto as barras azuis escuras representam o intervalo entre os valores mínimo e máximo.

Outro fator que pode influenciar na ingestão de microplásticos por esses organismos é a taxa de filtração, que também é espécie-específica. Apesar de não haver dados para muitas espécies de bivalves, é possível mostrar que grupos diferentes podem apresentar taxas de filtração diferentes. Por exemplo, estudos mostram que amêijoas, mexilhões e ostras têm taxas de filtração diferentes: amêijoas *Sphaerium*

*corneum* filtram entre 0,001 e 0,1 Lh<sup>-1</sup> (Kryger e Riisgård 1988), dependendo do peso corporal, os mexilhões *Mytilus chilensis* filtram mais de 3 Lh<sup>-1</sup>, dependendo também do peso corporal e concentração de algas (Navarro e Winter, 1982), e as ostras *Crassostrea gigas* filtram 1,8 Lh<sup>-1</sup> na fase madura (Soletchnik et al., 1997).

Foram 26 estudos que avaliaram a concentração de microplásticos em mais de uma espécie (Tabela 1) porém em poucos artigos as espécies foram coletadas no mesmo local, dificultando a comparação entre elas. Por exemplo, um estudo realizado na França identificou que mexilhões *M. edulis* e ostras *C. gigas* apresentam concentrações semelhantes de microplásticos, com valores médios de 0,23 ± 0,20 e 0,18 ± 0,16 MPs/g, respectivamente (Phuong et al. 2018). Esses autores identificaram ainda que microplásticos variando entre 50 e 100 µm foram os principais tamanhos para ambas as espécies, embora o tamanho máximo varie entre elas (400 e 1300 µm, para mexilhões e ostras, respectivamente).

Concentrações semelhantes também foram identificadas na China entre amêijoas *Sinonovacula constricta* (0,21 ± 0,05 MPs/g) e ostras *Ostrea densalamellosa* (0,31 ± 0,10 MPs/g), sendo, no entanto, de tamanho predominante distinto (0 - 500 µm para amêijoas e 500 - 1000 µm para ostras) (Wu et al. 2020). Por outro lado, um estudo realizado na Tunísia observou que ostras *C. gigas* (1,48 MPs/g) e berbigão *R. decussatus* (1,4 MPs/g) apresentaram maiores concentrações de microplásticos, em comparação com mexilhões *M. galloprovincialis* (0,8 MPs/g) (Abidli et al. 2019). No entanto, esses autores não mencionam as taxas de filtração de cada espécie, o que poderia auxiliar na comparação dos resultados obtidos.

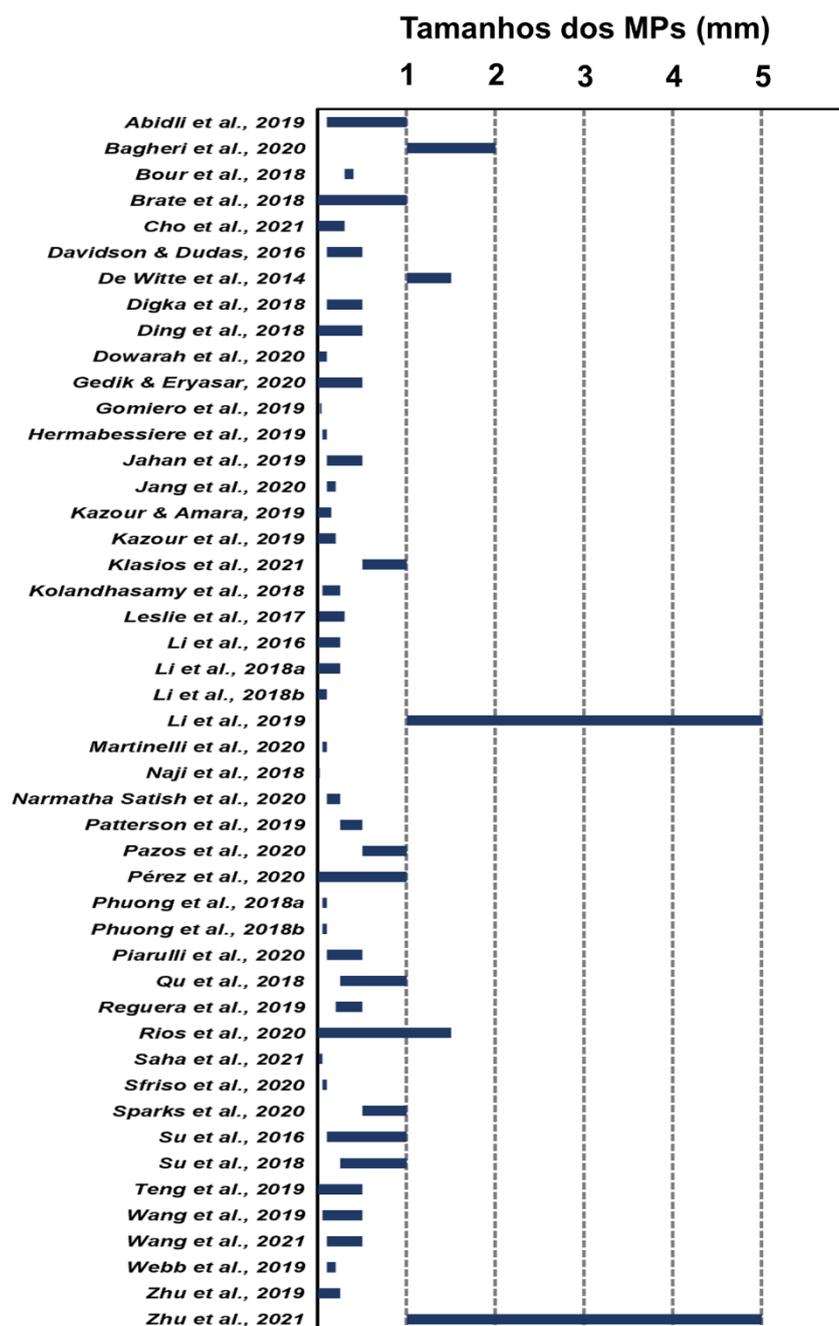
Alguns artigos avaliaram as concentrações de microplásticos em diferentes fases da vida dos organismos. Bonello et al. (2018) descobriram que espécimes de ostras menores (Classes 3 e 4) não retiveram microplásticos, enquanto valores semelhantes de micropartículas por grama de tecido mole foram encontrados para as três classes de tamanho restantes (Classe 1, Classe 2 e Adultos). Resultados semelhantes também foram encontrados por Patterson et al. (2019), com organismos menores contendo menos partículas de microplástico em comparação com espécimes maiores. Por outro lado, Narmatha Sathish et al. (2020) observaram que os moluscos pequenos contêm uma concentração maior de microplásticos do que os espécimes médios e grandes, indicando uma relação alométrica entre o tamanho do corpo e a concentração de MP com base em sua grande área de superfície para razão de volume.

Outros estudos verificaram o acúmulo de microplásticos em bivalves além dos processos de ingestão, avaliando diferentes órgãos dos organismos. Por exemplo, Kolandhasamy et al. (2018) mostraram captação de microplásticos em múltiplos órgãos, sendo as maiores concentrações identificadas no intestino e pé, concluindo que a aderência levou ao acúmulo de microplásticos em órgãos que não estão envolvidos no processo de ingestão. Q. Li et al. (2019), por sua vez, testaram a hipótese de que os microplásticos podem entrar nos organismos através da fusão dessas partículas nos bismos e concluíram que esse processo é uma importante fonte de partículas para os bivalves, necessitando de estudos para determinar como eles podem entrar nos tecidos dos organismos.

Por fim, há também artigos que objetivaram avaliar as concentrações em organismos coletados em ambientes naturais e de aquicultura, sendo realizados em diferentes países do mundo, como Brasil (Birnstiel et al. 2019), Bélgica (De Witte et al. al. 2014), Itália (Renzi et al. 2018), Canadá (Covernton et al. 2019; Davidson e Dudas 2016), estuários europeus (Vandermeersch et al. 2015), Coreia do Sul (Jang et al. 2020) e China (J. Li et al. 2016). A maioria desses estudos mostrou que não há diferenças significativas entre organismos cultivados e selvagens, mostrando que as atividades de aquicultura não parecem aumentar as concentrações de microplásticos nos organismos. A única exceção foi um estudo realizado no Canadá, em que as concentrações de microplásticos foram maiores na área de aquicultura do que na natureza, possivelmente devido às linhas utilizadas na maricultura ou diferenças nas concentrações nos ambientes de coleta (Mathalon e Hill 2014).

### *Tamanhos*

Os microplásticos relatados na literatura incluem uma ampla gama de tamanhos de partículas, variando de alguns micrômetros a partículas de 5 mm de diâmetro (Andrady 2017). Da mesma forma, os microplásticos encontrados em bivalves têm uma ampla gama de tamanhos, com partículas medindo desde 5 µm (Naidu 2019) até maiores que o limite de tamanho máximo de microplásticos (> 7 mm) (Baechler, Granek, Hunter, et al. 2020; Courtene-Jones et al. 2017; Scott et al. 2019). Os estudos aqui avaliados não utilizaram os mesmos padrões de classificação de tamanho, embora seja possível identificar que os microplásticos encontrados nesses organismos eram principalmente partículas menores que 500 µm, independentemente da espécie analisada (Figura 7; Tabela 1).



**Figura 7:** Principais faixas de tamanhos de microplásticos encontrados em diferentes artigos. Apesar da falta de padronização nas diferentes faixas de tamanho entre os estudos, é possível identificar que a maioria dos microplásticos encontrados nos bivalves são menores que 0,5 mm.

Também foram identificadas discrepâncias no limite inferior das partículas, principalmente devido aos diferentes tamanhos de filtro e técnicas de detecção utilizadas, resultado também observado por (J. Li et al. 2019). Por exemplo, existem estudos que usam filtros com tamanho de poro de  $\sim 1 \mu\text{m}$  (Abidli et al. 2019), 5  $\mu\text{m}$

(Saha et al. 2021) ou 63 µm (Baechler, Granek, Mazzone, et al. 2020), que podem fornecer diferenças nas concentrações. Ainda, os microplásticos também foram divididos em classes de tamanho por vários autores, mas essas classificações não possuem uma padronização de classes entre si, dificultando a comparação de seus resultados.

### *Formatos*

Como mencionado anteriormente, os microplásticos são teoricamente categorizados como primários e secundários, dependendo de sua produção ou fragmentação. No entanto, essas micropartículas também são categorizadas em diferentes classes dependendo de seu formato principal, sendo comumente separadas em fibras, pellets, fragmentos e filmes (Van Cauwenberghe et al. 2015).

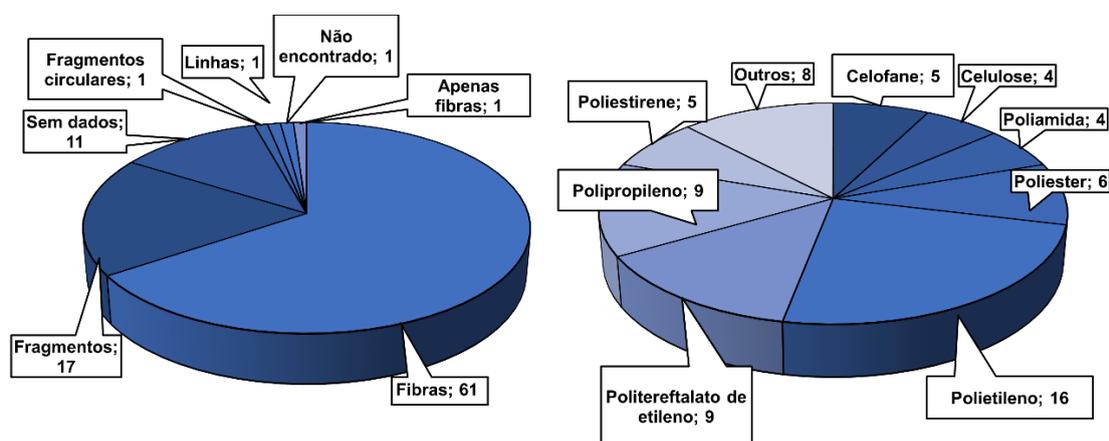
Atualmente estudos sobre microplásticos demonstram altas concentrações de fibras no meio ambiente, compreendendo porcentagens > 85% das partículas encontradas em águas costeiras ao redor do mundo, entrando nesses ecossistemas por meio de águas residuais e diversas fontes não pontuais (Carney Almroth et al. 2018; Carr 2017). Devido ao seu tamanho e baixa densidade, as fibras possuem ampla distribuição nos oceanos, permitindo sua concentração em diversos grupos de organismos, como peixes, aves marinhas, tartarugas e até crustáceos e pepinos-do-mar de oceanos profundos (Mishra et al. 2019; Taylor et al. 2016).

Da mesma forma, a maioria dos estudos aqui avaliados classificou as diferentes formas de microplásticos observadas em bivalves. Em 61 estudos, as fibras foram a forma principal identificada, seguidas de 18 estudos em que os fragmentos foram a forma predominante (Figura 8; Tabela 1). Ainda houve estudos que identificaram predominantemente fragmentos circulares, linhas ou apenas fibras avaliadas (Figura 8). Por outro lado, nenhum estudo mostrou a predominância de microesferas ou filmes, sempre com baixas porcentagens ou mesmo a ausência desses formatos nos bivalves.

### *Polímeros*

Com o aumento do uso de materiais plásticos nas últimas décadas, em substituição ao vidro, papel, metais e outros materiais, houve um aumento significativo nos diferentes tipos de polímeros utilizados (Andrady 2011). Segundo este autor, o Polietileno (PE) é o polímero mais produzido, representando 38% da produção total mundial, seguido pelo Polipropileno (PP) (24%) e Policloreto de Vinila (PVC) (19%).

Além disso, o poliéster é outro importante polímero produzido, representando 70% da produção mundial de fibras (Geyer et al. 2017), com um aumento anual de 5,3 milhões de toneladas em 1980 para 70 milhões de toneladas em 2018 (Mishra et al. 2019). Devido à sua enorme produção muitos desses polímeros atingem os ambientes aquáticos em altas concentrações, tornando-os onipresentes.



**Figura 8:** Principais formatos e polímeros de microplásticos encontrados em artigos avaliados entre 2014 e 2021. As caixas representam os tipos e número total de artigos que identificaram formato/polímero.

A identificação dos polímeros das partículas também é um passo importante a ser dado, principalmente devido a três fatores: confirmar a nomenclatura correta das partículas; verificar as características dos polímeros, como persistência e resistência no meio ambiente; e porque a pesquisa de microplásticos só se tornará permanente se essas técnicas forem utilizadas (Ivar do Sul 2021). Em 63 dos 93 estudos foram identificados polímeros (Figura 8, Tabela S1), sendo o PE o principal polímero encontrado em 16 estudos, seguido por PP (n = 9), PET (n = 9), Poliéster (n = 6), Celofane (n = 5) e Poliestireno (n = 5), com resultados compatíveis com a produção global desses polímeros e também com suas quantidades encontradas nos ambientes aquáticos. Por exemplo, em uma revisão realizada por Koelmans et al. (2019), os tipos de polímeros mais encontrados em água doce e água potável foram PE, PP, PS, PVC e PET. Resultados semelhantes também foram encontrados por Hidalgo-Ruz et al. (2012) em que PE, PP e PS foram os principais polímeros em ambientes marinhos, como sedimentos de praia, águas superficiais e coluna d'água, devido à sua grande produção e à baixa densidade de esses compostos.

Outro ponto importante a ser mencionado na identificação dos polímeros é a

presença de partículas semissintéticas nas amostras, a dificuldade em diferenciá-las das partículas naturais e até mesmo sua definição como microplásticos. De acordo com Hartmann et al. (2019), polímeros naturais processados para fazer o polímero final (por exemplo, raiom e celofane), podem ser considerados artificiais e devem ser incluídos em uma definição de detritos plásticos. No entanto, poucos estudos aqui avaliados descreveram essas partículas, possivelmente devido às dificuldades de identificação descritas acima. Assim, estudos têm sido realizados para facilitar a distinção entre partículas semissintéticas e naturais. Por exemplo, Prata et al. (2020) criou um diagrama para a distinção visual dessas partículas, mostrando que, em geral, as partículas naturais têm uma superfície irregular áspera enquanto os microplásticos semissintéticos têm superfícies regulares. Cai et al. (2019), por sua vez, distinguiram fibras naturais e semissintéticas por meio da análise das bandas espectrais de cada polímero, sugerindo que a banda característica em  $1105\text{ cm}^{-1}$  pode ser uma referência ideal para distingui-las.

#### *Correlação entre microplásticos em matrizes ambientais e bivalves*

Em 38 dos 93 estudos avaliados, também foram coletadas amostras ambientais para avaliar a concentração de microplásticos em matrizes de água e/ou sedimento. Destes, 30 verificaram possíveis relações entre microplásticos encontrados no meio ambiente e aqueles encontrados em bivalves (Tabela 2).

Em alguns estudos, a concentração de microplásticos em bivalves mostrou relação positiva com aquelas exibidas por matrizes abióticas. Por exemplo, estudos realizados em locais distintos da China mostraram uma correlação positiva e forte entre a concentração de microplástico na água circundante e bivalves, com  $R^2 < 0,7$  (H.-X. Li et al. 2018; Qu et al. 2018; D. Wang et al. 2021) Um estudo na Tunísia também mostrou este mesmo padrão ( $r = 0,75$ ), com as menores concentrações de MPs para bivalves e água do mar registradas para a mesma área da lagoa de Bizerte ( $2,6 \pm 1,7$  MPS/ind e  $0,2 \pm 0,1$  MPs/L, respectivamente), bem como as maiores concentrações em outra área desta lagoa ( $12,0 \pm 1,4$  MPs/ind e  $0,7 \pm 0,2$  MPs/L) (Wakkaf et al. 2020). Da mesma forma, também há estudos que identificaram correlação positiva entre concentração de microplásticos em sedimentos e organismos, como na Índia (24,45 a 235,12 MPs/kg; 0,64 a 1,3 MPs/g;  $R^2 = 0,6$ ) (Narmatha Sathish et al. 2020) e Reino Unido (33,9 a 402 MPs/kg; 1,43 a 7,64 MPs/ind;  $R^2 = 0,832$ ) (Scott et al. 2019). Além disso, alguns estudos mostraram tendências

semelhantes nas características físicas dos microplásticos encontrados no ambiente e em bivalves, evidenciando em estudos chineses e coreanos que o tamanho, forma e polímero de MPs observados em mexilhões eram representativos daqueles encontrados na água (Cho et al. 2021; Zhao et al. 2018). Resultado semelhante também foi encontrado na França, em que fragmentos de tamanhos <150 µm foram o tipo mais prevalente em organismos, água e sedimentos (Kazour e Amara 2020).

Por outro lado, também houve estudos que mostraram que não há relação entre microplásticos no ambiente e identificados em bivalves, tanto em concentrações quanto em características físicas (Tabela 2). Por exemplo, um monitoramento de microplásticos em bivalves da Coreia do Sul não mostrou correlação significativa entre concentração na biota e água do mar (0,05 a 0,83 MPs/g; 520 a 2200 MPs/m<sup>3</sup> respectivamente) (Cho et al. 2021). Além disso, Karlsson et al. (2017) mostraram que as concentrações de microplásticos nos organismos foram aproximadamente 1.000 vezes maiores em comparação com amostras de ambiente do mesmo local, com valores médios de 37.000 MPs/kg de peso seco para mexilhões, 27 MPs/L para águas superficiais e 48 MPs/kg de peso seco para amostras de sedimentos. Em relação às características físicas dos microplásticos, Kazour et al. (2019) identificaram que os tipos de polímero foram diferentes em cada matriz analisada, sendo o PE e o PP os mais abundantes na água e no sedimento, respectivamente, enquanto o poliestireno dominou nos espécimes da biota. Rios et al. (2020), por sua vez, observaram que os mexilhões apresentavam uma diferença de tamanho dos microplásticos em relação às águas circundantes. Finalmente, um estudo na costa da Tanzânia não observou forte correlação entre os compartimentos ambientais e bióticos, com 75% das MPs ingeridas por berbigão sendo fibras, apesar dos fragmentos serem a forma mais abundante no sedimento (Mayoma et al. 2020).

**Tabela 2:** Resumo dos estudos avaliados nesta revisão que também verificaram a abundância de microplásticos no ambiente (água e/ou sedimento), além das concentrações em bivalves.

Referência	Abundância na água	Abundância no sedimento	Relação de microplásticos em bivalves e meio ambiente
(Bagheri et al., 2020)	n.a	80 ± 25 – 740 ± 105 MPs/kg	A abundância em organismos e sedimentos próximos à costa foi maior do que na parte profunda da Baía
(Baldwin et al., 2020)	0.44 – 9.7 MPs/m <sup>3</sup>	87.5 – 1,010 MPs/kg	As concentrações no meio ambiente e na biota parecem ser maiores em locais com maior uso antropogênico
(Cho et al., 2021)	520 ± 130 – 2200 ± 760 MPs/m <sup>3</sup>	n.a	Não houve correlação significativa entre concentração na biota e água do mar; no entanto, a forma, tamanho, cor e tipo de polímero foram comparáveis
(Covernton et al., 2019)	~0 – 4 MPs/L	~0 – 3 MPs/amostra	Os bivalves não apresentaram correlação com concentração na água; Baixa correlação entre concentração em sedimentos arenosos e ostras
(Jahan et al., 2019)	n.a	83 – 350 MPs/kg	Relação linear positiva não significativa entre as concentrações em sedimentos e organismos
(Jang et al., 2020)	0.77 ± 0.88 MPs/L	940 ± 690 MPs/kg	As concentrações mostraram tendências semelhantes às exibidas por matrizes abióticas
(Karlsson et al., 2017)	27 MPs/L	48 MPs/kg	A concentração de microplásticos encontrados em mexilhões foi significativamente maior do que em amostras de sedimentos e águas superficiais da mesma área
(Kazour e Amara 2020)	~0 – 6 MPs/L	~400 – 1,000 MPs/kg	As concentrações nos mexilhões foram diferentes das observadas para amostras de água ou sedimento. Os tamanhos de MPs foram semelhantes em água, sedimento e mexilhões, com dominância de itens < 150 µm
(Kazour et al., 2019a)	4.3 MPs/m <sup>3</sup>	2,433 ± 2,000 MPs/kg	A comparação da composição do polímero identificada em água, sedimentos e ostras indicou uma dissimilaridade entre os grupos
(Klasios et al., 2021)	Data from Sutton et al., 2019	Data from Sutton et al., 2019	O padrão de distribuição espacial das MPs nos mexilhões correspondeu ao das amostras de sedimentos da baía, mas não da água de superfície.
(Jiana Li et al., 2018)	1.5 – 6.7 items/L	n.a	Nenhuma relação entre a concentração na água do mar e os tecidos do mexilhão
(H.-X. Li et al., 2018)	~1.5 – 7 MPs/L	n.a	Foi observada uma correlação fortemente positiva entre a abundância das ostras e a água em que vivem
(Lourenço et al., 2017)	n.a	0.7 – 8 MPs/ml	A concentração em <i>S. plana</i> foi maior em sedimentos mais finos, bem como em locais de maior uso antropogênico
(Mayoma et al., 2020)	n.a	15– 2,972 MPs/kg	Não houve forte correlação ligando as concentrações ambientais e bióticas
(Narmatha Sathish et	10 – 30 items/L	24 – 235 MPs/kg	Uma correlação positiva com a concentração no sedimento e na biota, mas não com a água

al., 2020)			
(Patterson et al., 2019)	12.14 ± 3.11 – 31.05 ± 2.12 MPs/L	8.22 ± 0.92 – 17.28 ± 2.53 MPs/kg	A correlação aumentou com o aumento do tamanho das ostras, com ostras do Tipo 4 tendo a melhor correlação com a concentração na água
(Xiaoyun Qu et al., 2018)	0.68 – 6.44 MPs/L	n.a	Correlação linear positiva entre a abundância em água e mexilhões
(Railo et al., 2018)	WWTP: 3055.2 ± 792.3 ML/m <sup>3</sup> and 443.3 ± 213.5 MP/m <sup>3</sup>	n.a	Os mexilhões do receptor da ETE apresentaram maior teor de microplásticos em relação aos coletados no local de referência.
(Ríos et al., 2020)	10.5 MPs/L	n.a	Mexilhões apresentaram uma diferença de tamanho de microplásticos em comparação com as águas de fundo circundantes
(Saha et al., 2021)	48 ± 19 MPs/L	3950 ± 930 MPs/kg	As MPs encontradas nos organismos marcam a relação física entre o ambiente estuarino e o marisco local
(Scott et al., 2019)	1.97 – 3.38 MPs/m <sup>3</sup>	33 – 402 MPs/kg	A abundância de microplásticos de mexilhão foi correlacionada com a de seus sedimentos circundantes, mas não com a concentração de microplásticos na superfície do mar
(Su et al., 2016)	3.4 – 25.8 MPs/L	11.0 – 234.6 MPs/kg	O fator concentrado variou de 38 a 3810 e foi negativamente correlacionado com a abundância de microplásticos nos sedimentos
(Lei Su et al., 2018)	0.5 – 3.1 MPs/L	15 – 160 MPs/kg	A abundância, distribuição de tamanho e padrões de cores de microplásticos em moluscos se assemelham mais aos dos sedimentos do que aos da água
(Sui et al., 2020)	~2.5 – 5 MPs/L	n.a	Em nove tipos de tecidos, apenas a abundância de microplásticos na hemolinfa foi positivamente correlacionada com a da água do mar circundante.
(Wakkaf et al., 2020)	0.4 ± 0.2 MPs/L	n.a	Correlação positiva significativa entre o número de fibras e partículas de PE encontradas em mexilhões e aquelas em amostras de água do mar
(Waite et al., 2018)	15.6 ± 8.4 – 33.9 ± 11.6 MPs/L	n.a	Um local com uso humano apresentou maiores concentrações para amostras de água e ostras
(Wang et al., 2019b)	n.a	560 – 4,205 MPs/kg	Correlação positiva foi encontrada entre a abundância de microplásticos em organismos bentônicos e sedimentos
(Wang et al., 2021)	16.61 ± 4.28 MPs/L	150 ± 50 MPs/kg	A concentração em ostras foi correlacionada com aquelas em suas águas superficiais circundantes
(Zhao et al., 2018)	0– 6,000 MPs/m <sup>3</sup> ; 1.3 ± 1.5 MPs/L	n.a	Embora tamanho, forma e tipo químico de MP capturados pelos mexilhões fossem representativos daqueles encontrados em agregados, diferenças nos tamanhos de MP em pseudofeces, fezes e glândula digestiva/intestino foram encontradas, sugerindo ingestão de partículas dependente do tamanho.
(Zhu et al., 2021)	1.47 – 7.61 MPs/L	n.a	As concentrações nas ostras foram potencialmente não relacionadas aos microplásticos na água, no entanto, foi correlacionada com algumas variáveis ambientais (por exemplo, salinidade, pH, nutrientes e carbono orgânico total)

**n.a = não apresentado**

## **Recomendações futuras**

Após a realização desta revisão, sugerimos alguns pontos a serem considerados para estudos futuros:

### **a) Mais estudos no Hemisfério Sul e ambientes de água doce**

Os microplásticos tornaram-se onipresentes em todos os ambientes do mundo, porém suas concentrações variam muito entre os estudos, muitas vezes por não haver padronização entre as metodologias utilizadas. Assim, a utilização de bivalves como bioindicadores deste tipo de poluição em várias partes do globo tem se tornado uma importante ferramenta, uma vez que esses organismos possuem ampla distribuição, baixa mobilidade, biologia semelhante e por serem facilmente coletados, possibilitando a comparação as concentrações encontradas nos mais distintos ambientes.

No entanto, com base nos dados dos artigos, foi possível identificar uma grande discrepância nos estudos realizados entre os hemisférios, dos quais 80 artigos foram realizados no Hemisfério Norte, principalmente na Europa e Ásia, e apenas 13 foram realizados no Hemisfério Sul, com seis estudos na América do Sul (apenas na Argentina, Brasil e Peru), quatro na África (um deles no Hemisfério Norte) e dois na Oceania (Austrália e Nova Zelândia). Além disso, foi possível identificar o baixo número de estudos realizados em ambientes de água doce em comparação aos marinhos, com apenas 9 dos 93 artigos analisados. Dessa forma, sugerimos um maior esforço de estudo em ambientes do hemisfério sul e de água doce, uma vez que há uma lacuna de dados nesses locais, possibilitando mais resultados para comparação, além de um maior número de locais e espécies estudadas, o que permitiria uma maior visão geral das concentrações de microplásticos no mundo.

### **b) Padronização de metodologias de digestão e identificação**

Diversas metodologias para a digestão dos tecidos dos organismos foram realizadas nos artigos avaliados, a maioria utilizando KOH, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e HNO<sub>3</sub>, enzimas ou uma mistura desses reagentes. No entanto, alguns desses reagentes podem ter efeitos deletérios sobre os polímeros, subestimando os resultados (reagentes ácidos) ou ter muitas etapas a serem realizadas, dificultando a análise (abordagem enzimática). Desta forma, sugerimos a utilização do Hidróxido de Potássio (10% KOH) como reagente a ser utilizado em estudos futuros, pois este método é o mais utilizado nos estudos

atuais, e também por ser identificado como o método mais viável para bivalves, além de não ter efeitos deletérios em vários tipos de polímeros (Dehaut et al. 2016; Thiele et al. 2019). Embora as análises microscópicas sejam essenciais para medir as características físicas dos microplásticos, elas devem ser combinadas com análises químicas como como FTIR ou Raman (Löder e Gerdtts 2015; Shim et al. 2017). Assim, possivelmente devido às recomendações de uso dessas técnicas, como por European Commission (2013), foi possível identificar que houve um aumento no número de estudos que as utilizam nos últimos anos. Recomendamos também que a identificação de polímeros microplásticos ingeridos por bivalves seja outro ponto importante a ser levado em consideração em estudos futuros, pois por meio dessas metodologias, como FTIR ou Raman, é menos possível sub ou superestimar os dados encontrados. Além disso, etapas também devem ser seguidas para distinguir partículas semissintéticas e naturais, como as identificadas por Cai et al. (2019) e Prata et al. (2020), proporcionando resultados ainda mais precisos em estudos de microplásticos.

### **c) Mais espécies investigadas**

Em todo o mundo, mais de 8.000 espécies de bivalves marinhos e outras 1.200 espécies de água doce foram descritas (Graf 2013; Rosenberg 2014). No entanto, apenas menos de 1% dessas espécies foram analisadas nos artigos avaliados no presente estudo. A maioria desses estudos utilizou espécies de importância econômica, como mexilhões e ostras, padrão semelhante ao encontrado em uma revisão que avaliou estudos laboratoriais de microplásticos em bivalves (Baroja et al. 2021). No entanto, a avaliação de outras espécies de bivalves presentes em distintos ambientes aquáticos, como praias arenosas, estuários e ambientes de água doce, também deve ser considerada. Por exemplo, espécies de água doce das famílias Unionidae, Sphaeriidae e Cyrenidae devem ser escolhidas como alvo, pois são os três principais representantes de bivalves nesses ambientes. Dentre as espécies marinhas, também podem ser coletados organismos das famílias Veneridae, Donacidae, Tellinidae, amplamente distribuídas pelo mundo. Assim, o aumento dessas espécies será de fundamental importância, possibilitando verificar o impacto que os microplásticos causam nesses diferentes ecossistemas e também porque essas classes de organismos possuem grande importância ecológica, pois são elos entre produtores primários e outros níveis de cadeias alimentares.

#### **d) Uso das mesmas unidades de concentração de MPs**

Muitas unidades de medida são utilizadas nos estudos analisados, como microplásticos por grama de peso seco livre de cinzas, microplásticos por g ou kg de peso seco ou taxa de detecção de microplásticos em porcentagem, microplásticos/g de peso úmido e microplásticos/indivíduo. No entanto, para facilitar a comparação entre os estudos, as concentrações de microplásticos nos organismos devem ser demonstradas nas mesmas unidades. Assim, recomendamos que os resultados das concentrações sejam demonstrados em microplásticos/g peso úmido (MPs/g) e microplásticos/individual (MPs/ind.), seguindo a maioria dos estudos, evitando possíveis suposições errôneas sobre a quantidade de microplásticos encontrados.

#### **e) Padronização de tamanhos de microplásticos**

Conforme identificado por Frias e Nash (2019), não há uma padronização definida para as classes de tamanho dos microplásticos, dificultando a comparação entre os estudos, problema também observado na presente revisão. Esses autores sugerem que essas partículas sejam divididas em três classes distintas: entre 1 - 100  $\mu\text{m}$ , 100 - 350  $\mu\text{m}$  e 350 - 5000  $\mu\text{m}$ . Dessa forma, sugerimos a utilização dessas mesmas classes em estudos em bivalves, possibilitando melhores comparações entre resultados.

#### **f) Coleta de microplásticos em matrizes ambientais**

Apenas 38 dos 93 artigos analisados coletaram amostras ambientais para avaliação de microplásticos. Assim, as amostras da coluna d'água e do sedimento devem ser consideradas nesse tipo de estudo, sendo coletadas simultaneamente com os organismos, possibilitando verificar possíveis relações entre as diferentes matrizes e, assim, fornecer dados mais robustos sobre as concentrações de microplásticos nos locais de amostragens.

#### **g) Possíveis perigos para a saúde humana**

A ingestão e inalação de microplásticos por humanos foi identificada em vários estudos e, como mencionado anteriormente, pode causar sérios danos à saúde (Campanale et al. 2020; Cook e Halden 2020). Uma das fontes mais importantes para a ingestão de microplásticos pelos humanos são os bivalves, uma vez que muitas

espécies são utilizadas na alimentação humana e porque estes organismos são consumidos inteiros, incluindo o sistema digestivo. Portanto, mais estudos são necessários para mostrar as concentrações de microplásticos ingeridos por humanos por meio desses organismos, além de possibilitar possíveis soluções para esse problema, como a depuração dos organismos antes da venda, que já se mostrou eficaz na redução das concentrações de microplásticos em bivalves (Birnstiel et al. 2019).

## **Conclusões**

Nosso artigo destacou os artigos que visaram identificar as concentrações de microplásticos em bivalves dos ambientes marinho, estuarino e de água doce, investigando as metodologias empregadas para digestão de tecidos moles e visualização de microplásticos, locais de amostragem, espécies avaliadas, características dos microplásticos (concentrações, formatos, tamanhos e polímeros) e sua relação com a concentração dessas partículas no ambiente. No total, foram analisados 93 artigos entre 2014 e fevereiro de 2021, com um crescimento exponencial do número de artigos nos últimos anos.

Em relação aos microplásticos observados nos bivalves, foram identificadas diferentes concentrações, tamanhos, formas, polímeros e relações distintas com partículas nas matrizes ambientais. No entanto, é necessária a padronização das metodologias para possibilitar uma maior comparação entre os estudos. Para que isso seja possível, sugerimos uma série de recomendações para trabalhos futuros, que devem ser cuidadosamente consideradas. Por fim, concluímos que estes estudos são de extrema importância, não só para os ecossistemas aquáticos, mas também do ponto de vista da saúde humana, uma vez que em muitos dos artigos são espécies utilizadas na alimentação humana, devendo continuar a ser realizados com diferentes espécies e locais em todo o mundo.

## Referências

Abidli, S., Lahbib, Y., & Trigui El Menif, N. 2019. Microplastics in commercial molluscs from the lagoon of Bizerte (Northern Tunisia). *Marine Pollution Bulletin*, 142 (December 2018), 243–252.

Agamuthu, P., Mehran, S., Norkhairah, A., & Norkhairiyah, A. 2019. Marine debris: A review of impacts and global initiatives. *Waste Management & Research*, 0734242X1984504. <https://doi.org/10.1177/0734242X19845041>

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

Andrady, A. L. 2017. The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>

Argamino, C. R., & Janairo, J. I. B. 2016. Qualitative assessment and management of microplastics in Asian green mussels (*Perna viridis*) cultured in Bacoor Bay, Cavite, Phillipines. *EnvironmentAsia*, 9(2), 48–54.

Arthur, C., Baker, J., & Bamford, H. 2009. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris, (January).

Avio, C. G., Cardelli, L. R., Gorbi, S., Pellegrini, D., & Regoli, F. 2017. Microplastics pollution after the removal of the Costa Concordia wreck: First evidences from a biomonitoring case study. *Environmental Pollution*, 227, 207–214. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.066>

Baechler, B. R., Granek, E. F., Hunter, M. v, & Conn, K. E. 2020. Microplastic concentrations in two Oregon bivalve species: Spatial, temporal, and species variability. *Limnology and Oceanography Letters*, 5(1), 54–65.

Baechler, B. R., Granek, E. F., Mazzone, S. J., Nielsen-Pincus, M., & Brander, S. M. 2020. Microplastic Exposure by Razor Clam Recreational Harvester-Consumers Along a Sparsely Populated Coastline. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.588481>

Bagheri, T., Gholizadeh, M., Abarghouei, S., Zakeri, M., Hedayati, A., Rabaniha, M., et al. 2020. Microplastics distribution, abundance and composition in sediment, fishes and benthic organisms of the Gorgan Bay, Caspian Sea.

Chemosphere, 257, 127201. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127201>

Baldwin, A. K., Spanjer, A. R., Rosen, M. R., & Thom, T. 2020. Microplastics in Lake Mead National Recreation Area, USA: Occurrence and biological uptake. PLoS ONE, 15(5), 1–20.

Baroja, E., Christoforou, E., Lindström, J., & Spatharis, S. 2021. Effects of microplastics on bivalves: Are experimental settings reflecting conditions in the field? Marine Pollution Bulletin. Elsevier Ltd.

Bendell, L. I., LeCadre, E., & Zhou, W. 2020. Use of sediment dwelling bivalves to biomonitor plastic particle pollution in intertidal regions; A review and study. PLoS ONE, 15(5), 1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0232879>

Berglund, E., Fogelberg, V., Nilsson, P. A., & Hollander, J. 2019. Microplastics in a freshwater mussel (*Anodonta anatina*) in Northern Europe. Science of the Total Environment, 697, 134192.

Beyer, J., Green, N. W., Brooks, S., Allan, I. J., Ruus, A., Gomes, T., et al. 2017. Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. Marine Environmental Research, 130, 338–365. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.024>

Birnstiel, S., Soares-Gomes, A., & da Gama, B. A. P. 2019. Depuration reduces microplastic content in wild and farmed mussels. Marine Pollution Bulletin, 140, 241–247. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.044>

Blettler, M. C. M., Abrial, E., Khan, F. R., Sivri, N., & Espinola, L. A. 2018. Freshwater plastic pollution: Recognizing research biases and identifying knowledge gaps. Water Research, 143, 416–424. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.015>

Bonello, G., Varrella, P., & Pane, L. 2018. First Evaluation of Microplastic Content in Benthic Filter-feeders of the Gulf of La Spezia (Ligurian Sea). Journal of Aquatic Food Product Technology, 27(3), 284–291.

Borja, A., & Elliott, M. 2019. So, when will we have enough papers on microplastics and ocean litter? Marine Pollution Bulletin, 146, 312–316. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.069>

Bour, A., Avio, C. G., Gorbi, S., Regoli, F., & Hylland, K. 2018. Presence of microplastics in benthic and epibenthic organisms: Influence of habitat, feeding mode

and trophic level. *Environmental Pollution*, 243, 1217–1225.

Bour, A., Haarr, A., Keiter, S., & Hylland, K. 2018. Environmentally relevant microplastic exposure affects sediment-dwelling bivalves. *Environmental Pollution*, 236, 652–660. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.006>

Brander, S. M., Renick, V. C., Foley, M. M., Steele, C., Woo, M., Lusher, A., et al. 2020. Sampling and Quality Assurance and Quality Control: A Guide for Scientists Investigating the Occurrence of Microplastics Across Matrices. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1099–1125. <https://doi.org/10.1177/0003702820945713>

Bråte, I. L. N., Hurley, R., Iversen, K., Beyer, J., Thomas, K. V., Steindal, C. C., et al. 2018. *Mytilus* spp. as sentinels for monitoring microplastic pollution in Norwegian coastal waters: A qualitative and quantitative study. *Environmental Pollution*, 243, 383–393. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.077>

Burns, E. E., & Boxall, A. B. A. 2018. Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37(11), 2776–2796. <https://doi.org/10.1002/etc.4268>

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>

Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V., & Uricchio, V. F. 2020. A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4). <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>

Carney Almroth, B. M., Åström, L., Roslund, S., Petersson, H., Johansson, M., & Persson, N. K. 2018. Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(2), 1191–1199. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0528-7>

Carpenter, E. J., & Smith K. L., Jr. 1972. Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science*, 175(4027), 1240–1241.

Carr, S. A. 2017. Sources and dispersive modes of micro-fibers in the

environment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3), 466–469.  
<https://doi.org/10.1002/ieam.1916>

Catarino, A. I., Macchia, V., Sanderson, W. G., Thompson, R. C., & Henry, T. B. 2018. Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental Pollution*, 237, 675–684.

Cho, Y., Shim, W. J., Jang, M., Han, G. M., & Hong, S. H. 2021. Nationwide monitoring of microplastics in bivalves from the coastal environment of Korea. *Environmental Pollution*, 270, 116175. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116175>

Cook, C. R., & Halden, R. U. 2020. Ecological and health issues of plastic waste. In *Plastic Waste and Recycling* (pp. 513–527). Elsevier.

Corami, F., Rosso, B., Roman, M., Picone, M., Gambaro, A., & Barbante, C. 2020. Evidence of small microplastics (<100 µm) ingestion by Pacific oysters (*Crassostrea gigas*): A novel method of extraction, purification, and analysis using Micro-FTIR. *Marine Pollution Bulletin*, 160(April), 111606. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111606>

Courtene-Jones, W., Quinn, B., Murphy, F., Gary, S. F., & Narayanaswamy, B. E. 2017. Optimization of enzymatic digestion and validation of specimen preservation methods for the analysis of ingested microplastics. *Analytical Methods*, 9(9), 1437–1445. <https://doi.org/10.1039/c6ay02343f>

Covernton, G., Collicutt, B., Gurney-Smith, H., Pearce, C., Dower, J., Ross, P., & Dudas, S. 2019. Microplastics in bivalves and their habitat in relation to shellfish aquaculture proximity in coastal British Columbia, Canada. *Aquaculture Environment Interactions*, 11, 357–374. <https://doi.org/10.3354/aei00316>

Davidson, K., & Dudas, S. E. 2016. Microplastic Ingestion by Wild and Cultured Manila Clams (*Venerupis philippinarum*) from Baynes Sound, British Columbia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 71(2), 147–156. <https://doi.org/10.1007/s00244-016-0286-4>

de Sá, L. C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T. L., & Futter, M. N. 2018. Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? *Science of the Total Environment*, 645, 1029–1039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>

De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., & Robbens, J. 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.006>

Dehaut, A., Cassone, A. L., Frère, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., et al. 2016. Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*, 215, 223–233.

Dehaut, A., Hermabessiere, L., & Duflos, G. 2019. Current frontiers and recommendations for the study of microplastics in seafood. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.011>

De-La-torre, G. E., Apaza-Vargas, D. M., & Santillán, L. 2020. Microplastic ingestion and feeding ecology in three intertidal mollusk species from lima, Peru. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 55(2), 167–171.

Digka, N., Tsangaris, C., Torre, M., Anastasopoulou, A., & Zeri, C. 2018. Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 135(February), 30–40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.063>

Ding, J.-F., Li, J.-X., Sun, C.-J., He, C.-F., Jiang, F.-H., Gao, F.-L., & Zheng, L. 2018. Separation and Identification of Microplastics in Digestive System of Bivalves. *Chinese Journal of Analytical Chemistry*, 46(5), 690–697. [https://doi.org/10.1016/S1872-2040\(18\)61086-2](https://doi.org/10.1016/S1872-2040(18)61086-2)

Domogalla-Urbansky, J., Anger, P. M., Ferling, H., Rager, F., Wiesheu, A. C., Niessner, R., et al. 2019. Raman microspectroscopic identification of microplastic particles in freshwater bivalves (*Unio pictorum*) exposed to sewage treatment plant effluents under different exposure scenarios. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(2), 2007–2012. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3609-3>

Dowarah, K., Patchaiyappan, A., Thirunavukkarasu, C., Jayakumar, S., & Devipriya, S. P. 2020. Quantification of microplastics using Nile Red in two bivalve species *Perna viridis* and *Meretrix meretrix* from three estuaries in Pondicherry, India and microplastic uptake by local communities through bivalve diet. *Marine Pollution Bulletin*, 153(February), 110982. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110982>

Erni-Cassola, G., Zadjelovic, V., Gibson, M. I., & Christie-Oleza, J. A. 2019. Distribution of plastic polymer types in the marine environment; A meta-analysis.

Journal of Hazardous Materials, 369(November 2018), 691–698.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.02.067>

Farrell, P., & Nelson, K. 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). Environmental Pollution, 177(February 2013), 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>

Fernández Severini, M. D., Villagran, D. M., Buzzi, N. S., & Sartor, G. C. 2019. Microplastics in oysters (*Crassostrea gigas*) and water at the Bahía Blanca Estuary (Southwestern Atlantic): An emerging issue of global concern. Regional Studies in Marine Science, 32, 100829. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100829>

Franzellitti, S., Canesi, L., Auguste, M., Wathsala, R. H. G. R., & Fabbri, E. 2019. Microplastic exposure and effects in aquatic organisms: A physiological perspective. Environmental Toxicology and Pharmacology, 68(March), 37–51. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.009>

Frias, J. P. G. L., & Nash, R. 2019. Microplastics: Finding a consensus on the definition. Marine Pollution Bulletin, 138(September 2018), 145–147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>

Gedik, K., & Eryaşar, A. R. 2020. Microplastic pollution profile of Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) collected along the Turkish coasts. Chemosphere, 260, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127570>

GESAMP. 2019. Guidelines for the monitoring & assessment of plastic litter in the ocean Reports & Studies 99 (editors Kershaw, P.J., Turra, A. and Galgani, F.), 99(March).

Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. Science Advances, 3(7), 25–29.

Gomiero, A., Strafella, P., Øysæd, K. B., & Fabi, G. 2019. First occurrence and composition assessment of microplastics in native mussels collected from coastal and offshore areas of the northern and central Adriatic Sea. Environmental Science and Pollution Research, 26(24), 24407–24416. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05693-y>

Graf, D. L. 2013. Patterns of freshwater bivalve global diversity and the state of phylogenetic studies on the Unionoida, Sphaeriidae, and Cyrenidae. In American

Malacological Bulletin (Vol. 31, pp. 135–153). <https://doi.org/10.4003/006.031.0106>

Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., et al. 2019. Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science and Technology*, 53(3), 1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>

He, M., Yan, M., Chen, X., Wang, X., Gong, H., Wang, W., & Wang, J. 2021. Bioavailability and toxicity of microplastics to zooplankton. *Gondwana Research*. <https://doi.org/10.1016/j.gr.2021.07.021>

Hermabessiere, L., Paul-Pont, I., Cassone, A. L., Himber, C., Receveur, J., Jezequel, R., et al. 2019. Microplastic contamination and pollutant levels in mussels and cockles collected along the channel coasts. *Environmental Pollution*, 250, 807–819. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.051>

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. 2012. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology*, 46(6), 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>

Ivar do Sul, J. A. 2021. Why it is important to analyze the chemical composition of microplastics in environmental samples. *Marine Pollution Bulletin*, 165. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112086>

Jahan, S., Strezov, V., Weldekidan, H., Kumar, R., Kan, T., Sarkodie, S. A., et al. 2019. Interrelationship of microplastic pollution in sediments and oysters in a seaport environment of the eastern coast of Australia. *Science of the Total Environment*, 695, 133924. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133924>

Jang, M., Shim, W. J., Cho, Y., Han, G. M., Song, Y. K., & Hong, S. H. 2020. A close relationship between microplastic contamination and coastal area use pattern. *Water Research*, 171, 115400. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115400>

Kanhai, L. D. K., Johansson, C., Frias, J. P. G. L., Gardfeldt, K., Thompson, R. C., & O'Connor, I. 2019. Deep sea sediments of the Arctic Central Basin: A potential sink for microplastics. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 145(March), 137–142. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2019.03.003>

Karlsson, Ö., Jonsson, P. R., & Larsson, A. I. 2003. Do large seston particles contribute to the diet of the bivalve *Ceradosterna edule*? Marine Ecology Progress Series, 261, 161–173.

Karlsson, T. M., Vethaak, A. D., Almroth, B. C., Ariese, F., van Velzen, M., Hassellöv, M., & Leslie, H. A. 2017. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation. Marine Pollution Bulletin, 122(1–2), 403–408.

Kazour, M., & Amara, R. 2020. Is blue mussel caging an efficient method for monitoring environmental microplastics pollution? Science of the Total Environment, 710. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135649>

Kazour, M., Jemaa, S., Issa, C., Khalaf, G., & Amara, R. 2019. Microplastics pollution along the Lebanese coast (Eastern Mediterranean Basin): Occurrence in surface water, sediments and biota samples. Science of the Total Environment, 696, 133933. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133933>

Keisling, C., Harris, R. D., Blaze, J., Coffin, J., & Byers, J. E. 2020. Low concentrations and low spatial variability of marine microplastics in oysters (*Crassostrea virginica*) in a rural Georgia estuary. Marine Pollution Bulletin, 150(July). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110672>

Khoironi, A., Anggoro, S., & Sudarno, S. 2018. The existence of microplastic in Asian green mussels. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 131(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/131/1/012050>

Klasios, N., De Frond, H., Miller, E., Sedlak, M., & Rochman, C. M. 2021. Microplastics and other anthropogenic particles are prevalent in mussels from San Francisco Bay, and show no correlation with PAHs. Environmental Pollution, 271, 116260. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116260>

Koelmans, A. A., Mohamed Nor, N. H., Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., & De France, J. 2019. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. Water Research, 155, 410–422. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>

Kolandhasamy, P., Su, L., Li, J., 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, 610–611, 635–640.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.053>

Kryger, J., & Riisgård, H. U. 1988. International Association for Ecology Filtration Rate Capacities in 6 Species of European Freshwater Bivalves. *Oecologia*, 77(1), 34–38.

Kühn, S., van Werven, B., van Oyen, A., Meijboom, A., Bravo Rebolledo, E. L., & van Franeker, J. A. 2017. The use of potassium hydroxide (KOH) solution as a suitable approach to isolate plastics ingested by marine organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1–2), 86–90. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.034>

Leslie, H. A., Brandsma, S. H., van Velzen, M. J. M., & Vethaak, A. D. 2017. Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment International*, 101, 133–142. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018>

Li, H.-X., Ma, L.-S., Lin, L., Ni, Z.-X., Xu, X.-R., Shi, H.-H., et al. 2018. Microplastics in oysters *Saccostrea cucullata* along the Pearl River Estuary, China. *Environmental Pollution*, 236, 619–625. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.083>

Li, J., Green, C., Reynolds, A., Shi, H., & Rotchell, J. M. 2018. Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. *Environmental Pollution*, 241(May), 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.038>

Li, J., Lusher, A. L., Rotchell, J. M., Deudero, S., Turra, A., Bråte, I. L. N., et al. 2019. Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution. *Environmental Pollution*, 244, 522–533. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.032>

Li, J., Qu, X., Su, L., Zhang, W., Yang, D., Kollandhasamy, P., et al. 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., Yang, D., Li, L., Jabeen, K., & Shi, H. 2015. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environmental Pollution*, 207, 190–195. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.018>

Li, Q., Sun, C., Wang, Y., Cai, H., Li, L., Li, J., & Shi, H. 2019. Fusion of microplastics into the mussel byssus. *Environmental Pollution*, 252, 420–426. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.093>

Löder, M. G. J., & Gerdt, G. 2015. Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics---A Critical Appraisal. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 201–227). Cham: Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_8)

Lourenço, P. M., Serra-Gonçalves, C., Ferreira, J. L., Catry, T., & Granadeiro, J. P. 2017. Plastic and other microfibers in sediments, macroinvertebrates and shorebirds from three intertidal wetlands of southern Europe and west Africa. *Environmental Pollution*, 231, 123–133. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.103>

Ma, H., Pu, S., Liu, S., Bai, Y., Mandal, S., & Xing, B. 2020. Microplastics in aquatic environments: Toxicity to trigger ecological consequences. *Environmental Pollution*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114089>

Mallik, A., Xavier, K. A. M., Naidu, B. C., & Nayak, B. B. 2021. Ecotoxicological and physiological risks of microplastics on fish and their possible mitigation measures. *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146433>

Mankin, C., & Huvard, A. 2020. Microfibers in *Mytilus* species (Mollusca, Bivalvia) from Southern California Harbors, Beaches, and Supermarkets. *American Journal of Undergraduate Research*, 17(2), 35–44.

Martinelli, J. C., Phan, S., Luscombe, C. K., & Padilla-Gamiño, J. L. 2020. Low incidence of microplastic contaminants in Pacific oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg) from the Salish Sea, USA. *Science of the Total Environment*, 715, 136826. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136826>

Mathalon, A., & Hill, P. 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1), 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018>

Mayoma, B. S., Sørensen, C., Shashoua, Y., & Khan, F. R. 2020. Microplastics in beach sediments and cockles (*Anadara antiquata*) along the Tanzanian coastline. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 105(4), 513–521. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02991-x>

McCoy, K. A., Hodgson, D. J., Clark, P. F., & Morritt, D. 2020. The effects of wet wipe pollution on the Asian clam, *Corbicula fluminea* (Mollusca: Bivalvia) in the River Thames, London. *Environmental Pollution*, 264, 114577.

Mishra, S., Rath, C. charan, & Das, A. P. 2019. Marine microfiber pollution: A review on present status and future challenges. *Marine Pollution Bulletin*, 140(November 2018), 188–197. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.039>

Moore, R. C., Loseto, L., Noel, M., Etemadifar, A., Brewster, J. D., MacPhee, S., et al. 2020. Microplastics in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the Eastern Beaufort Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110723. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110723>

Moreno, G. M., & Cooper, K. R. 2021. Morphometric effects of various weathered and virgin/pure microplastics on sac fry zebrafish (*Danio rerio*). *AIMS Environmental Science*, 8(3), 204–220. <https://doi.org/10.3934/environsci.2021014>

Naidu, S. A. 2019. Preliminary study and first evidence of presence of microplastics and colorants in green mussel, *Perna viridis* (Linnaeus, 1758), from southeast coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 140(August 2018), 416–422. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.024>

Naidu, S. A., Ranga Rao, V., & Ramu, K. 2018. Microplastics in the benthic invertebrates from the coastal waters of Kochi, Southeastern Arabian Sea. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(4), 1377–1383.

Naji, A., Nuri, M., & Vethaak, A. D. 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>

Nakao, S., Ozaki, A., Yamazaki, K., Masumoto, K., Nakatani, T., & Sakiyama, T. 2019. Microplastics contamination in tidelands of the Osaka Bay area in western Japan. *Water and Environment Journal*. <https://doi.org/10.1111/wej.12541>

Nam, P. N., Tuan, P. Q., Thuy, D. T., Quynh, L. T. P., & Amiard, F. 2019. Contamination of microplastic in bivalve: first evaluation in Vietnam. *Vietnam Journal of Earth Sciences*. <https://doi.org/10.15625/0866-7187/41/3/13925>

Narmatha Sathish, M., Immaculate Jeyasanta, K., & Patterson, J. 2020. Monitoring of microplastics in the clam *Donax cuneatus* and its habitat in Tuticorin coast of Gulf of Mannar (GoM), India. *Environmental Pollution*, 266, 115219. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115219>

Oehlmann, J., & Schulte-Oehlmann, U. 2003. Molluscs as bioindicators. In B.

A. Markert, A. M. Breure, & H. G. B. T.-T. M. and other C. in the E. Zechmeister (Eds.), *Bioindicators & Biomonitoring* (Vol. 6, pp. 577–635). Elsevier. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0927-5215\(03\)80147-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80147-9)

Parton, K. J., Godley, B. J., Santillo, D., Tausif, M., Omeyer, L. C. M., & Galloway, T. S. 2020. Investigating the presence of microplastics in demersal sharks of the North-East Atlantic. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68680-1>

Pastorino, P., Prearo, M., Anselmi, S., Menconi, V., Bertoli, M., Dondo, A., et al. 2021. Use of the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca, Bivalvia) as a Bioindicator of Microplastics Pollution in Water.

Patterson, J., Jeyasanta, K. I., Sathish, N., Booth, A. M., & Edward, J. K. P. 2019. Profiling microplastics in the Indian edible oyster, *Magallana bilineata* collected from the Tuticorin coast, Gulf of Mannar, Southeastern India. *Science of the Total Environment*, 691, 727–735. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.063>

Pazos, R. S., Spaccesi, F., & Gómez, N. 2020. First record of microplastics in the mussel *Limnoperna fortunei*. *Regional Studies in Marine Science*, 38, 101360. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101360>

Peng, L., Fu, D., Qi, H., Lan, C. Q., Yu, H., & Ge, C. 2020. Micro- and nano-plastics in marine environment: Source, distribution and threats — A review. *Science of the Total Environment*, 698, 134254.

Pérez, A. F., Ojeda, M., Rimondino, G. N., Chiesa, I. L., Di Mauro, R., Boy, C. C., & Calcagno, J. A. 2020. First report of microplastics presence in the mussel *Mytilus chilensis* from Ushuaia Bay (Beagle Channel, Tierra del Fuego, Argentina). *Marine Pollution Bulletin*, 161(October).

Phuong, N. N., Poirier, L., Pham, Q. T., Lagarde, F., & Zalouk-Vergnoux, A. 2018. Factors influencing the microplastic contamination of bivalves from the French Atlantic coast: Location, season and/or mode of life? *Marine Pollution Bulletin*, 129(2), 664–674. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.054>

Phuong, N. N., Zalouk-Vergnoux, A., Kamari, A., Mouneyrac, C., Amiard, F., Poirier, L., & Lagarde, F. 2018. Quantification and characterization of microplastics in blue mussels (*Mytilus edulis*): protocol setup and preliminary data on the contamination of the French Atlantic coast. *Environmental Science and Pollution*

Research, 25(7), 6135–6144. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8862-3>

Piarulli, S., Vanhove, B., Comandini, P., Scapinello, S., Moens, T., Vrielinck, H., et al. 2020. Do different habits affect microplastics contents in organisms? A trait-based analysis on salt marsh species. *Marine Pollution Bulletin*, 153(February), 110983. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110983>

Prata, J. C., Castro, J. L., da Costa, J. P., Duarte, A. C., Cerqueira, M., & Rocha-Santos, T. 2020. An easy method for processing and identification of natural and synthetic microfibers and microplastics in indoor and outdoor air. *MethodsX*, 7, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.11.032>

Qin, F., Du, J., Gao, J., Liu, G., Song, Y., Yang, A., et al. 2020. Bibliometric profile of global microplastics research from 2004 to 2019. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(16), 1–15. <https://doi.org/10.3390/ijerph17165639>

Qu, X., Su, L., Li, H., Liang, M., & Shi, H. 2018. Assessing the relationship between the abundance and properties of microplastics in water and in mussels. *Science of the Total Environment*, 621, 679–686.

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

Reguera, P., Viñas, L., & Gago, J. 2019. Microplastics in wild mussels (*Mytilus* spp.) from the north coast of Spain. *Scientia Marina*, 83(4), 337–347. <https://doi.org/10.3989/scimar.04927.05A>

Renzi, M., Guerranti, C., & Blašković, A. 2018. Microplastic contents from maricultured and natural mussels. *Marine Pollution Bulletin*, 131(March), 248–251. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.035>

Rezania, S., Park, J., Md Din, M. F., Mat Taib, S., Talaiekhosani, A., Kumar Yadav, K., & Kamyab, H. 2018. Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies. *Marine Pollution Bulletin*, 133(March), 191–208. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.022>

Ríos, M. F., Hernández-Moresino, R. D., & Galván, D. E. 2020. Assessing

urban microplastic pollution in a benthic habitat of Patagonia Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, 159. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111491>

Rochman, C. M., Tahir, A., Williams, S. L., Baxa, D. v., Lam, R., Miller, J. T., et al. 2015. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*, 5(August), 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep14340>

Rosa, M., Ward, J. E., & Shumway, S. E. 2018. Selective Capture and Ingestion of Particles by Suspension-Feeding Bivalve Molluscs: A Review. *Journal of Shellfish Research*. National Shellfisheries Association. <https://doi.org/10.2983/035.037.0405>

Rosenberg, G. 2014. A New Critical Estimate of Named Species-Level Diversity of the Recent Mollusca. *American Malacological Bulletin*, 32(2), 308–322. <https://doi.org/10.4003/006.032.0204>

RStudio Team. 2020. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.

Saha, M., Naik, A., Desai, A., Nanajkar, M., Rathore, C., Kumar, M., & Gupta, P. 2021. Microplastics in seafood as an emerging threat to marine environment: A case study in Goa, west coast of India. *Chemosphere*, 270, 129359. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129359>

Santana, M. F. M., Ascer, L. G., Custódio, M. R., Moreira, F. T., & Turra, A. 2016. Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment. *Marine Pollution Bulletin*, 106(1–2), 183–189. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.074>

Schessl, M., Johns, C., & Ashpole. 2019. Microbeads in Sediment, Dreissenid Mussels, and Anurans in the Littoral Zone of the Upper St. Lawrence River, New York. *Pollution*, 5(1), 41–52.

Scott, N., Porter, A., Santillo, D., Simpson, H., Lloyd-Williams, S., & Lewis, C. 2019. Particle characteristics of microplastics contaminating the mussel *Mytilus edulis* and their surrounding environments. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.041>

Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., & Lehtiniemi, M. 2014. Ingestion and

transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, 185, 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.013>

Setälä, O., Norkko, J., & Lehtiniemi, M. 2016. Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), 95–101. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.053>

Sfriso, A. A., Tomio, Y., Rosso, B., Gambaro, A., Sfriso, A., Corami, F., et al. 2020. Microplastic accumulation in benthic invertebrates in Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Environment International*, 137.

Shim, W. J., Hong, S. H., & Eo, S. E. 2017. Identification methods in microplastic analysis: A review. *Analytical Methods*, 9(9), 1384–1391. <https://doi.org/10.1039/c6ay02558g>

Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Han, G. M., Rani, M., Lee, J., & Shim, W. J. 2015. A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Marine Pollution Bulletin*, 93(1–2), 202–209. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.01.015>

Sparks, C. 2020. Microplastics in Mussels Along the Coast of Cape Town, South Africa. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 104(4), 423–431. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02809-w>

Su, L., Cai, H., Kolandhasamy, P., Wu, C., Rochman, C. M., & Shi, H. 2018. Using the Asian clam as an indicator of microplastic pollution in freshwater ecosystems. *Environmental Pollution*, 234, 347–355.

Su, L., Xue, Y., Li, L., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., & Shi, H. 2016. Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, 216, 711–719. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>

Sui, M., Lu, Y., Wang, Q., Hu, L., Huang, X., & Liu, X. 2020. Distribution patterns of microplastics in various tissues of the Zhikong scallop (*Chlamys farreri*) and in the surrounding culture seawater. *Marine Pollution Bulletin*, 160(June), 111595. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111595>

Taha, Z. D., Md Amin, R., Anuar, S. T., Nasser, A. A. A., & Sohaimi, E. S. 2021. Microplastics in seawater and zooplankton: A case study from Terengganu estuary and offshore waters, Malaysia. *Science of the Total Environment*, 786,

147466. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147466>

Taylor, M. L., Gwinnett, C., Robinson, L. F., & Woodall, L. C. 2016. Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms. *Scientific Reports*, 6(May), 1–9. <https://doi.org/10.1038/srep33997>

Teng, J., Wang, Q., Ran, W., Wu, D., Liu, Y., Sun, S., et al. 2019. Microplastic in cultured oysters from different coastal areas of China. *Science of the Total Environment*, 653, 1282–1292. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.057>

Thiele, C. J., Hudson, M. D., & Russell, A. E. 2019. Evaluation of existing methods to extract microplastics from bivalve tissue: Adapted KOH digestion protocol improves filtration at single-digit pore size. *Marine Pollution Bulletin*, 142(September 2018), 384–393. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.003>

Thushari, G. G. N., Senevirathna, J. D. M., Yakupitiyage, A., & Chavanich, S. 2017. Effects of microplastics on sessile invertebrates in the eastern coast of Thailand: An approach to coastal zone conservation. *Marine Pollution Bulletin*, 124(1), 349–355. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.010>

van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M. B., & Janssen, C. R. 2015. Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environmental Pollution*, 199, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.008>

Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., & Janssen, C. R. 2015. Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111, 5–17.

Van Cauwenberghe, L., & Janssen, C. R. 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>

van Wezel, A., Caris, I., & Kools, S. A. E. 2016. Release of primary microplastics from consumer products to wastewater in the Netherlands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(7), 1627–1631. <https://doi.org/10.1002/etc.3316>

Vandermeersch, G., Van Cauwenberghe, L., Janssen, C. R., Marques, A., Granby, K., Fait, G., et al. 2015. A critical view on microplastic quantification in

aquatic organisms. *Environmental research*, 143(Pt B), 46–55.

Waite, H. R., Donnelly, M. J., & Walters, L. J. 2018. Quantity and types of microplastics in the organic tissues of the eastern oyster *Crassostrea virginica* and Atlantic mud crab *Panopeus herbstii* from a Florida estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 129(1), 179–185. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.026>

Wakkaf, T., El Zrelli, R., Kedzierski, M., Balti, R., Shaiek, M., Mansour, L., et al. 2020. Microplastics in edible mussels from a southern Mediterranean lagoon: Preliminary results on seawater-mussel transfer and implications for environmental protection and seafood safety. *Marine Pollution Bulletin*, 158(May). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111355>

Wang, D., Su, L., Ruan, H. D., Chen, J., Lu, J., Lee, C. H., & Jiang, S. Y. 2021. Quantitative and qualitative determination of microplastics in oyster, seawater and sediment from the coastal areas in Zhuhai, China. *Marine Pollution Bulletin*, 164(August 2020), 112000. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112000>

Wang, J., Wang, M., Ru, S., & Liu, X. 2019. High levels of microplastic pollution in the sediments and benthic organisms of the South Yellow Sea, China. *Science of the Total Environment*, 651, 1661–1669. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.007>

Ward, J. E., Rosa, M., & Shumway, S. E. 2019. Capture, ingestion, and egestion of microplastics by suspension-feeding bivalves: a 40-year history. *Canadian Science Publishing*, 49(June), 39–49.

Ward, J. E., & Shumway, S. E. 2004. Separating the grain from the chaff: Particle selection in suspension- and deposit-feeding bivalves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 300(1–2), 83–130.

Ward, J. E., Zhao, S., Holohan, B. A., Mladinich, K. M., Griffin, T. W., Wozniak, J., & Shumway, S. E. 2019. Selective Ingestion and Egestion of Plastic Particles by the Blue Mussel (*Mytilus edulis*) and Eastern Oyster (*Crassostrea virginica*): Implications for Using Bivalves as Bioindicators of Microplastic Pollution. *Environmental Science and Technology*, 53(15), 8776–8784.

Wardlaw, C., & Prosser, R. S. 2020. Investigation of Microplastics in Freshwater Mussels (*Lasmigona costata*) From the Grand River Watershed in Ontario, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution*, 231(8), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s11270->

Webb, S., Ruffell, H., Marsden, I., Pantos, O., & Gaw, S. 2019. Microplastics in the New Zealand green lipped mussel *Perna canaliculus*. Marine Pollution Bulletin, 149(June). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110641>

Wu, F., Wang, Y., Leung, J. Y. S., Huang, W., Zeng, J., Tang, Y., et al. 2020. Accumulation of microplastics in typical commercial aquatic species: A case study at a productive aquaculture site in China. Science of the Total Environment, 708, 135432. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135432>

Xiao, Y., Jiang, X., Liao, Y., Zhao, W., Zhao, P., & Li, M. 2020. Adverse physiological and molecular level effects of polystyrene microplastics on freshwater microalgae. Chemosphere, 255. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126914>

Xu, X., Wong, C. Y., Tam, N. F. Y., Lo, H. S., & Cheung, S. G. 2020. Microplastics in invertebrates on soft shores in Hong Kong: Influence of habitat, taxa and feeding mode. Science of the Total Environment, 715, 136999. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136999>

Yu, Q., Hu, X., Yang, B., Zhang, G., Wang, J., & Ling, W. 2020. Distribution, abundance and risks of microplastics in the environment. Chemosphere, 249, 126059. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126059>

Zhao, S., Ward, J. E., Danley, M., & Mincer, T. J. 2018. Field-Based Evidence for Microplastic in Marine Aggregates and Mussels: Implications for Trophic Transfer. Environmental Science and Technology, 52(19), 11038–11048. research-article. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03467>

Zhu, J., Zhang, Q., Huang, Y., Jiang, Y., Li, J., Michal, J. J., et al. 2021. Long-term trends of microplastics in seawater and farmed oysters in the Maowei Sea, China. Environmental Pollution, 273, 116450.

Zhu, J., Zhang, Q., Li, Y., Tan, S., Kang, Z., Yu, X., et al. 2019. Microplastic pollution in the Maowei Sea, a typical mariculture bay of China. Science of the Total Environment, 658, 62–68. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.192>

Zhu, X., Qiang, L., Shi, H., & Cheng, J. 2020. Bioaccumulation of microplastics and it's in vivo interactions with trace metals in edible oysters. Marine Pollution Bulletin, 154(March), 111079.

## **CAPÍTULO 2**

### **CONCENTRAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM BIVALVES DE IMPORTÂNCIA ECONÔMICA, UM ESTUDO DE CASO NO LITORAL SUDESTE BRASILEIRO**

(Artigo publicado em inglês na revista *Regional Studies in Marine Science*)

## Resumo

Nosso estudo teve como objetivo identificar as concentrações de microplásticos em um bivalve (*Perna perna*) e as possíveis relações com as concentrações destas partículas encontrados em águas superficiais, verificando assim se esta espécie é um bom bioindicador para esse tipo de poluição. A média de microplásticos em mexilhões foi de  $1,4 \pm 0,3$  MPs.g<sup>-1</sup> de peso úmido e  $8,3 \pm 1,0$  MPs.indivíduo<sup>-1</sup>, enquanto a concentração em amostras de águas superficiais foi de  $41,4 \pm 15,7$  MPs.L<sup>-1</sup>. Os resultados mostraram que ambas as matrizes continham diferenças significativas de microplásticos entre locais e períodos e tinham uma estreita relação entre eles, possivelmente causada por características fisiológicas dos organismos e variações na concentração de microplásticos na água circundante. Foi observada uma relação negativa entre os pesos dos organismos e a concentração de microplásticos por grama, possivelmente relacionada às taxas de filtração/excreção dos diferentes tamanhos de organismos. Ainda, correlações de Spearman evidenciaram uma relação positiva entre as concentrações, bem como semelhanças nas formas, cores e tamanhos dos microplásticos encontrados nas duas matrizes estudadas, com predominância de fibras, partículas pretas e menores que 0,5 mm. Desta forma, concluímos que o mexilhão *P. perna* é um bom bioindicador de poluição microplástica, porém, estudos futuros em outras regiões são necessários para consolidar os resultados do presente estudo.

**Palavras-chave:** Monitoramento ambiental; Biomonitoramento; Frutos do mar; Microplásticos; Mexilhões; Poluentes aquáticos

## **Introdução**

Desde a década de 1950, a produção de produtos plásticos cresceu rápida e exponencialmente em todo o mundo, passando de 2 Mt em 1950 para 380 Mt em 2015 (Geyer et al., 2017). Esse aumento se deve principalmente aos benefícios desses materiais, como baixa densidade, alta durabilidade, excelentes propriedades de barreira e custo relativamente baixo, tornando-os ideais para uma ampla gama de aplicações de fabricação e embalagem (Ryan, 2015). No entanto, essas mesmas características tornam os plásticos um problema ambiental iminente, pois muitas vezes são descartados de forma irregular (GESAMP, 2019).

Esses materiais podem persistir por longos períodos de tempo no meio ambiente, podendo ser transportados pelo ar e pela água para as mais diversas regiões da Terra (van Sebille et al., 2015) e causando sérios danos aos ecossistemas globais (Arias-Andres et al., 2019; Eerkes-Medrano et al., 2015). Além disso, a degradação do plástico em pequenas partículas (ou seja, microplásticos) no meio ambiente também pode causar vários danos ecológicos e biológicos.

Seguindo a definição proposta pelos Frias and Nash (2019), microplásticos podem ser definidos como “qualquer partícula sólida sintética ou matriz polimérica, com forma regular ou irregular e com tamanho variando de 1 µm a 5 mm, de origem primária ou secundária de fabricação, que seja insolúvel em água”. Os microplásticos primários são aqueles fabricados para uma aplicação industrial ou doméstica, como esfoliantes faciais, cremes dentais e pastilhas de resina usadas na indústria plástica. Os microplásticos secundários são aqueles formados a partir da fragmentação de grandes itens plásticos por luz ultravioleta ou abrasão mecânica, como por ondas (Andrady, 2011).

Atualmente, estudos relacionados aos microplásticos têm chamado a atenção de pesquisadores de todo o mundo (Klingelhöfer et al., 2020; M. Zhou et al., 2021), devido às suas altas concentrações no meio ambiente e por serem transportados a longas distâncias pelos oceanos (Andrady, 2011; Wang et al., 2016). Essas micropartículas já foram identificadas em altas concentrações no meio aquático e em sedimentos de diversas regiões costeiras e profundas (Ahmed et al., 2021; Phuong et al., 2021), o que pode causar efeitos negativos nestes ecossistemas através do transporte de espécies invasoras, servindo como vetores de poluentes e microrganismos, e até mesmo causando impactos sociais/econômicos (Baptista Neto et al., 2019; Gorman et al., 2019;

Ogunola and Palanisami, 2016; Yang et al., 2021).

Além disso, microplásticos já foram encontrados em organismos de água doce e marinhos, vegetais, água potável, sal, mel e até em humanos (Auta et al., 2017; Cox et al., 2019; Oliveri Conti et al., 2020; Wesch et al., 2016; Yee et al., 2021), sendo transferidos por espécies em vários níveis das cadeias alimentares (Santos et al., 2021). Dentre a fauna aquática, os mexilhões têm sido amplamente utilizados como bioindicadores desse tipo de poluição devido à sua distribuição global, modo de alimentação por filtração, serem sésseis, alta resistência às mudanças ambientais e também por muitas espécies serem utilizadas na alimentação humana (J. Li et al., 2019).

Esses organismos já foram utilizados em experimentos de laboratório para identificar possíveis alterações biológicas, fisiológicas e metabólicas causadas pela ingestão e acúmulo dessas partículas (Abidli et al., 2021; Magni et al., 2018; Urban-Malinga et al., 2021). Além disso, existem estudos que avaliaram as concentrações de microplásticos em organismos coletados em ambientes naturais e de aquicultura (Birnstiel et al., 2019; Covernton et al., 2019; Renzi et al., 2018) e até comprados em mercados, sendo vendidos para consumo humano (De-la-Torre et al., 2019; Fang et al., 2019; Gündoğdu et al., 2020).

Conforme mencionado, os ambientes costeiros e marinhos estão sendo influenciados negativamente pelo aumento da concentração de microplásticos, causando sérios problemas ecológicos, sociais e de saúde, uma vez que a população humana utiliza diversos organismos marinhos em sua alimentação. Assim, o objetivo deste estudo foi identificar as concentrações de microplásticos em uma espécie de importância econômica e ecológica no litoral brasileiro.

Para tanto, o mexilhão-pardo *Perna perna* (Linnaeus, 1758) foi escolhido como espécie-alvo, por ser comumente utilizado na alimentação humana em áreas litorâneas do Brasil, além de possuir alta importância ecológica nessas regiões. Além disso, essa espécie já foi utilizada como um bom bioindicador de outros tipos de poluição no Brasil, como oligoelementos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (Francioni et al., 2005; Kumar et al., 2015). Assim, é necessário verificar se também são bons indicadores de poluição por microplásticos, uma vez que essas partículas já foram observadas em experimentos de laboratório e em amostras de campo (Birnstiel et al., 2019; Santana et al., 2016; Santana et al., 2018).

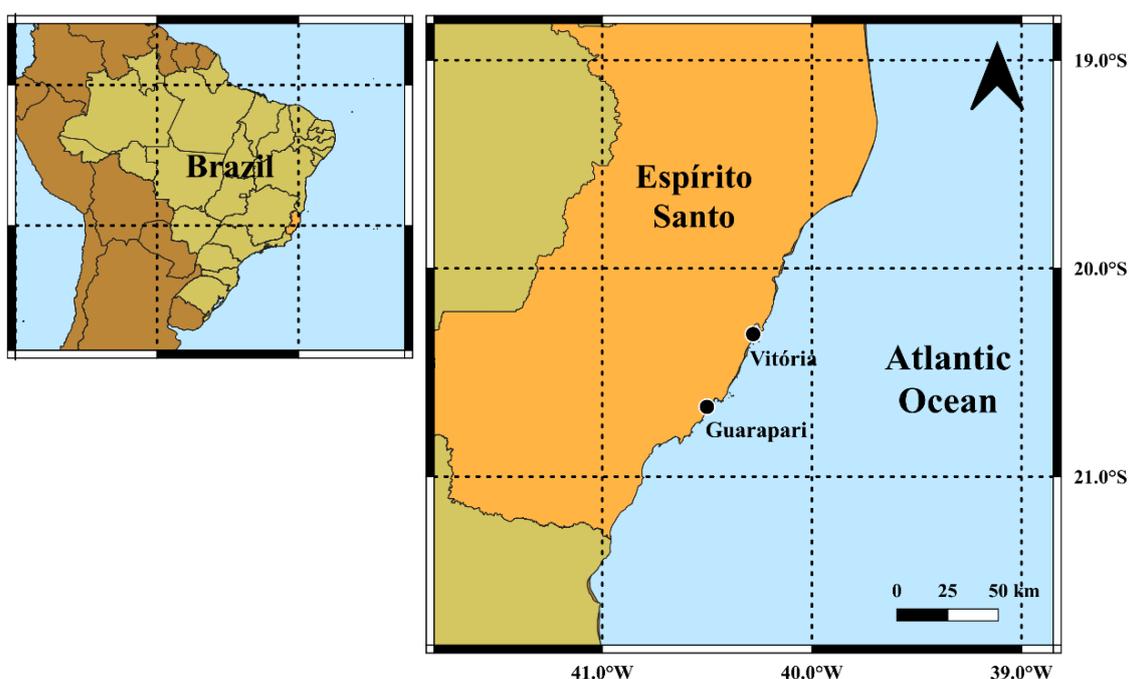
A hipótese testada neste estudo foi que locais com maior urbanização teriam maior concentração de microplásticos nas águas superficiais e os organismos coletados

nesses locais apresentariam relação com essas concentrações.

## Materiais e Métodos

### Área de Estudo

Para a avaliação da concentração de microplásticos nesta espécie, foram realizadas amostragens em dois sítios costeiros distintos no estado do Espírito Santo, região sudeste do Brasil: um sítio costeiro natural (Vitória) e um sítio de aquicultura (Guarapari) (Figura 1). O Espírito Santo é caracterizado por períodos chuvosos de verão/primavera e secos de outono/inverno, com predominância de ventos de nordeste e chegada de ventos de sudeste relacionados a advecções polares, principalmente nos períodos de inverno (Albino & Suguio, 2010).



**Figura 1:** Localizações do litoral do Espírito Santo, sudeste do Brasil, onde foram realizadas as coletas: Vitória (sítio de costão rochoso natural) e Guarapari (sítio de aquicultura).

Vitória (20°19' S; 40°20' W) é a capital do estado do Espírito Santo, no sudeste do Brasil. Possui uma área de 97 km<sup>2</sup> e uma população de 365.855 pessoas, sendo considerada uma região com alta urbanização (densidade demográfica = 3.771 hab/km<sup>2</sup>) (IBGE, 2020). A qualidade ambiental do litoral de Vitória está relacionada aos seus sistemas fluviais adjacentes, principalmente a Baía de Vitória, caracterizada como um ambiente com elevada quantidade de matéria orgânica (Grilo et al., 2013) e outros

poluentes, como metais, hidrocarbonetos e microplásticos (Baptista Neto et al., 2019; Costa et al., 2015; Kumar et al., 2015), devido ao lançamento de esgoto e lixo doméstico. Essa baía, por meio das bacias hidrográficas de seus principais afluentes fluviais, recebe poluentes de outros municípios da região metropolitana de Vitória, como Serra, Vila Velha e Cariacica, que possui uma população total de 2.006.486 habitantes (IBGE, 2020).

Por outro lado, Guarapari (20°39' S; 40°30' W) apresenta menor grau de urbanização em relação a Vitória, com área de 589 km<sup>2</sup> e população de 126.701 habitantes (densidade demográfica = 215,1 hab/km<sup>2</sup>) (IBGE, 2020). Durante o verão sua população pode chegar a 600 mil habitantes, quando o turismo aumenta na cidade.

### *Amostragem*

Trinta dos maiores organismos foram coletados por local de amostragem em diferentes épocas do ano (verão – fevereiro/20; outono – junho/20; inverno – agosto/20 e primavera – novembro/20), totalizando 240 mexilhões. As amostragens em Vitória foram realizadas durante as marés baixas em um costão rochoso localizado na Ilha do Boi, área de alta urbanização e turismo. Em Guarapari, os organismos foram coletados em uma fazenda de aquicultura, localizada a 500 metros da costa (profundidade de 7 a 10 metros). Em ambos os locais, os organismos foram extraídos manualmente (os fios de bisso foram cuidadosamente cortados para removê-los dos substratos consolidados aos quais estavam aderidos), imediatamente colocados em embalagens de alumínio, transportados para o laboratório e congelados a -20 °C para posterior análise dos microplásticos. Paralelamente à amostragem do mexilhão, foram coletadas cinco amostras de água superficial para cada local por período (1 L por garrafa), totalizando 40 amostras de água. As amostras foram coletadas diretamente através de frascos de vidro previamente lavados com água destilada filtrada, e foram coletados os primeiros centímetros da coluna d'água, uma vez que os organismos coletados viviam também na superfície da água. Após as coletas, as amostras de água foram imediatamente levadas ao laboratório para a realização dos procedimentos de remoção de matéria orgânica (ver detalhes no próximo item).

### *Análise Laboratorial*

Em laboratório, seguindo o procedimento realizado por Abidli et al. (2019), o comprimento total das conchas foi medido com paquímetro digital (CT; distância

máxima no eixo ântero-posterior), o peso total (PT; tecido mole e concha) e o peso do tecido mole (PTM) dos organismos foram registrados para cada indivíduo, utilizando-se uma balança digital com precisão de 0,01g. Posteriormente, os organismos foram separados em dez réplicas, cada uma contendo um conjunto de três indivíduos.

Uma das dificuldades nos estudos relacionados às concentrações de microplásticos em bivalves é a falta de padronização nas metodologias utilizadas para a digestão dos organismos (Bom & Sá, 2021). Dessa forma, o uso do KOH foi escolhido por dois motivos principais: (a) é o reagente mais estável ao longo do tempo e não tem efeito deletério em vários tipos de polímeros, com estudos mostrando taxas de recuperação de 100% de microplásticos, 0% de massa mudança, e no máximo 3% de mudança nos tipos (Dehaut et al., 2016; Kühn et al., 2017); e (b) a maioria dos estudos relacionados às concentrações de microplásticos utiliza KOH (Bom & Sá, 2021), permitindo comparações entre estudos e evitando subestimação dos resultados.

Para isso, o método de extração de MPs de mexilhões foi baseado em Patterson et al. (2019). Os tecidos moles dos organismos foram lavados com água destilada (filtrada com bomba à vácuo usando filtros com poros de 1,2  $\mu\text{m}$ ) para remover quaisquer MPs externos presentes. Em seguida, as amostras de tecido foram colocadas em um Becker de vidro de 1 L e foram adicionados 200 mL de Hidróxido de Potássio (KOH) 10% para digestão dos tecidos. Os frascos foram então cobertos com papel alumínio e colocados em estufa a 50°C por 72 h. Após o processo de digestão, seguindo o procedimento realizado por Jiana Li et al. (2018), adicionou-se solução salina concentrada (700 mL; NaCl: 140  $\text{g L}^{-1}$ ) e deixadas por 24 h em temperatura ambiente. Apesar de estudos mostrarem que o NaCl é capaz de isolar apenas plásticos de baixa densidade (Jingyi Li et al., 2018; Stock et al., 2019), esta solução foi escolhida no presente estudo por ser uma recomendação de diretrizes internacionais devido a sua segurança, baixo custo e disponibilidade em relação a outros sais utilizados para a separação por densidade (Cutroneo et al., 2021). Além disso, o NaCl é o sal mais utilizado na pesquisa da biota (Monteiro & Pinto da Costa, 2021), permitindo comparações entre os estudos.

A solução foi filtrada com bomba de vácuo usando filtros de membrana de fibra de vidro com poros de 1,2  $\mu\text{m}$  (GF/C Whatman) para recuperar as partículas microplásticas. Por fim, cada filtro foi colocado em placas de Petri de vidro, tampadas e secas em temperatura ambiente para posterior análise das MPs.

A verificação de microplásticos na coluna d'água foi modificada a partir do

procedimento realizado por Wu et al. (2019). Resumidamente, as amostras de água de superfície (1 L cada) foram tratadas com 30 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a 30% por 72 h em temperatura ambiente para remover materiais orgânicos. Em seguida, as amostras seguiram o mesmo procedimento das amostras biológicas, sendo filtradas em membranas de fibra de vidro de 1,2 µm com bomba à vácuo. A membrana filtrada foi então armazenada em uma placa de Petri por 24 h à temperatura ambiente.

### *Identificação de Microplásticos*

Após a secagem completa do material, os filtros foram observados em microscópio estereoscópico equipado com câmera digital (Moticam Pro 252A). Por meio do software Motic Images Plus 3.0, os microplásticos identificados nas amostras de mexilhões e águas superficiais foram classificados quanto à forma, cor e tamanho, seguindo protocolos de identificação de microplásticos (GESAMP, 2019; Lusher et al., 2020; Miller et al., 2021). Para isso, as formas foram classificadas em fibras (material que possui comprimento substancialmente maior que sua largura), fragmentos (partícula de formato irregular), filmes (partícula flexível com bordas lisas ou angulares) e pellets (partículas duras, arredondadas ou esféricas); as cores foram separadas em nível secundário (azul, vermelho, verde, amarelo, roxo, laranja, além de preto, branco e transparente); e tamanhos divididos em três classes principais (0-0,1; 0,1-0,35; e 0,35 - 5 mm) seguindo sugestão de Frias & Nash (2019) e Bom & Sá (2021).

Para evitar erros de identificação e subestimação das concentrações de microplásticos foi necessário seguir alguns critérios para garantir a identificação adequada, como cor homogênea, brilho, fibras com a mesma espessura em toda a sua extensão, não podem ser facilmente quebradas por pinças e ausência de estruturas celulares (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Wang et al., 2021). As concentrações de microplásticos foram expressas em número de partículas por indivíduo (MPs.ind<sup>-1</sup>) e em número de partículas por grama de organismos úmidos (MPs.g<sup>-1</sup> de peso úmido) para mexilhões e em microplásticos por litro (MPs.L<sup>-1</sup>) para amostras de água, permitindo a comparação com outros estudos.

### *Controle de qualidade*

Para garantir a precisão dos dados, uma série de medidas para evitar a contaminação processual deve ser tomada durante a amostragem e análise laboratorial dos microplásticos (Brander et al., 2020). Para isso, foram realizados testes em branco

em todas as análises laboratoriais e identificação do microplástico, sendo colocados filtros sem amostra em placas de Petri para verificação de possível contaminação no ar; os bivalves foram mantidos cobertos com papel alumínio o tempo todo, exceto durante a análise; as soluções necessárias foram filtradas antes do uso (filtro de membrana de 1,2  $\mu\text{m}$ ); as vidrarias foram enxaguadas cuidadosamente com água destilada; equipamentos de plástico foram evitados; e jalecos de algodão e luvas de látex foram usados o tempo todo.

### *Análise estatística*

Testes de ANOVA de duas vias foram realizados usando o software R, a fim de identificar possíveis diferenças significativas entre a concentração de microplásticos em bivalves e águas superficiais. Para atender aos pré-requisitos de normalidade, homogeneidade de variâncias e independência, os dados originais foram transformados pelo método Box-Cox. As variáveis incluídas para análise foram: (i) Sítios (naturais e aquicultura) e (ii) Períodos (verão, outono, inverno e primavera). Os testes post-hoc de Tukey foram realizados para identificar quais pares de grupos diferem entre si.

Testes de Spearman foram utilizados para avaliar possível correlação significativa entre as concentrações e morfologia dos microplásticos encontrados nos bivalves e nas águas superficiais. Além disso, essa mesma análise foi realizada para avaliar possíveis relações entre o peso dos organismos (total e tecido mole) e sua concentração de MPs. Todos os resultados foram relatados como média  $\pm$  erro padrão (EP). As diferenças são consideradas estatisticamente significativas quando  $p < 0,05$ .

## **Resultados**

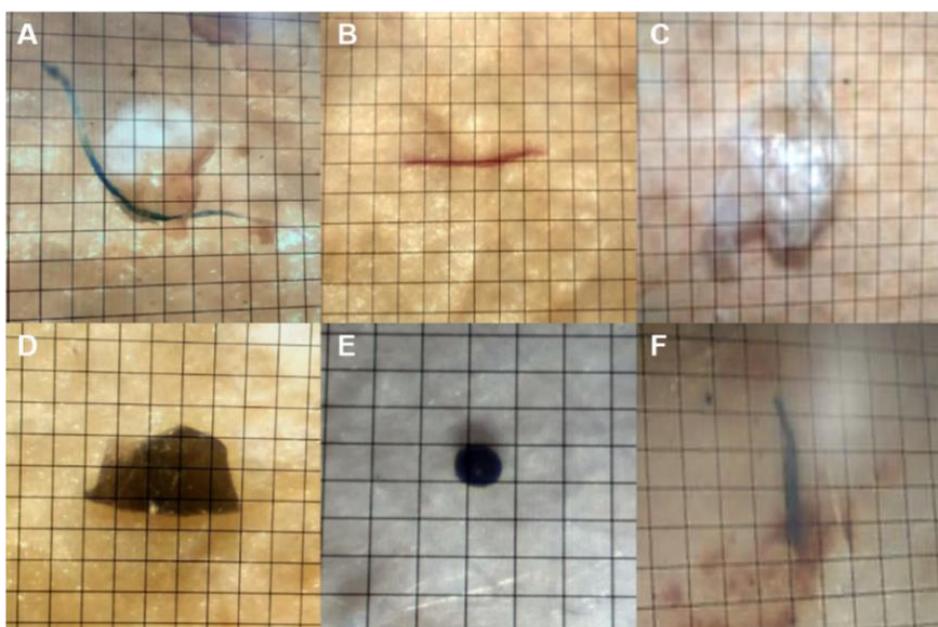
### *Abundância de microplásticos em bivalves*

A Tabela 1 mostra as médias ( $\pm$  EP) de comprimento (mm), peso total (g) e peso de tecido mole (g) dos dois sítios de coleta e diferentes períodos do ano. Esses parâmetros variaram entre os locais de coleta e também entre os diferentes períodos do ano. Em geral, para o local de aquicultura, os maiores valores de comprimento e peso foram medidos no verão e os menores durante o outono. Para o sítio natural, esse padrão foi o oposto, com os maiores valores de comprimento e peso total no outono e os menores no verão (Tabela 1).

**Tabela 1:** Médias ( $\pm$  SE) de comprimento (mm), peso total (g) e peso de tecido mole (g) dos dois locais de coleta e diferentes períodos do ano.

	Comprimento total (mm)		Peso total (g)		Peso do tecido mole (g)	
	Natural	Aquicultura	Natural	Aquicultura	Natural	Aquicultura
<b>Verão</b>	64,3 $\pm$ 1,2	91,2 $\pm$ 1,5	21,5 $\pm$ 1,1	40,4 $\pm$ 1,7	7,4 $\pm$ 0,3	13,4 $\pm$ 0,7
<b>Outono</b>	71,5 $\pm$ 0,9	50,7 $\pm$ 1,1	28,7 $\pm$ 1,0	9,2 $\pm$ 0,7	9,7 $\pm$ 0,4	3,4 $\pm$ 0,3
<b>Inverno</b>	69,8 $\pm$ 0,9	60,7 $\pm$ 1,1	26,0 $\pm$ 1,0	12,6 $\pm$ 0,6	7,2 $\pm$ 0,4	4,4 $\pm$ 0,2
<b>Mola</b>	71,4 $\pm$ 1,1	70,1 $\pm$ 1,3	27,4 $\pm$ 1,0	18,4 $\pm$ 0,9	8,2 $\pm$ 0,4	6,0 $\pm$ 0,4

Em relação aos resultados quantitativos de microplásticos foi possível identificar que todas as amostras continham partículas de formas, tamanhos e cores distintas (Figura 2). Os testes em branco mostraram baixa contaminação do ar, com média de 0,75 MPs por amostra, sendo subtraído dos valores totais encontrados nas amostras de mexilhões e água. A concentração média de microplásticos em mexilhões foi de  $8,3 \pm 1,0$  MPs.indivíduo<sup>-1</sup> e  $1,4 \pm 0,3$  MPs.g<sup>-1</sup>. ANOVA de duas vias não mostrou diferenças significativas para as concentrações de microplásticos por indivíduo entre os sítios, mas sim entre os períodos e sua interação (Tabela 2). Os maiores valores de MPs por indivíduo ocorreram no sítio de aquicultura nos períodos de verão e inverno, com valores iguais a  $10,27 \pm 0,7$  e  $12,57 \pm 1,46$ , respectivamente (Figura 3). Por outro lado, as menores concentrações foram identificadas na primavera, para ambos os sítios, com valores de  $4,63 \pm 0,22$  e  $5,50 \pm 0,28$  MPs, para aquicultura e sítios naturais, respectivamente (Figura 3).



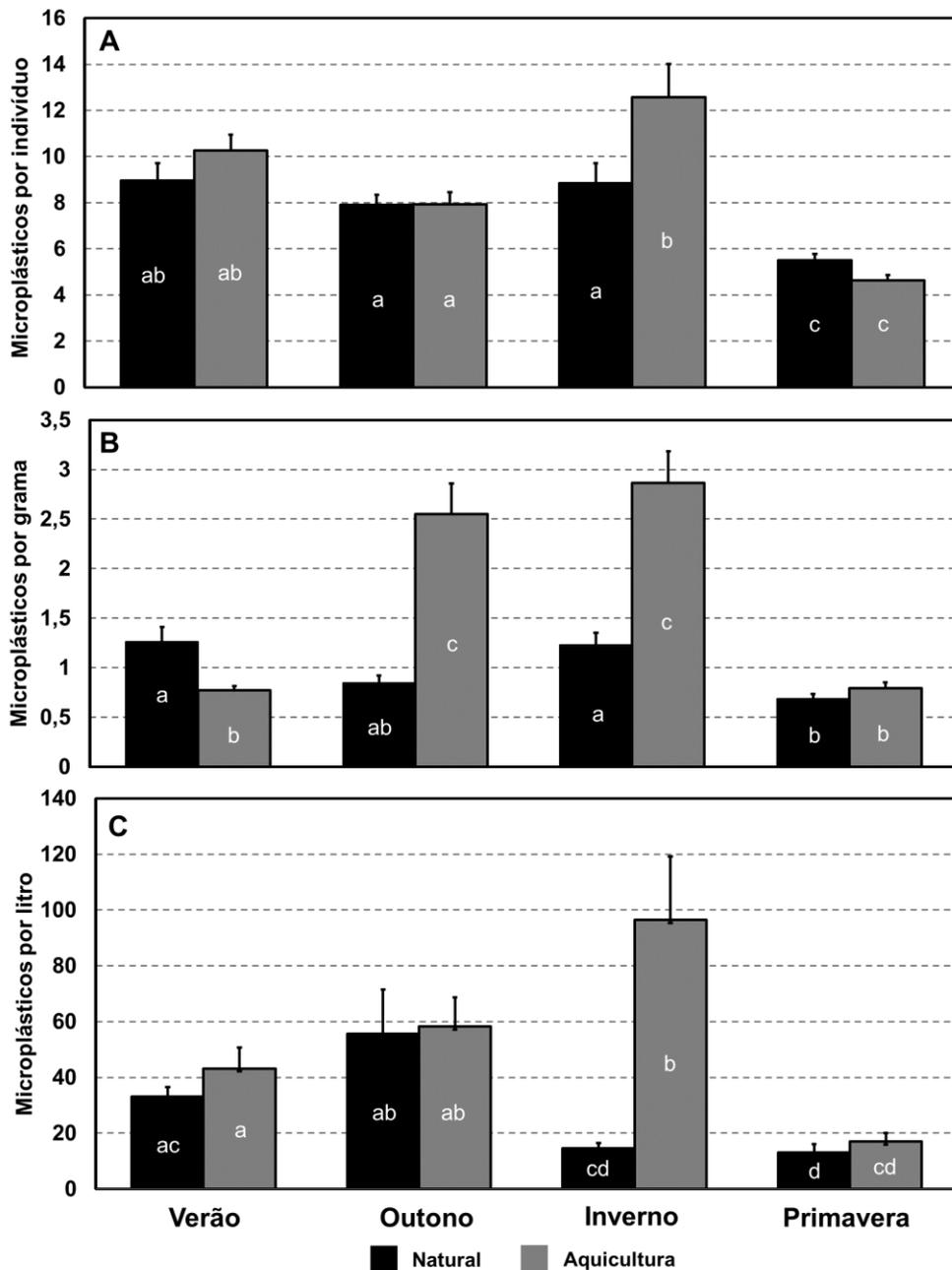
**Figura 2:** Exemplos de microplásticos encontrados em mexilhões (topo) e águas superficiais (abaixo): (A) fibra azul (1,2 mm); (B) fibra vermelha (0,6 mm); (C) filme branco (1,0 mm); (D) filme preto (0,5 mm); (E) pellet preto (0,1 mm); e (F) fibra preta (0,45 mm). Os quadrats representam 0,1 mm.

Diferentemente, quando comparadas as concentrações em microplásticos por grama, foi possível identificar diferenças significativas entre sítios, períodos e sua interação (Tabela 2). Os maiores valores foram identificados no inverno e outono do sítio de aquicultura ( $2,86 \pm 0,32$  e  $2,55 \pm 0,31$  MPs.g<sup>-1</sup>, respectivamente), enquanto os menores valores foram no período de primavera, no natural ( $0,69 \pm 0,05$  MPs.g<sup>-1</sup>) e aquicultura ( $0,79 \pm 0,06$  MPs.g<sup>-1</sup>) (Figura 3).

**Tabela 2:** Resultados da ANOVA de duas vias. As variáveis incluídas para análise foram: (i) Sítios (naturais e aquicultura) e (ii) Períodos (verão, outono, inverno e primavera).

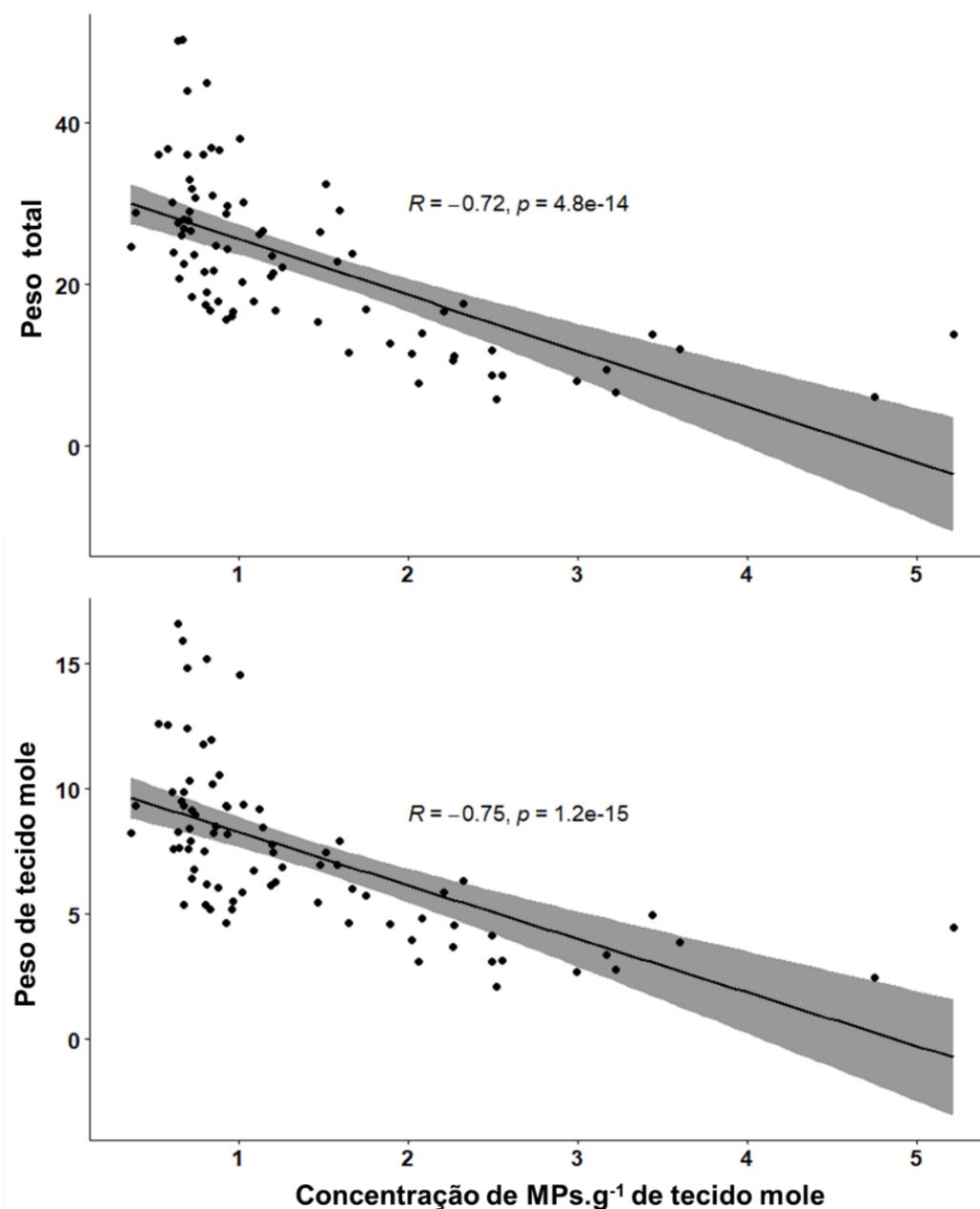
	Df	Soma quadrada	Média quadrada	Valor F	Pr(>F)
<b>MPs.ind<sup>-1</sup></b>					
Sítios	1	0,000274	0,000274	2.372	0,12793
Períodos	3	0,011321	0,003774	32.715	1.88e-13 ***
Locais: Períodos	3	0,001453	0,000484	4.199	0,00853 **
Resíduos	72	0,008306	0,000115		
<b>MPs.g<sup>-1</sup></b>					
Sítios	1	0,4164	0,4164	25,73	2.95e-06 ***
Períodos	3	1,5878	0,5293	32,70	1.89e-13 ***
Locais: Períodos	3	1,1070	0,3690	22.80	1.75e-10 ***
Resíduos	72	1,1653	0,0162		
<b>MPs.L<sup>-1</sup></b>					
Sítios	1	0,004561	0,004561	18.916	0,000130 ***
Períodos	3	0,012293	0,004098	16.996	8.8e-07 ***
Locais: Períodos	3	0,005652	0,001884	7.814	0,000473 ***
Resíduos	32	0,007715	0,000241		

**Signif. códigos: 0 '\*\*\*' 0,001 '\*\*' 0,01 '\*' 0,05 '.' 0,1**



**Figura 3:** Concentrações de microplásticos de amostras de mexilhões (MPs por indivíduo - A e MPs por grama de peso úmido - B) e amostras de águas superficiais (C), tanto do ambiente natural quanto do local de aquicultura. As letras dentro das barras mostram semelhanças entre as amostras.

Análises de Correlação de Spearman mostraram que a concentração de microplásticos por grama de peso úmido foi negativamente correlacionada com o peso total ( $R = -0,72$ ;  $p = 4,8e-14$ ) e peso do tecido mole ( $R = -0,75$ ;  $p = 1,2e-15$ ) (Figura 4). Por outro lado, não foram encontradas correlações significativas entre os microplásticos por indivíduo e o peso dos organismos, tanto do tecido total quanto do tecido mole.

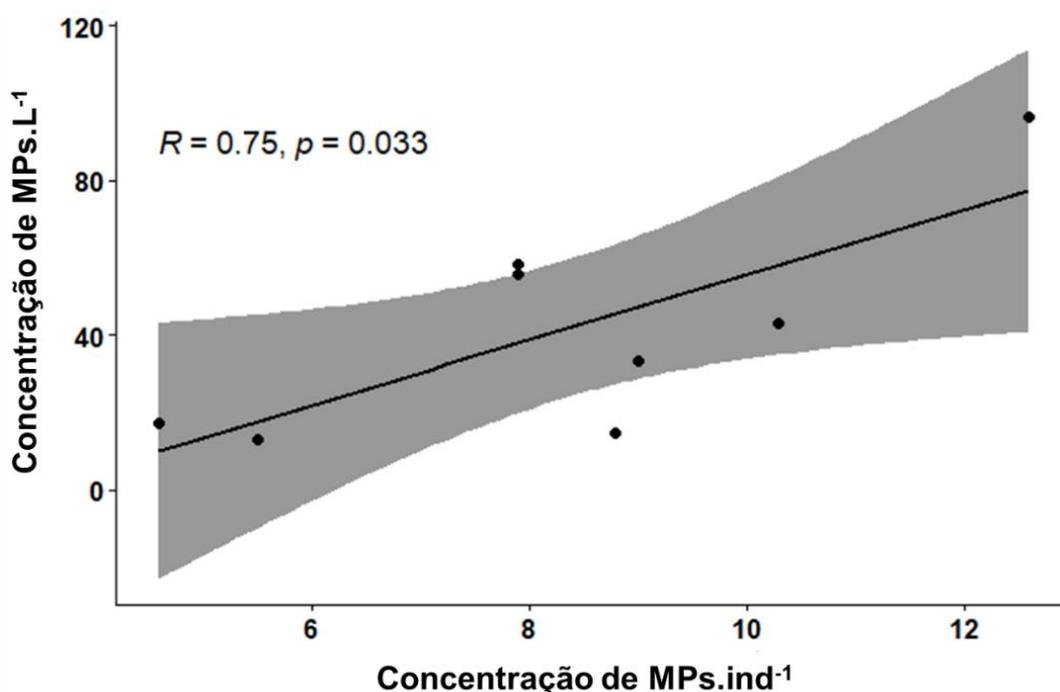


**Figura 4:** Resultado da análise de correlação de Spearman mostrando uma relação negativa entre as concentrações de microplásticos identificados em grama por mexilhão e seu peso (Total e Tecidos moles).

#### *A relação entre o microplásticos em bivalves e a água circundante*

Para verificar se a espécie avaliada é um bom bioindicador de poluição por microplásticos, é necessário quantificar as concentrações de microplásticos no ambiente circundante. Para isso, foram coletadas amostras de águas superficiais simultaneamente com a amostragem de bivalves. Todas as amostras continham microplásticos, com concentração média de  $41,4 \pm 15,7$  MPs.L<sup>-1</sup> (Sítio de aquicultura:  $53,7 \pm 14,8$ ; Sítio

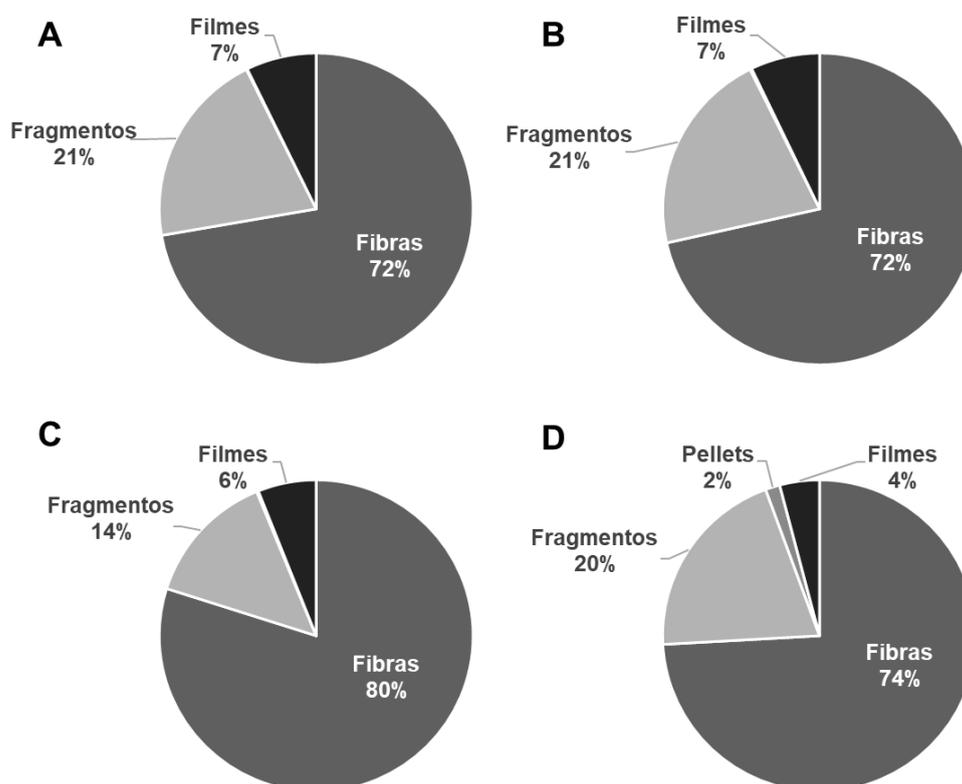
natural:  $29,1 \pm 8,9$ ) e diferenças significativas entre as concentrações de microplásticos de diferentes locais e períodos (Tabela 2). As maiores concentrações em águas superficiais foram encontradas no inverno e outono no sítio de aquicultura ( $96,4 \pm 22,9$  e  $58,2 \pm 10,4$  MPs.L<sup>-1</sup> respectivamente) e no período de outono no sítio natural ( $55,6 \pm 16,0$  MPs.L<sup>-1</sup>). Por outro lado, os menores valores foram observados na primavera e inverno no sítio natural ( $13,0 \pm 3,0$  e  $14,6 \pm 2,0$  MPs.L<sup>-1</sup>) e na primavera no sítio de aquicultura ( $17,0 \pm 3,1$  MPs.L<sup>-1</sup>) (Figura 3). As correlações de Pearson mostraram que as concentrações de microplásticos em amostras biológicas foram positivamente e fortemente correlacionadas com microplásticos em amostras de águas superficiais ( $R = 0,75$ ;  $p = 0,03$ ) (Figura 5).



**Figura 5:** Resultado da análise de correlação de Spearman mostrando uma relação alta e positiva entre as concentrações de microplásticos identificadas nos mexilhões e nas águas superficiais.

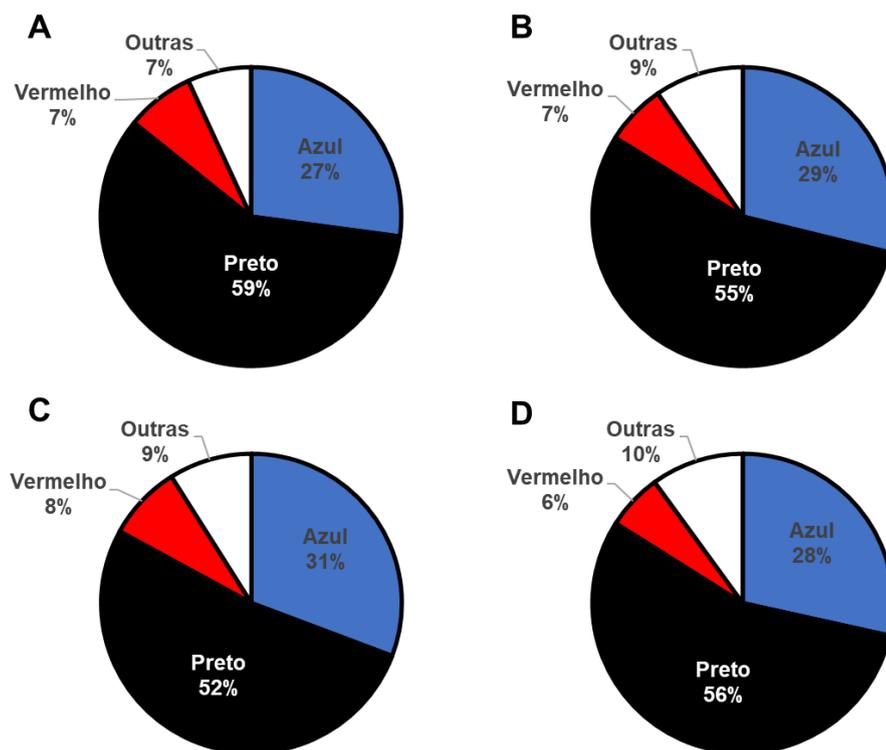
A morfologia dos microplásticos é outro parâmetro fundamental para comparação entre dados biológicos e abióticos, por isso foram identificadas as formas, cores e tamanhos dos microplásticos encontrados em bivalves e amostras de águas superficiais. Conforme mencionado acima, a forma dos microplásticos foi classificada em fragmentos, fibras, filmes e pellets. Nos bivalves, as fibras foram a forma de destaque nos mexilhões de sítios naturais e de aquicultura, representando mais de 70% do total de microplásticos, seguido de fragmentos e filmes, com 21 e 7%,

respectivamente (Figura 6). As amostras da superfície da água também tiveram predominância de fibras em sítios naturais e de aquicultura (80 e 74%, respectivamente), seguidas de fragmentos (14 e 20%) e filmes (6 e 4%) (Figura 6). Pellets não foram encontradas em amostras de bivalves e representaram apenas 2% das amostras de água da área de aquicultura (Figura 6).



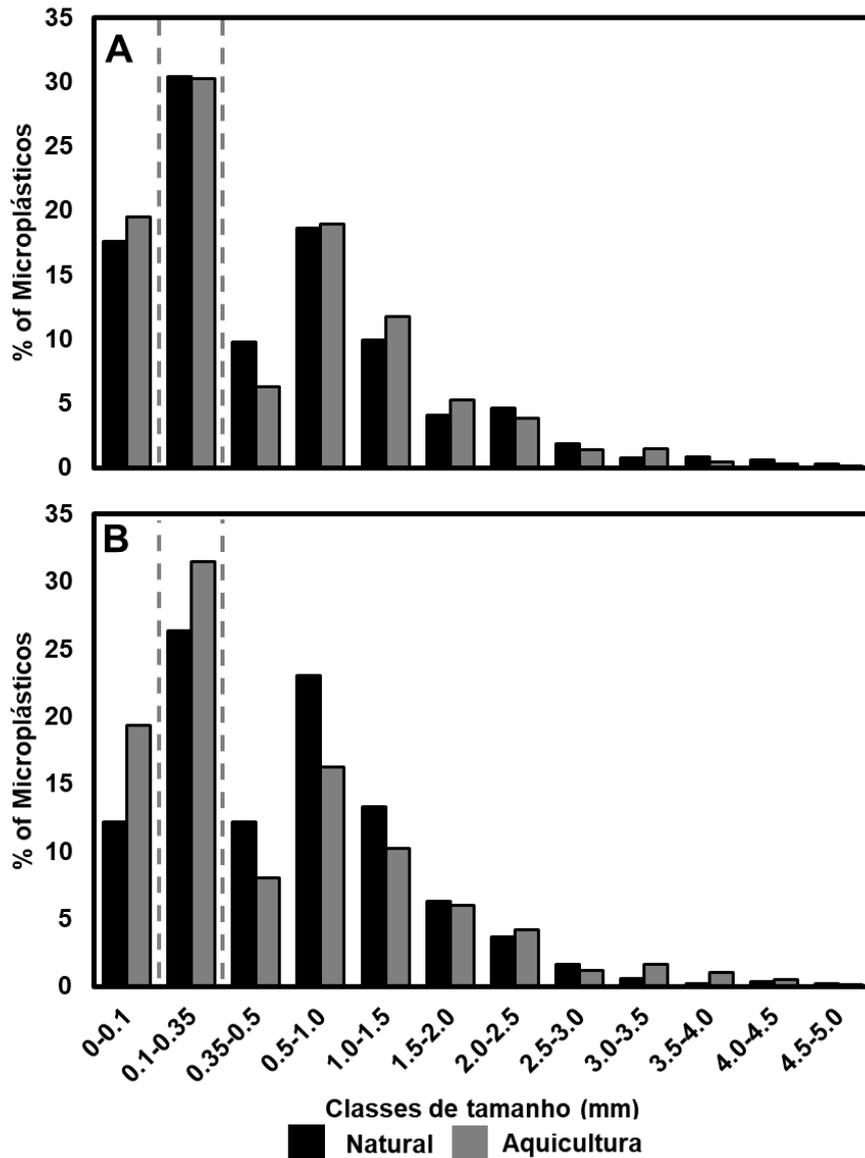
**Figura 6:** Formas de microplásticos encontrados em: (A) mexilhões do sítio natural (B) mexilhões do sítio de aquicultura; (C) águas superficiais do sítio natural; e (D) águas superficiais do local de aquicultura.

As cores dos microplásticos encontrados em ambas as matrizes também foram semelhantes durante o presente estudo, sendo identificado um total de 8 cores (preto, azul, vermelho, transparente, branco, verde, amarelo, roxo) em amostras de bivalves e de água. Preto, azul e vermelho foram as cores predominantes encontradas, tanto de organismos quanto de amostras ambientais, representando mais de 50, 26 e 6% do total de microplásticos, respectivamente (Figura 7). As demais cores foram encontradas em baixas porcentagens, representando menos de 10% do total de microplásticos (Figura 7).



**Figura 7:** Cores dos microplásticos encontrados em: (A) mexilhões do sítio natural (B) mexilhões do sítio de aquicultura; (C) águas superficiais do sítio natural; e (D) águas superficiais do local de aquicultura.

Conforme mencionado na metodologia, os tamanhos dos microplásticos encontrados foram medidos e divididos em três classes principais: 0 – 0,1 mm; 0,1 – 0,35 mm e 0,35 – 5 mm (estes subdivididos a cada 0,5 mm para melhor observação dos resultados) (Figura 8). A maioria dos microplásticos apresentou tamanho menor que 0,5 mm (principalmente entre 0,1 e 0,35 mm), tanto em amostras de bivalves quanto em águas superficiais, representando mais de 50% do total de partículas, seguido pelo tamanho que variou de 0,5 a 1,0 mm (menos superior a 20%) e 1,0 a 1,5 (~10%) (Figura 8). Por outro lado, outras classes de tamanho apresentaram percentuais baixos, com valores inferiores a 7% de partículas (Figura 8). Análises de Spearman foram realizadas para avaliar possíveis relações entre as características morfológicas dos microplásticos encontrados nas amostras de bivalves e águas superficiais e também mostraram correlações fortes e positivas entre formas ( $R = 0,91$ ;  $p = 3,5e^{-13}$ ), cores ( $R = 0,81$ ;  $p = 1,7e^{-8}$ ) e tamanhos ( $R = 0,87$ ;  $p = 2,2e^{-16}$ ) nas diferentes matrizes avaliadas.



**Figura 8:** Tamanhos dos microplásticos encontrados em: (A) mexilhões; e (B) águas superficiais de locais naturais (barras pretas) e de aquicultura (barras cinza). As linhas cinzas tracejadas mostram a separação dos tamanhos em três classes (0-0,1; 0,1-0,35; >0,35  $\mu\text{m}$ ), conforme recomendado por Frias & Nash (2019) para amostras ambientais e por Bom & Sá (2021) para amostras de bivalves.

## Discussão

### *Fatores que influenciaram as concentrações de microplásticos em bivalves*

A poluição plástica, principalmente de micropartículas, tem causado sérios danos aos ambientes marinhos e costeiros e aos organismos que habitam esses ecossistemas (Avio et al., 2017b). Atualmente, essas partículas foram encontradas em

mais de 200 espécies, a maioria delas alvos comerciais (Lusher et al., 2017), representando um caminho para a exposição humana aos microplásticos por meio do consumo de frutos do mar e causando danos à saúde (Smith et al., 2018). Os bivalves, em particular, têm ganhado atenção de pesquisadores devido à sua ampla distribuição, sedentarismo, fácil amostragem e acúmulo de produtos químicos, e também por sua alta importância como fonte de alimento (Santana et al., 2016). A contaminação de microplásticos neste grupo de organismos já foi estudada em mais de 90 estudos ao redor do mundo, mas são poucos os estudos realizados no hemisfério sul (Bom & Sá, 2021).

Este estudo forneceu um primeiro relato espaço-temporal das concentrações de microplásticos na espécie *Perna perna*, um importante bivalve comercial encontrado na costa brasileira, representando 19% da maricultura do país (Galvao et al., 2015). Apesar desta importância relevante, apenas dois estudos utilizaram este bivalve como espécie alvo em avaliações de microplásticos na costa brasileira (Birnistiel et al., 2019; Santana et al., 2016), sendo necessários mais estudos para avaliar a contaminação deste poluente nesta espécie, relacionando-o com as concentrações de microplásticos no ambiente circundante.

Desta forma, o presente estudo verificou a relação entre as concentrações neste bivalve e nas águas superficiais de dois locais distintos, avaliando quais fatores podem influenciar as concentrações. Nossos resultados mostraram que amostras de mexilhões e águas superficiais continham diferenças significativas de microplásticos entre sítios e períodos e tinham uma relação próxima entre eles. As diferentes concentrações nos bivalves podem ter sido causadas principalmente por dois fatores: (1) características fisiológicas dos organismos, como tamanho, peso e taxa de filtração; e (2) variações na concentração de microplásticos na água circundante em que os organismos vivem.

Em termos fisiológicos, foi possível identificar correlações negativas entre a concentração de microplásticos por grama de indivíduo e o peso dos organismos, tanto total quanto de tecidos moles. Em outras palavras, foi possível identificar que os organismos de menor peso contêm maior concentração de partículas. Esses resultados provavelmente estão relacionados às taxas de filtração/excreção e aos diferentes tamanhos dos organismos, uma vez que há uma dependência desses fatores das concentrações de diferentes poluentes nos bivalves (Gilek et al., 1996; Otchere, 2003), com diminuição do bombeamento e filtração com o aumento do peso (Catarino et al., 2018). Pelo mesmo motivo, Weber et al. (2021) e Patterson et al. (2021) também

constatarem que os indivíduos menores apresentaram números de MPs significativamente maiores em comparação aos indivíduos maiores. Por outro lado, um estudo mostrou correlações positivas entre o peso total dos bivalves e a concentração de microplásticos por indivíduo (Dowarah et al., 2020), revelando que as taxas de filtração dessas partículas podem ser espécie-específicas.

Além disso, as concentrações de microplásticos nas águas superficiais também foram um fator importante nas diferenças significativas encontradas nos mexilhões. Avaliando os dados foi possível identificar que apenas durante o inverno houve diferenças significativas nas concentrações de microplásticos nas amostras de água entre os locais, e isso também se refletiu nas concentrações de microplásticos por indivíduo. Este resultado possivelmente está correlacionado com a ressuspensão de partículas sedimentares durante eventos de alta energia durante esta estação. No Espírito Santo, a maior chegada de frentes frias ocorre durante as estações de outono e inverno (Cavalcanti et al., 2009; Nimer, 1989), aumentando a ressuspensão de sedimentos pela ação das ondas (Bastos et al., 2015; Oliveira et al., 2021). Esse processo possivelmente ressuspendeu as partículas de microplásticos no sítio de aquicultura, aumentando suas concentrações nas águas superficiais, como observado por outros eventos meteorológicos, como tufões (Wang et al., 2019a), chuvas (Xia et al., 2020) e tempestades (Hitchcock, 2020). Por outro lado, este mesmo processo não foi observado no sítio natural, possivelmente porque esta região é mais protegida da chegada de frentes frias.

#### *Comparação de concentrações com outros estudos*

Como mencionado, vários estudos avaliaram as concentrações de microplásticos em bivalves ao redor do mundo e comparações são necessárias para buscar padrões entre as espécies e locais. Foi possível identificar variações nas concentrações encontradas por outros estudos, possivelmente relacionadas aos mesmos fatores citados acima e também porque os estudos utilizam metodologias diferentes para digestão da matéria orgânica nos organismos (e.g. Kolandhasamy et al., 2018; Mathalon & Hill, 2014; Su et al., 2016).

Para possibilitar comparações, a Tabela 3 mostra estudos que utilizaram a mesma metodologia de digestão em mexilhões. Resultados semelhantes foram encontrados em estudos ao redor do mundo, usando outras espécies de mexilhões. Por exemplo, estudos na França (Kazour & Amara, 2020) e na Tunísia (Wakkaf et al., 2020)

mostraram que mexilhões do gênero *Mytilus* continham concentrações entre 0,41 - 2,76 e  $2,1 \pm 1,0$  MPs.g<sup>-1</sup>, respectivamente. Outros estudos também obtiveram resultados semelhantes, com  $1,8 \pm 0,54$  MPs.g<sup>-1</sup> sendo encontrado em *Perna viridis* coletado na costa da Índia (Dowarah et al., 2020) e  $1,65 \pm 0,22$  MPs.g<sup>-1</sup> em *Semimytilus algosus* coletado no Peru (De-La-torre et al., 2020). Por outro lado, também há estudos em que as concentrações de microplásticos nos mexilhões são menores, como identificado na Europa (L Hermabessiere et al., 2019; Phuong et al., 2018a, 2018b), Ásia (Cho et al., 2021; Nam et al., 2019) e África (Abidli et al., 2019), com valores inferiores a 0,8 MPs.g<sup>-1</sup>. Atualmente, ainda é difícil saber o motivo dessas diferenças encontradas entre os resultados, mas como citado acima, pode estar relacionado às diferentes concentrações de microplásticos ao redor do mundo e também aos aspectos fisiológicos de cada espécie.

#### *Sítios naturais versus sítios de aquicultura*

Outro fator importante a ser avaliado são as concentrações de microplásticos entre os sítios de aquicultura e naturais. Estudos têm demonstrado que os microplásticos em áreas de aquicultura são principalmente de origem exógena, mas o uso de equipamentos plásticos e produtos de ração/saúde para a aquicultura também pode contribuir para um maior acúmulo de microplásticos, causando efeitos adversos às espécies cultivadas (Chen et al., 2021; A. Zhou et al., 2021).

Os resultados aqui avaliados mostraram diferenças significativas entre a concentração de microplásticos por grama de mexilhões de locais naturais e de aquicultura, contrastando com vários estudos em todo o mundo, onde não foram encontradas diferenças entre eles (Tabela 4). Esses estudos concluíram que as atividades de aquicultura não parecem aumentar as concentrações de microplásticos no ambiente circundante. Aqui, no entanto, as diferenças podem ter sido causadas pelos diferentes pesos dos organismos coletados, com os organismos mais leves contendo as maiores concentrações de microplásticos por grama, tanto para locais quanto para períodos. Além disso, as concentrações de microplásticos nas águas superficiais não variaram significativamente entre os sítios, com exceção do inverno, o que mostra que a atividade da aquicultura provavelmente não é a principal fonte de partículas para este local.

**Tabela 3:** Comparação de resultados de estudos que utilizaram KOH como metodologia de digestão em mexilhões.

Localização	Espécies	MPs.g <sup>-1</sup>	MPs.ind <sup>-1</sup>	Tipo principal	Tamanho principal (µm)	Referência
<b>Europa</b>						
França	<i>Mytilus edulis</i>	0,15 ± 0,06	0,76 ± 0,4	Fibras	50 - 100	(L Hermabessiere et al., 2019)
França	<i>Mytilus</i> spp.	0,41 - 2,76	nd	Fragmentos	<150	(Kazour e Amara, 2020)
França	<i>Mytilus edulis</i>	0,23 ± 0,20	0,61 ± 0,56	Fragmentos	50 - 100	(Phuong et al., 2018a)
França	<i>Mytilus edulis</i>	0,23 ± 0,09	~0,9	Fragmentos	50-100	(Phuong et al., 2018b)
Itália	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	nd	0,03 ± 0,03	Fibras	100 - 500	(Piarulli et al., 2020)
Reino Unido	<i>Mytilus edulis</i>	nd	1,43 - 7,64	Fibras	nd	(Scott et al., 2019)
<b>Ásia</b>						
Índia	<i>Perna viridis</i>	1,8 ± 0,54	3,28 ± 0,87	Fragmentos	< 100	(Dowarah et al., 2020)
Coreia do Sul	<i>Mytilus edulis</i>	0,33 ± 0,23	1,21 ± 0,68	Fragmentos	< 300	(Cho et al., 2021)
Vietnã	<i>Perna viridis</i>	0,29 ± 0,14	2,6 ± 1,14	nd	nd	(Nam et al., 2019)
<b>África</b>						
África do Sul	<i>Aulyacoma ater</i>	2,8	2,9	Fibras	500 - 1000	(Sparks, 2020)
	<i>Choromytilus meridionalis</i>	1,8	5,6			
	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	2,8	3,4			
Tunísia	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0,8	nd	Fibras	100 - 1000	(Abidli et al., 2019)
Tunísia	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	2,1 ± 1,0	7,7 ± 3,8	Fibras	nd	(Wakkaf et al., 2020)
<b>América do Norte</b>						
Estados Unidos	<i>Dreissena bugensis</i>	nd	2,7 - 13	Fibras	nd	(Baldwin et al., 2020)
Estados Unidos	<i>Mytilus</i> spp.	nd	0,9 ± 0,6	Fibras	500 - 1000	(Klasios et al., 2021)
	<i>Mytilus californianus</i>	nd	1,5 ± 0,8			
<b>América do Sul</b>						
Peru	<i>Semimytilus algosus</i>	1,65 ± 0,22	~2	Fibras	nd	(De-La-torre et al., 2020)
Brasil	<i>Perna perna</i>	1,4 ± 0,3	8,3 ± 1,0	Fibras	< 500	Este estudo

**Tabela 4:** Microplásticos em diferentes espécies de bivalves em todo o mundo, comparando locais naturais e de aquicultura.

Localização	Espécies	MPs.g <sup>-1</sup> (MPs.ind <sup>-1</sup> )		Diferenças significativas	Referência
		Natural	Aquicultura		
Portugal/Itália/Espanha/França/Dinamarca/Holanda	<i>Mytilus</i> sp	0,18	0,13	Não	(Vandermeersch et al., 2015)
Belga/Holanda	<i>Mytilus</i> sp.	0,39A -	0,35	Não	(De Witte et al., 2014)
Itália	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	7,2 (3,0)	8,3 (7,4) <sup>B</sup>	Não (Sim)	(Renzi et al., 2018)
Coreia do Sul	<i>Mytilus edulis</i>	~1,0	~1,3	Não	(Jang et al., 2020)
	<i>Crassostrea gigas</i>	~ 1,2	~ 1,0	Não	
Canadá	<i>Venerupis filipinarum</i>	< 0,5	< 0,5	Não	(Covernton et al., 2019)
	<i>Crassostrea gigas</i>	< 0,2	< 0,2	Não	
Canadá	<i>Venerupis filipinarum</i>	0,9	1,7	Não	(Davidson e Dudas, 2016)
China	<i>Mytilus edulis</i>	2,7	1,6	sim	(Li et al., 2016)
Brasil	<i>Perna perna</i>	4.1 (31.2)	6,7 (25,9)	(Não)	(Birnstiel et al., 2019)
Brasil	<i>Perna perna</i>	1,0 (7,8)	1,7 (8,8)	Sim não)	Este estudo

**A:** Média de seis sítios naturais

**B:** Média de três locais de aquicultura

### *O uso de *Perna perna* como bioindicador de poluição por microplásticos*

Os bivalves têm sido utilizados como bioindicadores de vários tipos de poluentes, como oligoelementos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (Francioni et al., 2005; Kumar et al., 2015) devido ao seu estilo de vida, acúmulo químico e posição na cadeia alimentar. (Beyer et al., 2017; Gonçalves et al., 2019). Pelas mesmas razões, esse grupo de organismos foi considerado bons bioindicadores de poluição microplástica (J. Li et al., 2019). No entanto, Ward et al. (2019) discorda dessa afirmação, uma vez que os microplásticos ingeridos por esses organismos vão depender de suas características físicas, como forma e tamanho. Assim, são necessários estudos que demonstrem relações nas concentrações e características morfológicas dos microplásticos encontrados em bivalves e no meio ambiente, esclarecendo quanto ao uso desses organismos como bioindicadores. Bom & Sá (2021) mostraram que apenas aproximadamente 1/3 dos estudos que avaliaram as concentrações de microplásticos em bivalves também coletaram amostras ambientais, dificultando a comprovação desse uso.

Aqui, essa relação foi avaliada e as análises de correlação de Spearman mostraram uma correlação forte e positiva entre as concentrações e características morfológicas de microplásticos encontrados em mexilhões e suas águas circundantes. Esses resultados são consistentes com estudos realizados na China e na Tunísia, que mostraram possíveis evidências da transferência de partículas da água circundante para os organismos (H.-X. Li et al., 2018; X Qu et al., 2018; Wakkaf et al., 2020; Wang et al., 2021). Alguns estudos também mostraram que também existem correlações entre as concentrações de microplásticos em bivalves e em sedimentos (Narmatha Sathish et al., 2020; L Su et al., 2018; Wang et al., 2019b), no entanto, as espécies analisadas nestes estudos vivem sob/sobre substratos não consolidados (ex. areia ou lama), diferentemente das espécies escolhidas no presente estudo, que estão mais associados à superfície da água.

Além disso, também há estudos que mostraram que as formas, tamanhos e cores dos microplásticos encontrados nas amostras de água eram semelhantes aos dos mexilhões, evidenciando uma estreita correlação entre as matrizes (Cho et al., 2021; Zhao et al., 2018). Essas relações podem ser atribuídas à predominância de fibras (Baldwin et al., 2020; Browne et al., 2011; Pastorino et al., 2021; Saha et al., 2021), partículas pretas e azuis (Gago et al., 2018; Martinelli et al., 2020; Wang et al., 2021; Zhu et al., 2020) e tamanhos menores que 1 mm (Fan et al., 2022; Jahan et al., 2019;

Jang et al., 2020; Kazour et al., 2019a) em amostras de bivalves ou águas superficiais em todo o mundo.

No presente estudo, esses mesmos padrões morfológicos foram identificados, possivelmente relacionados à proximidade de áreas com intensa urbanização, sendo inseridos no meio ambiente por estações de tratamento de esgoto, lavagem de têxteis domésticos ou mesmo pela fragmentação de equipamentos de pesca, como relatado em outros estudos. (Jang et al., 2020; Kazour et al., 2019b; Salvador Cesa et al., 2017). A predominância de fibras em mexilhões e águas superficiais pode ser atribuída principalmente por duas razões: (1) as fibras representam >85% dos microplásticos encontrados na costa ao redor do mundo (Carr, 2017); e (2) a geometria das fibras possivelmente facilita a ingestão pelos bivalves, ficando retidas em suas brânquias e hepatopâncreas (Renzi et al., 2018). A superioridade das partículas pretas e azuis ocorreu provavelmente por serem as principais cores encontradas em ambientes marinhos (Gago et al., 2018). É difícil atribuir uma única razão para o azul e o preto serem as cores microplásticas dominantes em ambientes aquáticos, porém, no presente estudo, esse resultado possivelmente também está relacionado à proximidade de áreas urbanas e ao uso intenso de roupas nessas cores. jeans, camisas, shorts, etc.), como hipotetizado por Gago et al. (2018). Além disso, essas mesmas cores são predominantes em diversos estudos que avaliaram as concentrações de microplásticos em estações de tratamento de efluentes (Lee & Kim, 2018; Petroody et al., 2021; Ziajahromi et al., 2017), comprovando que existem altas concentrações dessas cores em ambientes urbanos. Por fim, a predominância de microplásticos menores que 1 mm nos mexilhões pode ser atribuída ao fato de que os bivalves podem ingerir partículas de 1 a maiores que 600  $\mu\text{m}$  (Beecham, 2008) e também devido a esses tamanhos serem comuns no meio ambiente (Fan et al., 2022; Gago et al., 2018).

## **Conclusões**

O uso de bivalves como bioindicadores de poluição por microplásticos tem sido amplamente discutido na atualidade, com pesquisadores a favor e outros contra esse uso. Para esclarecer essa discussão, são necessários estudos que avaliem as relações nas concentrações e morfologias de microplásticos entre os bivalves e o ambiente circundante em que habitam.

Até onde sabemos, este é o primeiro estudo que investigou espaço-temporalmente a concentração de microplásticos em bivalves na América do Sul,

relacionando-a com as concentrações de água circundante. Nossa principal hipótese era que as concentrações de microplásticos seriam maiores em Vitória, por ser um local de intensa urbanização, principalmente durante o verão. No entanto, os resultados mostraram que as concentrações de microplásticos nos mexilhões variaram ao longo dos períodos e locais, sendo as maiores concentrações observadas no inverno no local de aquicultura. Essas variações estão relacionadas principalmente aos parâmetros fisiológicos dos organismos e às concentrações em seu ambiente circundante. Os dados mostraram que as concentrações encontradas nos mexilhões foram fortemente correlacionadas com os microplásticos na coluna d'água e também foram mostradas semelhanças entre as formas, cores e tamanhos dos microplásticos de ambas as matrizes, com predominância de fibras, pretas e menores que 0,5 mm.

Desta forma, concluímos que para os sítios aqui avaliados o bivalve *Perna perna* pode ser usado como bioindicador, não só de poluentes orgânicos, como já foi utilizado, mas também de poluição microplástica. No entanto, uma avaliação espacial mais robusta é necessária para corroborar os resultados aqui apresentados, uma vez que apenas dois locais foram amostrados. Além disso, essas altas concentrações de microplásticos nesta espécie de importância econômica podem causar riscos à saúde humana, uma vez que os bivalves são consumidos como um todo, portanto, mais estudos sobre esses riscos devem ser realizados, utilizando essa espécie como fator de transferência de MPs aos humanos.

## Referências

Abidli, S., Lahbib, Y., Trigui El Menif, N., 2019. Microplastics in commercial molluscs from the lagoon of Bizerte (Northern Tunisia). *Marine Pollution Bulletin* 142, 243–252. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.048>

Abidli, S., Pinheiro, M., Lahbib, Y., Neuparth, T., Santos, M.M., Trigui El Menif, N., 2021. Effects of environmentally relevant levels of polyethylene microplastic on *Mytilus galloprovincialis* (Mollusca: Bivalvia): filtration rate and oxidative stress. *Environmental Science and Pollution Research* 28, 26643–26652. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12506-8>

Ahmed, M.B., Rahman, M.S., Alom, J., Hasan, M.S., Johir, M.A.H., Mondal, M.I.H., Lee, D.Y., Park, J., Zhou, J.L., Yoon, M.H., 2021. Microplastic particles in the aquatic environment: A systematic review. *Science of the Total Environment* 775, 145793. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145793>

Albino, J., Suguio, K., 2010. Sedimentation processes and beach morphodynamics active at the Doce River mouth, Espírito Santo State, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 82, 1031–1044. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652010000400023>

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

Arias-Andres, M., Rojas-Jimenez, K., Grossart, H.P., 2019. Collateral effects of microplastic pollution on aquatic microorganisms: An ecological perspective. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry* 112, 234–240. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.041>

Auta, H.S., Emenike, C.U., Fauziah, S.H., 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International* 102, 165–176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>

Avio, C.G., Gorbi, S., Regoli, F., 2017. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research* 128, 2–11. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.012>

Baldwin, A.K., Spanjer, A.R., Rosen, M.R., Thom, T., 2020. Microplastics in

Lake Mead National Recreation Area, USA: Occurrence and biological uptake. PLoS ONE 15, 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228896>

Baptista Neto, J.A., Gaylarde, C., Beech, I., Bastos, A.C., da Silva Quaresma, V., de Carvalho, D.G., 2019. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. *Ocean and Coastal Management* 169, 247–253. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.12.030>

Bastos, A.C., Costa Moscon, D.M., Carmo, D., Neto, J.A.B., da Silva Quaresma, V., 2015. Modern sedimentation processes in a wave-dominated coastal embayment: Espírito Santo Bay, southeast Brazil. *Geo-Marine Letters* 35, 23–36. <https://doi.org/10.1007/s00367-014-0387-x>

Beecham, J., 2008. Literature review on particle assimilation by molluscs and crustaceans The Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science, Lowestoft Laboratory Pakefield Road Lowestoft Suffolk NR33 0HT.

Beyer, J., Green, N.W., Brooks, S., Allan, I.J., Ruus, A., Gomes, T., Bråte, I.L.N., Schøyen, M., 2017. Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. *Marine Environmental Research* 130, 338–365. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.024>

Birnstiel, S., Soares-Gomes, A., da Gama, B.A.P., 2019. Depuration reduces microplastic content in wild and farmed mussels. *Marine Pollution Bulletin* 140, 241–247. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.044>

Bom, F.C., Sá, F., 2021. Concentration of microplastics in bivalves of the environment: a systematic review. *Environmental Monitoring and Assessment* 193. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09639-1>

Brander, S.M., Renick, V.C., Foley, M.M., Steele, C., Woo, M., Lusher, A., Carr, S., Helm, P., Box, C., Cherniak, S., Andrews, R.C., Rochman, C.M., 2020. Sampling and Quality Assurance and Quality Control: A Guide for Scientists Investigating the Occurrence of Microplastics Across Matrices. *Applied Spectroscopy* 74, 1099–1125. <https://doi.org/10.1177/0003702820945713>

Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks - Environmental Science & Technology (ACS Publications). *Environ. Sci. Technol* 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>

Carr, S.A., 2017. Sources and dispersive modes of micro-fibers in the environment. *Integrated Environmental Assessment and Management* 13, 466–469. <https://doi.org/10.1002/ieam.1916>

Catarino, A.I., Macchia, V., Sanderson, W.G., Thompson, R.C., Henry, T.B., 2018. Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental Pollution* 237, 675–684. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.069>

Cavalcanti, I.F. de A., Ferreira, N.J., Silva, Maria Gertudres Alvarez, Dias, M.A.F. da S., 2009. *Tempo e Clima no Brasil.pdf*.

Chen, G., Li, Y., Wang, J., 2021. Occurrence and ecological impact of microplastics in aquaculture ecosystems. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129989>

Cho, Y., Shim, W.J., Jang, M., Han, G.M., Hong, S.H., 2021. Nationwide monitoring of microplastics in bivalves from the coastal environment of Korea. *Environmental Pollution* 270, 116175. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116175>

Costa, E.S., Grilo, C.F., Wolff, G.A., Thompson, A., Figueira, R.C.L., Neto, R.R., 2015. Evaluation of metals and hydrocarbons in sediments from a tropical tidal flat estuary of Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 92, 259–268. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.11.028>

Covernton, G.A., Collicutt, B., Gurney-Smith, H., Pearce, C., Dower, J., Ross, P., Dudas, S., 2019. Microplastics in bivalves and their habitat in relation to shellfish aquaculture proximity in coastal British Columbia, Canada. *Aquaculture Environment Interactions* 11, 357–374. <https://doi.org/10.3354/aei00316>

Cox, K.D., Covernton, G.A., Davies, H.L., Dower, J.F., Juanes, F., Dudas, S.E., 2019. Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science and Technology* 53, 7068–7074. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>

Cutroneo, L., Reboa, A., Geneselli, I., Capello, M., 2021. Considerations on salts used for density separation in the extraction of microplastics from sediments. *Marine Pollution Bulletin* 166. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112216>

Davidson, K., Dudas, S.E., 2016. Microplastic Ingestion by Wild and Cultured Manila Clams (*Venerupis philippinarum*) from Baynes Sound, British Columbia.

Archives of Environmental Contamination and Toxicology 71, 147–156.  
<https://doi.org/10.1007/s00244-016-0286-4>

De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J., 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. Marine Pollution Bulletin 85, 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.006>

De-la-Torre, G., Mendoza-Castilla, L., Pilar, R., 2019. Microplastic contamination in market bivalve *Argopecten purpuratus* from Lima, Peru. Manglar 16, 85–89. <https://doi.org/10.17268/manglar.2019.012>

De-La-torre, G.E., Apaza-Vargas, D.M., Santillán, L., 2020. Microplastic ingestion and feeding ecology in three intertidal mollusk species from lima, peru. Revista de Biología Marina y Oceanografía 55, 167–171. <https://doi.org/10.22370/rbmo.2020.55.2.2502>

Dowarah, K., Patchaiyappan, A., Thirunavukkarasu, C., Jayakumar, S., Devipriya, S.P., 2020. Quantification of microplastics using Nile Red in two bivalve species *Perna viridis* and *Meretrix meretrix* from three estuaries in Pondicherry, India and microplastic uptake by local communities through bivalve diet. Marine Pollution Bulletin 153, 110982. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110982>

Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C., Aldridge, D.C., 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. Water Research 75, 63–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>

Fan, J., Zou, L., Duan, T., Qin, L., Qi, Z., Jiaoxia Sun, 2022. Occurrence and distribution of microplastics in surface water and sediments in China's inland water systems: A critical review. Journal of Cleaner Production 331. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129968>

Fang, C., Zheng, R., Chen, H., Hong, F., Lin, L., Lin, H., Guo, H., Bailey, C., Segner, H., Mu, J., Bo, J., 2019. Comparison of microplastic contamination in fish and bivalves from two major cities in Fujian province, China and the implications for human health. Aquaculture 512, 734322. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734322>

Francioni, E., Wagener, A., Scofield, A.L., Cavalier, B., 2005. Biomonitoring

of polycyclic aromatic hydrocarbon in *Perna perna* from Guanabara Bay, Brazil. *Environmental Forensics* 6, 361–370. <https://doi.org/10.1080/15275920500351759>

Frias, J.P.G.L., Nash, R., 2019. Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin* 138, 145–147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>

Gago, J., Carretero, O., Filgueiras, A. v., Viñas, L., 2018. Synthetic microfibers in the marine environment: A review on their occurrence in seawater and sediments. *Marine Pollution Bulletin* 127, 365–376. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.070>

Galvao, P., Longo, R., Torres, J.P.M., Malm, O., 2015. Estimating the potential production of the brown mussel *Perna perna* (Linnaeus, 1758) reared in three tropical bays by different methods of condition indices. *Journal of Marine Biology* 2015. <https://doi.org/10.1155/2015/948053>

GESAMP, 2019. GESAMP 2019 Guidelines for the monitoring & assessment of plastic litter in the ocean Reports & Studies 99 (editors Kershaw, P.J., Turra, A. and Galgani, F.) 99.

Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances* 3, 25–29. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>

Gilek, M., Björk, M., Näf, C., 1996. Influence of body size on the uptake, depuration, and bioaccumulation of polychlorinated biphenyl congeners by Baltic Sea blue mussels, *Mytilus edulis*. *Marine Biology* 125, 499–510. <https://doi.org/10.1007/BF00353263>

Gonçalves, C., Martins, M., Sobral, P., Costa, P.M., Costa, M.H., 2019. An assessment of the ability to ingest and excrete microplastics by filter-feeders: A case study with the Mediterranean mussel. *Environmental Pollution* 245, 600–606. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.038>

Gorman, D., Moreira, F.T., Turra, A., Fontenelle, F.R., Combi, T., Bicego, M.C., de Castro Martins, C., 2019. Organic contamination of beached plastic pellets in the South Atlantic: Risk assessments can benefit by considering spatial gradients. *Chemosphere* 223, 608–615. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.094>

Grilo, C.F., Neto, R.R., Vicente, M.A., de Castro, E.V.R., Figueira, R.C.L., Carreira, R.S., 2013. Evaluation of the influence of urbanization processes using mangrove and fecal markers in recent organic matter in a tropical tidal flat estuary. *Applied Geochemistry* 38, 82–91. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.08.009>

Gündoğdu, S., Çevik, C., Ataş, N.T., 2020. Stuffed with microplastics: Microplastic occurrence in traditional stuffed mussels sold in the Turkish market. *Food Bioscience* 37. <https://doi.org/10.1016/j.fbio.2020.100715>

Hermabessiere, L., Paul-Pont, I., Cassone, A.-L., Himber, C., Receveur, J., Jezequel, R., El Rakwe, M., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Huvet, A., Dehaut, A., Duflos, G., Soudant, P., 2019. Microplastic contamination and pollutant levels in mussels and cockles collected along the channel coasts. *Environmental Pollution* 250, 807–819. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.051>

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology* 46, 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>

Hitchcock, J.N., 2020. Storm events as key moments of microplastic contamination in aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment* 734, 139436. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139436>

IBGE, 2020. População Espírito Santo - Brasil [WWW Document]. URL <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/es/vitoria/panorama> (accessed 8.17.21).

Jahan, S., Strezov, V., Weldekidan, H., Kumar, R., Kan, T., Sarkodie, S.A., He, J., Dastjerdi, B., Wilson, S.P., 2019. Interrelationship of microplastic pollution in sediments and oysters in a seaport environment of the eastern coast of Australia. *Science of the Total Environment* 695, 133924. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133924>

Jang, M., Shim, W.J., Cho, Y., Han, G.M., Song, Y.K., Hong, S.H., 2020. A close relationship between microplastic contamination and coastal area use pattern. *Water Research* 171, 115400. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115400>

Kazour, M., Amara, R., 2020. Is blue mussel caging an efficient method for monitoring environmental microplastics pollution? *Science of the Total Environment* 710. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135649>

Kazour, M., Jemaa, S., Issa, C., Khalaf, G., Amara, R., 2019a. Microplastics pollution along the Lebanese coast (Eastern Mediterranean Basin): Occurrence in surface water, sediments and biota samples. *Science of the Total Environment* 696, 133933. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133933>

Kazour, M., Terki, S., Rabhi, K., Jemaa, S., Khalaf, G., Amara, R., 2019b. Sources of microplastics pollution in the marine environment: Importance of wastewater treatment plant and coastal landfill. *Marine Pollution Bulletin* 146, 608–618. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.066>

Klasios, N., De Frond, H., Miller, E., Sedlak, M., Rochman, C.M., 2021. Microplastics and other anthropogenic particles are prevalent in mussels from San Francisco Bay, and show no correlation with PAHs. *Environmental Pollution* 271, 116260. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116260>

Klingelhöfer, D., Braun, M., Quarcoo, D., Brüggmann, D., Groneberg, D.A., 2020. Research landscape of a global environmental challenge: Microplastics. *Water Research* 170. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115358>

Kolandhasamy, P., Su, L., Li, J., 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* 610–611, 635–640. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.053>

Kumar, V., Sinha, A.K., Rodrigues, P.P., Mubiana, V.K., Blust, R., De Boeck, G., 2015. Linking environmental heavy metal concentrations and salinity gradients with metal accumulation and their effects: A case study in 3 mussel species of Vitória estuary and Espírito Santo bay, Southeast Brazil. *Science of the Total Environment* 523, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.139>

Lee, H., Kim, Y., 2018. Treatment characteristics of microplastics at biological sewage treatment facilities in Korea. *Marine Pollution Bulletin* 137, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.050>

Li, H.-X., Ma, L.-S., Lin, L., Ni, Z.-X., Xu, X.-R., Shi, H.-H., Yan, Y., Zheng, G.-M., Rittschof, D., 2018. Microplastics in oysters *Saccostrea cucullata* along the Pearl River Estuary, China. *Environmental Pollution* 236, 619–625. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.083>

Li, Jiana, Green, C., Reynolds, A., Shi, H., Rotchell, J.M., 2018. Microplastics

in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. *Environmental Pollution* 241, 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.038>

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

Li, J., Lusher, A.L., Rotchell, J.M., Deudero, S., Turra, A., Bråte, I.L.N., Sun, C., Shahadat Hossain, M., Li, Q., Kolandhasamy, P., Shi, H., 2019. Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution. *Environmental Pollution* 244, 522–533. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.032>

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>

Lusher, A., Hollman, P.C.H., Mendoza-Hill, J., Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2017. Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety.

Lusher, A.L., Bråte, I.L.N., Munno, K., Hurley, R.R., Welden, N.A., 2020. Is It or Isn't It: The Importance of Visual Classification in Microplastic Characterization. *Applied Spectroscopy* 74, 1139–1153. <https://doi.org/10.1177/0003702820930733>

Magni, S., Gagné, F., André, C., Della Torre, C., Auclair, J., Hanana, H., Parenti, C.C., Bonasoro, F., Binelli, A., 2018. Evaluation of uptake and chronic toxicity of virgin polystyrene microbeads in freshwater zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca: Bivalvia). *Science of the Total Environment* 631–632, 778–788. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.075>

Martinelli, J.C., Phan, S., Luscombe, C.K., Padilla-Gamiño, J.L., 2020. Low incidence of microplastic contaminants in Pacific oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg) from the Salish Sea, USA. *Science of the Total Environment* 715, 136826. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136826>

Mathalon, A., Hill, P., 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin* 81, 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018>

Miller, E., Sedlak, M., Lin, D., Box, C., Holleman, C., Rochman, C.M., Sutton, R., 2021. Recommended best practices for collecting, analyzing, and reporting microplastics in environmental media: Lessons learned from comprehensive monitoring of San Francisco Bay. *Journal of Hazardous Materials* 409. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124770>

Monteiro, S.S., Pinto da Costa, J., 2021. Methods for the extraction of microplastics in complex solid, water and biota samples. *Trends in Environmental Analytical Chemistry* e00151. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2021.e00151>

Nam, P.N., Tuan, P.Q., Thuy, D.T., Quynh, L.T.P., Amiard, F., 2019. Contamination of microplastic in bivalve: first evaluation in Vietnam. *Vietnam Journal of Earth Sciences*. <https://doi.org/10.15625/0866-7187/41/3/13925>

Narmatha Sathish, M., Immaculate Jeyasanta, K., Patterson, J., 2020. Monitoring of microplastics in the clam *Donax cuneatus* and its habitat in Tuticorin coast of Gulf of Mannar (GoM), India. *Environmental Pollution* 266, 115219. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115219>

Nimer, E., 1989. *Climatologia do Brasil*.

Ogunola, O.S., Palanisami, T., 2016. Microplastics in the Marine Environment: Current Status, Assessment Methodologies, Impacts and Solutions. *Journal of Pollution Effects & Control* 04. <https://doi.org/10.4172/2375-4397.1000161>

Oliveira, K.S.S., da Silva Quaresma, V., Nogueira, I.C.M., Vieira, F.V., Bastos, A.C., 2021. Wave-driven sediment mobility on the Eastern Brazilian shelf under different weather systems. *Geo-Marine Letters* 41. <https://doi.org/10.1007/s00367-021-00699-3>

Oliveri Conti, G., Ferrante, M., Banni, M., Favara, C., Nicolosi, I., Cristaldi, A., Fiore, M., Zuccarello, P., 2020. Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population. *Environmental Research* 187, 109677. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109677>

Otchere, F.A., 2003. Heavy metals concentrations and burden in the bivalves (*Anadara (Senilia) senilis*, *Crassostrea tulipa* and *Perna perna*) from lagoons in Ghana: Model to describe mechanism of accumulation/excretion. *African Journal of Biotechnology* 2, 302–311. <https://doi.org/10.4314/ajb.v2i9.14837>

Pastorino, P., Prearo, M., Anselmi, S., Menconi, V., Bertoli, M., Dondo, A., Pizzul, E., Renzi, M., 2021. Use of the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca, Bivalvia) as a Bioindicator of Microplastics Pollution in Water.

Patterson, J., Jeyasanta, K.I., Laju, R.L., Edward, J.K.P., 2021. Microplastic contamination in Indian edible mussels (*Perna perna* and *Perna viridis*) and their environs. Marine Pollution Bulletin 171. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112678>

Patterson, J., Jeyasanta, K.I., Sathish, N., Booth, A.M., Edward, J.K.P., 2019. Profiling microplastics in the Indian edible oyster, *Magallana bilineata* collected from the Tuticorin coast, Gulf of Mannar, Southeastern India. Science of the Total Environment 691, 727–735. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.063>

Petroody, A.S.S., Hashemi, S.H., van Gestel, C.A.M., 2021. Transport and accumulation of microplastics through wastewater treatment sludge processes. Chemosphere 278. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130471>

Phuong, N.N., Fauvelle, V., Grenz, C., Ourgaud, M., Schmidt, N., Strady, E., Sempéré, R., 2021. Highlights from a review of microplastics in marine sediments. Science of the Total Environment 777. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146225>

Phuong, N.N., Poirier, L., Pham, Q.T., Lagarde, F., Zalouk-Vergnoux, A., 2018a. Factors influencing the microplastic contamination of bivalves from the French Atlantic coast: Location, season and/or mode of life? Marine Pollution Bulletin 129, 664–674. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.054>

Phuong, N.N., Zalouk-Vergnoux, A., Kamari, A., Mouneyrac, C., Amiard, F., Poirier, L., Lagarde, F., 2018b. Quantification and characterization of microplastics in blue mussels (*Mytilus edulis*): protocol setup and preliminary data on the contamination of the French Atlantic coast. Environmental Science and Pollution Research 25, 6135–6144. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8862-3>

Piarulli, S., Vanhove, B., Comandini, P., Scapinello, S., Moens, T., Vrielinck, H., Sciutto, G., Prati, S., Mazzeo, R., Booth, A.M., Van Colen, C., Airoidi, L., 2020. Do different habits affect microplastics contents in organisms? A trait-based analysis on salt marsh species. Marine Pollution Bulletin 153, 110983. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110983>

Qu, X., Su, L., Li, H., Liang, M., Shi, H., 2018. Assessing the relationship

between the abundance and properties of microplastics in water and in mussels. *Science of the Total Environment* 621, 679–686. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.284>

Renzi, M., Guerranti, C., Blašković, A., 2018. Microplastic contents from maricultured and natural mussels. *Marine Pollution Bulletin* 131, 248–251. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.035>

Ryan, P.G., 2015. A Brief History of Marine Litter Research, in: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer International Publishing, Cham, pp. 1–25. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_1)

Saha, M., Naik, A., Desai, A., Nanajkar, M., Rathore, C., Kumar, M., Gupta, P., 2021. Microplastics in seafood as an emerging threat to marine environment: A case study in Goa, west coast of India. *Chemosphere* 270, 129359. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129359>

Salvador Cesa, F., Turra, A., Baruque-Ramos, J., 2017. Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: A review from textile perspective with a focus on domestic washings. *Science of the Total Environment* 598, 1116–1129. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.172>

Santana, M.F.M., Ascer, L.G., Custódio, M.R., Moreira, F.T., Turra, A., 2016. Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment. *Marine Pollution Bulletin* 106, 183–189. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.074>

Santana, M.F.M., Moreira, F.T., Pereira, C.D.S., Abessa, D.M.S., Turra, A., 2018. Continuous Exposure to Microplastics Does Not Cause Physiological Effects in the Cultivated Mussel *Perna perna*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 74, 594–604. <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0504-3>

Santos, R.G., Machovsky-capuska, G.E., Andrades, R., 2021. Plastic ingestion as an evolutionary trap: Toward a holistic understanding. *Science* 373, 56–60.

Scott, N., Porter, A., Santillo, D., Simpson, H., Lloyd-Williams, S., Lewis, C., 2019. Particle characteristics of microplastics contaminating the mussel *Mytilus edulis* and their surrounding environments. *Marine Pollution Bulletin* 146, 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.041>

Smith, M., Love, D.C., Rochman, C.M., Neff, R.A., 2018. Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. *Current environmental health reports* 5, 375–386. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>

Sparks, C., 2020. Microplastics in Mussels Along the Coast of Cape Town, South Africa. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 104, 423–431. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02809-w>

Stock, F., Kochleus, C., Bänisch-Baltruschat, B., Brennholt, N., Reifferscheid, G., 2019. Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – A review. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.01.014>

Su, L., Cai, H., Kolandhasamy, P., Wu, C., Rochman, C.M., Shi, H., 2018. Using the Asian clam as an indicator of microplastic pollution in freshwater ecosystems. *Environmental Pollution* 234, 347–355. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.075>

Su, L., Xue, Y., Li, L., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., Shi, H., 2016. Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution* 216, 711–719. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>

Urban-Malinga, B., Jakubowska, M., Białowas, M., 2021. Response of sediment-dwelling bivalves to microplastics and its potential implications for benthic processes. *Science of the Total Environment* 769, 144302. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144302>

van Sebille, E., Chris, W., Laurent, L., Nikolai, M., Britta Denise, H., Jan, A. van F., Marcus, E., David, S., Francois, G., Kara Lavender, L., 2015. A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters* 10, 124006.

Vandermeersch, G., van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., Marques, A., Granby, K., Fait, G., Kotterman, M.J.J., Diogène, J., Bekaert, K., Robbens, J., Devriese, L., 2015. A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environmental research* 143, 46–55. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.07.016>

Wakkaf, T., El Zrelli, R., Kedzierski, M., Balti, R., Shaiek, M., Mansour, L., Tlig-Zouari, S., Bruzard, S., Rabaoui, L., 2020. Microplastics in edible mussels from a southern Mediterranean lagoon: Preliminary results on seawater-mussel transfer and implications for environmental protection and seafood safety. *Marine Pollution*

Bulletin 158. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111355>

Wang, D., Su, L., Ruan, H.D., Chen, J., Lu, J., Lee, C.H., Jiang, S.Y., 2021. Quantitative and qualitative determination of microplastics in oyster, seawater and sediment from the coastal areas in Zhuhai, China. *Marine Pollution Bulletin* 164, 112000. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112000>

Wang, J., Lu, L., Wang, M., Jiang, T., Liu, X., Ru, S., 2019a. Typhoons increase the abundance of microplastics in the marine environment and cultured organisms: A case study in Sanggou Bay, China. *Science of the Total Environment* 667, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.367>

Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., Li, M., 2016. The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research* 113, 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.10.014>

Wang, J., Wang, M., Ru, S., Liu, X., 2019b. High levels of microplastic pollution in the sediments and benthic organisms of the South Yellow Sea, China. *Science of the Total Environment* 651, 1661–1669. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.007>

Ward, J.E., Zhao, S., Holohan, B.A., Mladinich, K.M., Griffin, T.W., Wozniak, J., Shumway, S.E., 2019. Selective Ingestion and Egestion of Plastic Particles by the Blue Mussel (*Mytilus edulis*) and Eastern Oyster (*Crassostrea virginica*): Implications for Using Bivalves as Bioindicators of Microplastic Pollution. *Environmental Science and Technology* 53, 8776–8784. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02073>

Weber, A., Jeckel, N., Weil, C., Umbach, S., Brennholt, N., Reifferscheid, G., Wagner, M., 2021. Ingestion and Toxicity of Polystyrene Microplastics in Freshwater Bivalves. *Environmental Toxicology and Chemistry* 0–2. <https://doi.org/10.1002/etc.5076>

Wesch, C., Bredimus, K., Paulus, M., Klein, R., 2016. Towards the suitable monitoring of ingestion of microplastics by marine biota: A review. *Environmental Pollution* 218, 1200–1208. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.076>

Wu, N., Zhang, Y., Zhang, X., Zhao, Z., He, J., Li, W., Ma, Y., Niu, Z., 2019. Occurrence and distribution of microplastics in the surface water and sediment of two typical estuaries in Bohai Bay, China. *Environmental Science: Processes and Impacts* 21, 1143–1152. <https://doi.org/10.1039/c9em00148d>

Xia, W., Rao, Q., Deng, X., Chen, J., Xie, P., 2020. Rainfall is a significant environmental factor of microplastic pollution in inland waters. *Science of the Total Environment* 732, 139065. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139065>

Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., Wu, C., 2021. Microplastics in soil: A review on methods, occurrence, sources, and potential risk. *Science of the Total Environment* 780, 146546. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146546>

Yee, M.S.L., Hii, L.W., Looi, C.K., Lim, W.M., Wong, S.F., Kok, Y.Y., Tan, B.K., Wong, C.Y., Leong, C.O., 2021. Impact of microplastics and nanoplastics on human health. *Nanomaterials* 11, 1–23. <https://doi.org/10.3390/nano11020496>

Zhao, S., Ward, J.E., Danley, M., Mincer, T.J., 2018. Field-Based Evidence for Microplastic in Marine Aggregates and Mussels: Implications for Trophic Transfer. *Environmental Science and Technology* 52, 11038–11048. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03467>

Zhou, A., Zhang, Y., Xie, S., Chen, Y., Li, X., Wang, J., Zou, J., 2021. Microplastics and their potential effects on the aquaculture systems: a critical review. *Reviews in Aquaculture*. <https://doi.org/10.1111/raq.12496>

Zhou, M., Wang, R., Cheng, S., Xu, Y., Luo, S., Zhang, Y., Kong, L., 2021. Correction to: Bibliometrics and visualization analysis regarding research on the development of microplastics (*Environmental Science and Pollution Research*, (2021), 10.1007/s11356-021-12366-2). *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12767-3>

Zhu, X., Qiang, L., Shi, H., Cheng, J., 2020. Bioaccumulation of microplastics and its in vivo interactions with trace metals in edible oysters. *Marine Pollution Bulletin* 154, 111079. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111079>

Ziajahromi, S., Neale, P.A., Rintoul, L., Leusch, F.D.L., 2017. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water Research* 112, 93–99. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042>

## **CAPÍTULO 3**

### **OS BIVALVES SÃO UMA FONTE DE MICROPLÁSTICOS PARA OS HUMANOS? UM ESTUDO DE CASO NOS MERCADOS BRASILEIROS**

(Artigo publicado em inglês na revista Marine Pollution Bulletin)

## **Resumo**

Microplásticos (MPs) são um contaminante onipresente em todo o mundo, prejudicando o meio ambiente e a saúde humana. Essas partículas já foram identificadas em importantes espécies de frutos do mar, que são uma possível fonte de contaminação para humanos e devem ser investigadas. Este estudo, portanto, teve como objetivo identificar as concentrações de microplásticos em quatro importantes espécies de bivalves comercializados nos mercados brasileiros. A presença de microplásticos foi identificada em todos os bivalves, com concentração média de 1,64 MPs/g e 10,69 MPs/ind. Concluímos que os bivalves são uma fonte de microplásticos para a população brasileira. No entanto, novos estudos devem avaliar outras espécies comercializadas em diferentes regiões do país, estimando os microplásticos ingeridos por essa população por meio de bivalves. Por fim, essa contaminação deve ser controlada por regulamentações como a depuração obrigatória, na qual pode efetivamente minimizar esse problema.

**Palavras-chave:** Contaminação; Frutos do mar; Pesquisa de mercado; Saúde humana; Brasil

## Introdução

Desde a década de 1950, o número de materiais plásticos fabricados em todo o mundo aumentou muito, principalmente pela facilidade de produção e pelo crescente entendimento de que são versáteis – principalmente para o consumidor básico (GESAMP, 2019). De acordo com Geyer et al. (2017), cerca de 6.300 Mt de resíduos plásticos foram gerados até 2015, dos quais 79% foram acumulados em aterros ou no ambiente natural. Essa grande produção e seu descarte incorreto têm causado sérios problemas ambientais, principalmente nos ecossistemas costeiros e oceânicos, que são comumente o destino final desses materiais (Agamuthu et al., 2019; Hale et al., 2020).

Uma vez nos oceanos, esses materiais plásticos podem sofrer intemperismo intenso por fatores físicos, químicos e biológicos, incluindo a ação de ondas, ventos, exposição à luz ultravioleta e biodegradação, eventualmente fragmentando-se em partículas menores que 5 mm, chamadas de microplásticos secundários (Andrady, 2011). Além dessas micropartículas fragmentadas no meio ambiente, partículas produzidas em tamanhos menores que 5 mm (microplásticos primários) utilizadas na indústria e produção de cosméticos, entram nos oceanos por derramamento e tratamento de efluentes (Andrady, 2017; Browne et al., 2011). Juntos, microplásticos primários e secundários já foram encontrados em diferentes compartimentos oceânicos do globo, desde regiões costeiras, como praias e estuários, até áreas mais remotas, como Ártico e Antártica (Harris, 2020; Mishra et al., 2021). Modelos oceanográficos sugerem que  $4,85 \times 10^{12}$  partículas de microplástico estão nos oceanos hoje, totalizando 35.540 toneladas flutuando no mar (Eriksen et al., 2014), valor que pode dobrar até 2030 (Isobe et al., 2019).

Por serem de pequeno porte e altamente concentrados no meio ambiente, os microplásticos já foram encontrados em diversos organismos marinhos, desde zooplâncton até grandes mamíferos marinhos (Garcia-Garin et al., 2021; Moore et al., 2020; Taha et al., 2021). Eles são ingeridos principalmente por filtração passiva de água ou atividade de alimentação passiva e também porque são confundidos como presas (Barboza et al., 2018). Vários estudos mostram que a ingestão de microplásticos tem efeitos comportamentais e fisiológicos nos organismos, como interrupção na alimentação, alterações no desempenho reprodutivo, energia e distúrbios metabólicos (ver revisão realizada por Anbumani & Kakkar, 2018). Descobriu-se também que essas partículas são transferidas pela cadeia alimentar, possivelmente danificando ainda mais

os organismos (Ain Bhutto & You, 2022; Hasegawa & Nakaoka, 2021).

Essas partículas também foram identificadas em humanos, sendo encontradas na placenta, sangue, pulmões e fezes (Amato-Lourenço et al., 2021; Leslie et al., 2022; Ragusa et al., 2021; Schwabl et al., 2019). Eles são principalmente inalados do ar e consumidos em alimentos e bebidas (Cox et al., 2019; Mohamed Nor et al., 2021). Semelhante ao relatado para organismos marinhos, estudos mostraram que a exposição a microplásticos afeta a saúde humana, causando estresse e danos físicos, respostas inflamatórias e imunes e estresse oxidativo (Prata et al., 2020; van Raamsdonk et al., 2020; Yee et al., 2021). No entanto, pesquisas sobre exposição a microplásticos e os possíveis riscos à saúde humana ainda são incipientes e em grande parte desconhecidas, necessitando de mais estudos para melhor compreensão desse tema (Vethaak & Legler, 2021; Wright & Kelly, 2017).

As estimativas globais atuais de exposição humana a essas partículas mostram que as taxas médias de ingestão em crianças e adultos são de 553 partículas/capita/dia e 883 partículas/capita/dia, respectivamente (Mohamed Nor et al., 2021). No entanto, o acúmulo dessas partículas no corpo humano pode variar para cada país e pessoa, dependendo dos hábitos alimentares, estágio de vida e nível de poluição em que vivem. Como exemplo, Cox et al. (2019) estimou o consumo e inalação de microplásticos na população americana, encontrando diferenças entre os valores para homens e mulheres e também entre crianças e adultos. Segundo esses autores, a segunda principal fonte de microplásticos para os americanos são os frutos do mar, mostrando a importância do estudo desses animais. No entanto, o conhecimento sobre a exposição humana a essas partículas pelo consumo de frutos do mar e seus efeitos na saúde também é muito limitado e difícil de avaliar (Barboza et al., 2018).

O primeiro passo para entender esse processo é, portanto, identificar as concentrações de microplásticos nos frutos do mar vendidos nos mercados. Vários estudos realizados com esse objetivo investigaram diferentes espécies de peixes, camarões, caranguejos e bivalves, constatando que todos haviam sido contaminados por microplásticos (Curren et al., 2020; Karbalaei et al., 2019; Taghizadeh Rahmat Abadi et al., 2021; Yamamoto et al., 2021). Dentre esses estudos, os bivalves são amplamente escolhidos como espécie-alvo, principalmente porque esses organismos filtram grandes quantidades de água e podem acumular microplásticos presentes no ambiente. Os bivalves também são populares como frutos do mar, sendo consumidos inteiros – ao contrário de peixes e caranguejos – atuando como uma via direta de exposição a

microplásticos para humanos. Os países que relataram contaminação de bivalves dos mercados por microplásticos nos últimos anos incluem Canadá (Mathalon & Hill, 2014), França (Van Cauwenberghe & Janssen, 2014; Vandermeersch et al., 2015), EUA (Rochman et al., 2015), China (Ding et al., 2018; Li et al., 2015), Reino Unido (J Li et al., 2018), Coreia do Sul (Cho et al., 2019), Peru (De-la-Torre et al., 2019) e Japão (Yamamoto et al., 2021).

No entanto, novos estudos também devem avaliar essa contaminação de bivalves por microplásticos em outros países, uma vez que esses animais são amplamente consumidos em todo o mundo e muitos países exportam seus frutos do mar sem legislação específica quanto à contaminação por microplásticos, permitindo que essas partículas sejam transferidas para locais distantes. O Brasil, por exemplo, não tem informações sobre esse tema. Assim, este estudo teve como objetivo verificar a contaminação microplástica em quatro espécies de bivalves comercializados em mercados regionais do Brasil para caracterizar esse problema no país.

## **Materiais e Métodos**

Deste modo, para essa avaliação, duas espécies foram adquiridas em mercados nacionais na cidade de Vitória, estado do Espírito Santo, Sudeste do Brasil (junho/2021), uma espécie foi adquirida diretamente de um sítio de maricultura localizado próximo à mesma cidade (março/2020) e outra espécie foi adquirida de uma empresa localizada no estado de Santa Catarina, Sul do Brasil (junho/2021). A origem e a forma de comercialização de cada espécie foram diferentes: as ostras *Crassostrea gigas* foram cultivadas no estado de Santa Catarina e comercializadas com casca, congeladas e sem tratamento prévio; os mexilhões *Mytilus chilensis* foram importados do Chile, vendidos sem casca, cozidos e congelados; *Perna perna* foram cultivados em Guarapari, município localizado a 40 km de Vitória, e também comercializados sem tratamento prévio (inteiro e fresco); e as vieiras *Placopten magellanicus* foram importadas do Peru, também sendo vendidas sem casca e congeladas. A Tabela 1 mostra o número de organismos adquiridos e o pré-tratamento das espécies analisadas. Após a compra, todos os organismos foram mantidos congelados a -20°C até a realização dos procedimentos laboratoriais. Essas espécies foram escolhidas por serem as principais cultivadas e extraídas no Sul e Sudeste do Brasil (*Perna perna* e *Crassostrea gigas*) e porque Chile e Peru são dois dos principais exportadores de mariscos para o Brasil (<https://www.seafoodbrasil.com.br/painel-do-pescado>), sendo

importante mostrar a possível transferência desse poluente entre países, inédita em pesquisas sobre o assunto.

**Tabela 1:** Resumo das características de cada espécie avaliada no presente estudo: Número de organismos analisados, locais de origem, peso médio dos tecidos moles e pré-tratamento realizado antes da comercialização nos mercados brasileiros.

	<b>n</b>	<b>País</b>	<b>Peso dos tecidos moles</b>	<b>Pré-tratamento</b>
<i>Crassostrea gigas</i>	24	Brasil	17,85 ± 0,71	Nenhum
<i>Mytilus chilensis</i>	24	Chile	2,57 ± 0,13	Cozido e sem casca
<i>Perna perna</i>	24	Brasil	13,72 ± 0,72	Nenhum
<i>Placopten magellanicus</i>	19	Peru	10,27 ± 0,40	Sem casca

#### *Análise Laboratorial e Identificação de Microplásticos*

Os métodos de digestão e análise de microplásticos de bivalves foram adaptados de Fang et al. (2019). Em laboratório, o peso dos tecidos moles dos organismos foi registrado para cada indivíduo e lavado com água destilada filtrada para remover quaisquer MPs presentes em sua superfície. Para a digestão dos tecidos, 150 mL de Hidróxido de Potássio (KOH) a 10% foram adicionados em um béquer de vidro de 1 L e incubados a 50°C por 72 h. A solução final foi filtrada com bomba à vácuo utilizando filtros de membrana de fibra de vidro com poros de 1,2 µm, colocados em placas de Petri de vidro, tampadas e secas à temperatura ambiente para posterior análise das MPs. Os filtros foram observados em um microscópio estereoscópico equipado com uma câmera digital. Seguindo protocolos de identificação de microplásticos, as partículas suspeitas foram classificadas de acordo com sua forma (fibra, fragmento, filme e pellet) e tamanho (dividido a cada 0,5 mm) (GESAMP, 2019; Lusher et al., 2020a; Miller et al., 2021). As concentrações de microplásticos foram expressas em número de partículas por indivíduo (MPs.ind<sup>-1</sup>) e em número de partículas por grama de peso úmido (MPs.g<sup>-1</sup>).

#### *Controle de qualidade*

Medidas contra a contaminação do procedimento foram tomadas durante a

amostragem e análise laboratorial dos microplásticos: testes em branco foram realizados em cada procedimento; as amostras foram mantidas cobertas com papel alumínio, exceto durante a análise; jalecos de algodão e luvas de látex foram usados o tempo todo; as soluções foram filtradas antes do uso (filtro de membrana de 1,2  $\mu\text{m}$ ); a vidraria foi lavada com água destilada; e materiais plásticos foram evitados durante os procedimentos.

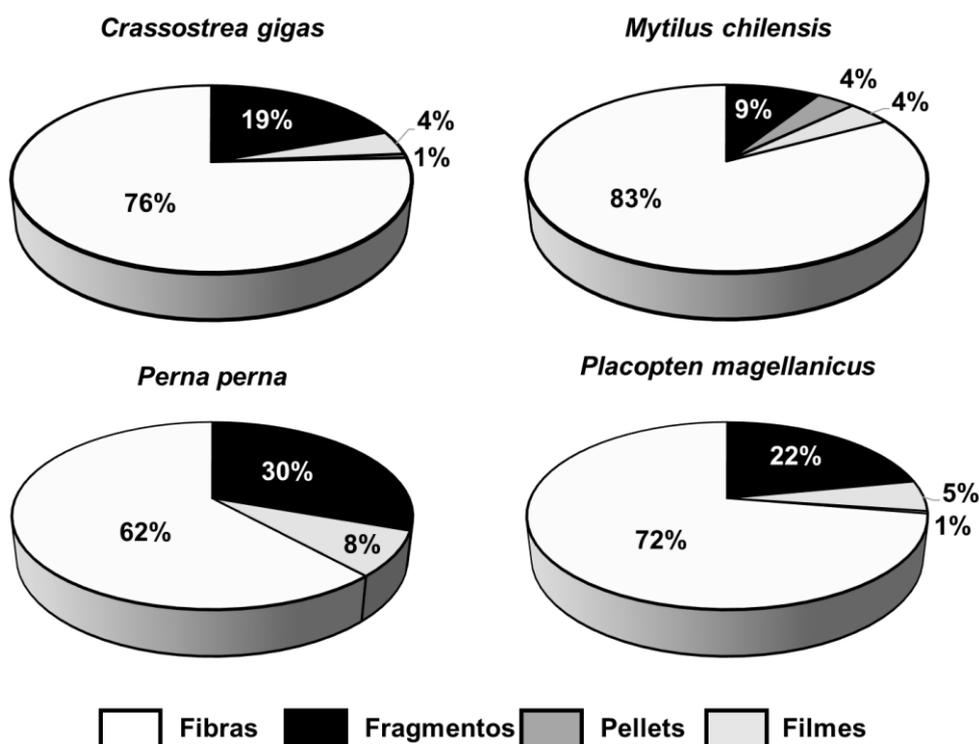
### *Análise estatística*

Usando o software RStudio, testes de ANOVA foram realizados para comparar as concentrações de microplásticos nas quatro espécies de bivalves (MPs por indivíduo e MPs por grama de peso úmido). Testes post-hoc de Tukey foram realizados para identificar quais pares de grupos diferiam entre si. Os dados originais foram transformados pelo método Box-Cox para atender aos pré-requisitos de normalidade, homogeneidade de variâncias e independência.

### **Resultados e Discussão**

Como os microplásticos estão presentes em todos os ambientes, inclusive no ar e nos laboratórios, vários cuidados devem ser tomados para evitar superestimar as concentrações nas amostras analisadas (Prata et al., 2021; Song et al., 2021). Neste estudo, as rigorosas medidas de prevenção adotadas durante os procedimentos laboratoriais impediram a contaminação das amostras por microplásticos ambientais - apenas algumas fibras (média = 0,15 MPs por amostra) foram identificadas nos testes em branco e foram subtraídas do microplástico total encontrado nas amostras de bivalves.

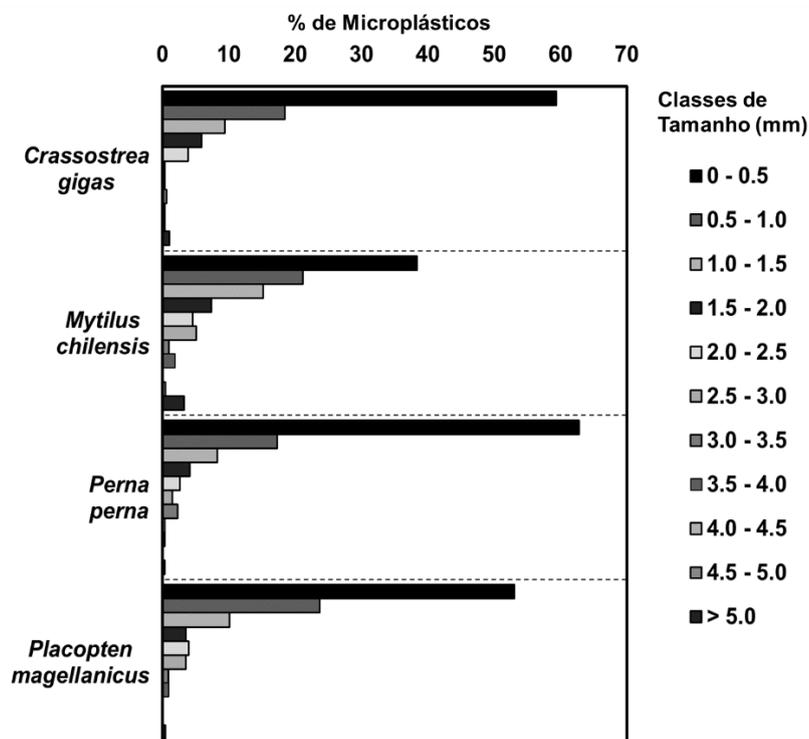
Em relação às características físicas dos microplásticos, as fibras foram a forma mais comum em todas as espécies (representando 76, 83, 62 e 72% do total de MPs em *C. gigas*, *M. chilensis*, *P. perna*, e *P. magellanicus*, respectivamente), seguido de fragmentos, com valores de até 30% do total de MPs (*P. perna*), filmes (4 a 5%) e pellets (máximo de 4%) (Figura 1). A predominância de fibras corrobora a maioria dos estudos relacionados aos microplásticos, tanto em bivalves adquiridos em mercados (De-la-Torre et al., 2019; De Witte et al., 2014; Li et al., 2015) quanto em ambiente marinho (ver revisão realizada por Salvador Cesa et al., 2017), principalmente porque as fibras representam > 85% dos detritos microplásticos encontrados nas costas do mundo (Carr, 2017).



**Figura 1:** Formas de microplásticos encontrados em *Crassostrea gigas*, *Mytilus edulis*, *Perna perna* e *Placopten magellanicus*.

Os tamanhos dos microplásticos encontrados variaram de 0,02 a 7 mm, com a classe de tamanho mais comum entre 0 – 0,5 mm para todas as espécies (59, 38, 53 e 63% para *C. gigas*, *M. chilensis*, *P. perna*, e *P. magellanicus*, respectivamente), seguido por 0,5 – 1,0 mm (18, 21, 17 e 23%) (Figura 2). Curiosamente, mesmo os menores organismos (*M. chilensis*) podem ingerir partículas maiores que 1 mm, representando 39,8% do total de microplásticos encontrados para essas espécies (Figura 2). A distribuição de tamanho encontrada neste estudo foi semelhante à de estudos realizados na Coreia do Sul (Cho et al., 2019), Reino Unido (Li et al., 2018) e China (Li et al., 2015), em que os microplásticos encontrados em bivalves eram em sua maioria menores que 1 mm. Isso porque, (1) embora partículas plásticas maiores que 0,5 mm sejam capturadas com eficiência, elas também são mais facilmente rejeitadas em pseudofeces, e (2) partículas menores que 0,2 mm também são capturadas eficientemente pela maioria das espécies, porém mais ingeridas (Ward et al., 2019a). Além disso, estudos identificaram que os bivalves possuem alimentação seletiva, dependente do tamanho das partículas. Um estudo realizado por Lehane & Davenport (2002), por exemplo, mostrou que três espécies de bivalves (*M. edulis*, *Cerastoderma edule* e *Aequipecten opercularis*) consomem várias espécies, mas

consomem seletivamente categorias menores de zooplâncton. Da mesma forma, os mexilhões do gênero *Mytilus* ingerem zooplâncton variando de 126  $\mu\text{m}$  a 6 mm com preferência pelos menores organismos, indicando uma seleção de tamanho (Lehane & Davenport, 2006), que pode ocorrer também para microplásticos, conforme identificado por Ward et al. (2019b).



**Figura 2:** Porcentagens de tamanho de microplásticos encontrados em *Crassostrea gigas*, *Mytilus edulis*, *Perna perna* e *Placopten magellanicus*. As classes de tamanho foram divididas a cada 0,5 mm.

Microplásticos foram encontrados em todas as amostras de bivalves, com média total ( $\pm$  erro padrão) de  $10,69 \pm 0,43$  MPs/ind e  $1,64 \pm 0,19$  MPs/grama de peso úmido. Esses resultados mostram como os microplásticos contaminam todo o meio ambiente, afetando diretamente espécies importantes para o consumo de frutos do mar e, portanto, os humanos que os consomem. Além disso, nossos resultados mostraram que os microplásticos são exportados entre localidades, pois duas espécies analisadas vieram de países diferentes (Chile e Peru para o Brasil), agravando a problemática da poluição por microplásticos, já que o Brasil não possui leis sobre esse tipo de contaminação. Este mesmo problema não ocorre em outros estudos em que os bivalves foram cultivados/coletados no mesmo país em que foram vendidos (Cho et al., 2019; Gündoğdu et al., 2020; Li et al., 2015; Rochman et al., 2015).

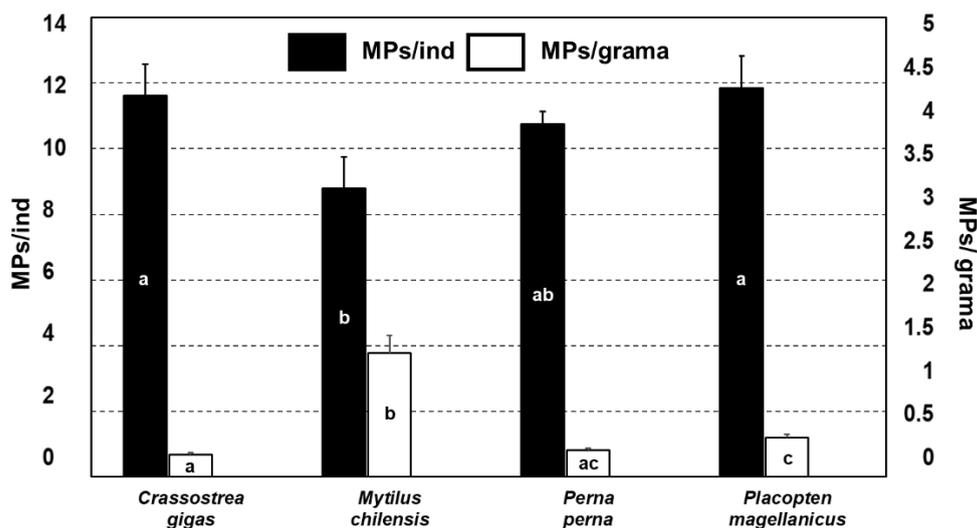
As espécies analisadas apresentaram concentrações significativamente diferentes de microplásticos por indivíduo (Tabela 2), em que *M. chilensis* apresentou valores inferiores ( $8,79 \pm 0,96$  MPs/ind) que *C. gigas* ( $11,62 \pm 0,97$  MPs/ind) e *P. magellanicus* ( $11,84 \pm 0,99$  MPs/ind) (Figura 3a). O mexilhão *P. perna*, entretanto, não diferiu significativamente de nenhuma das outras espécies, com concentração média de  $10,75 \pm 0,39$  MPs/ind (Figura 3a). Esses valores são comparáveis aos de algumas das nove espécies de bivalves adquiridos em mercados chineses (por exemplo, *Meretrix lusoria* e *Alectryonella plicatula*) (Li et al., 2015) e *Mytilus galloprovincialis* adquiridos em mercados locais italianos (Renzi et al., 2018). No entanto, outros estudos identificaram valores inferiores ou superiores aos encontrados aqui, mostrando que as concentrações de microplástico por indivíduo podem variar em cada local ou espécie (Tabela 3). Como exemplo, estudos realizados na Coreia do Sul (Cho et al., 2019), Peru (De-la-Torre et al., 2019), Reino Unido (J Li et al., 2018), Turquia (Gündoğdu et al., 2020), e EUA (Rochman et al., 2015) identificaram concentrações inferiores a 3 MPs/ind nas espécies analisadas enquanto outras encontraram concentrações significativamente mais altas, como a amêijoia *Scapharca subcrenata* (~45 MPs/ind) e a vieira *Patinopecten yessoensis* (57,2 MPs/ind) em um estudo realizado na China (Li et al., 2015) ou o mexilhão *Mytilus edulis* (75 – 178 MPs/ind) adquirido no Canadá (Mathalon & Hill, 2014) (Tabela 3).

**Tabela 2:** Resumo das ANOVAs avaliando diferenças nas concentrações de MPs/ind e MPs/g entre as espécies avaliadas.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
<b>MPs.ind<sup>-1</sup></b>					
Espécies	2	2.543	1.2717	7.131	0.0205 *
Resíduos	64	19.700	0.3078		
<b>MPs.g<sup>-1</sup></b>					
Espécies	2	0.4047	0.20234	46.63	3.21e-13 ***
Resíduos	64	0.2777	0.00434		

As espécies também apresentaram diferentes concentrações de microplásticos por grama (Tabela 2), com maiores diferenças entre *M. chilensis* e outras espécies. Os

valores médios foram  $0,68 \pm 0,06$  MPs/grama em *C. gigas*,  $3,77 \pm 0,54$  MPs/grama em *M. chilensis*,  $0,82 \pm 0,04$  MPs/grama em *P. perna* e  $1,19 \pm 0,11$  MPs/grama em vieiras *P. magellanicus* (Figura 3). Esses resultados mostraram que, a concentração média de microplásticos em bivalves (principalmente em *M. chilensis*) vendidos nos mercados brasileiros é geralmente maior do que a concentração encontrada na maioria dos bivalves comprados em mercados ao redor do mundo (até duas ordens de grandeza em alguns casos), como observado em estudos realizados na França, Bélgica, Espanha, Reino Unido, Peru, Turquia e Coreia do Sul (Tabela 3). As únicas exceções foram estudos realizados na China, Itália e Japão, que identificaram concentrações ainda maiores, com valores máximos de 10,5 MPs/g para o molusco *S. subcrenata*, 11,4 MPs/g para *M. galloprovincialis* e 9,44 MPs/g para *Meretrix lusoria* (Li et al., 2015; Renzi et al., 2018; Yamamoto et al., 2021).



**Figura 3:** Concentrações médias (+EP) de: Microplásticos por indivíduo (barras pretas); e Microplásticos por grama de peso úmido (Barras brancas) para as quatro espécies avaliadas. As letras brancas dentro das barras pretas mostram as diferenças significativas entre as concentrações de MPs/ind entre as espécies, enquanto as letras pretas dentro das barras brancas mostram as diferenças entre as concentrações de MPs/g em cada espécie.

As semelhanças ou diferenças na concentração de MPs/ind e MPs/g entre os estudos e também entre as espécies aqui analisadas podem estar relacionadas a aspectos metodológicos, biológicos ou ambientais. Por exemplo, alguns dos estudos utilizaram  $H_2O_2$  ou  $HNO_3$  como reagente químico para digestão dos tecidos moles do organismo, o que poderia alterar os resultados por degradação de polímeros ou redução da eficiência de extração (Catarino et al., 2017; Lusher et al., 2020b). No

entanto, estudos que utilizaram KOH também apresentaram diferenças nas concentrações de microplásticos, mostrando que outros fatores influenciam os resultados.

**Tabela 3:** Resumo dos estudos que avaliaram as concentrações de microplásticos em bivalves de mercado, mostrando países de coleta, espécies compradas e concentrações de microplásticos por indivíduo e por grama de peso úmido.

País/espécie	MPs/ind	MPs/g	Referência
Coreia do Sul			Cho et al., 2019
<i>Crassostrea gigas</i> (O)	0,77 ± 0,74	0,07 ± 0,06	
<i>Mytilus edulis</i> (M)	0,68 ± 0,64	0,12 ± 0,11	
<i>Fitas filipinas</i> (C)	1,15 ± 0,74	0,34 ± 0,31	
<i>Patinopecten yessoensis</i> (S)	1,21 ± 0,71	0,08 ± 0,08	
Bélgica			De Witte et al., 2014
<i>Mytilus edulis</i> (M)	ND	0,35	
Peru			De la Torre et al., 2019
<i>Argopten purpuratus</i> (S)	2,25 ± 0,54	0,13 ± 0,03	
China			Ding et al., 2018
<i>Chlamys farreri</i> (S)	5,2 - 19,4	3,2 - 7,1 <sup>a</sup>	
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (M)	1,9 - 9,6	2,0 - 12,8 <sup>a</sup>	
China			Fang et al., 2019
<i>Mytilus edulis</i> (M)	~ 2 <sup>b</sup>	~ 0,1 <sup>b</sup>	
<i>Perna viridis</i> (M)	~ 2 <sup>b</sup>	~ 0,3 <sup>b</sup>	
<i>Meretrix meretrix</i> (C)	~ 1 <sup>b</sup>	~ 0,2 <sup>b</sup>	
Peru			Gündogdu et al., 2020
Mexilhões não identificados	0,63	0,058	
China			Li et al., 2015
<i>Scafarca subcrenata</i> (C)	~ 45 <sup>b</sup>	10,5	
<i>Tegillarca granosa</i> (C)	~ 7 <sup>b</sup>	~ 4 <sup>b</sup>	
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (M)	~ 5 <sup>b</sup>	~ 2,5 <sup>b</sup>	
<i>Patinopecten yessoensis</i> (S)	57,2	~ 2,5 <sup>b</sup>	
<i>Alectryonella plicatula</i> (O)	~ 12 <sup>b</sup>	~ 6 <sup>b</sup>	
<i>Sinonovacula constricta</i> (C)	~ 15 <sup>b</sup>	~ 2 <sup>b</sup>	
<i>Ruditapes philippinarum</i> (C)	~ 5 <sup>b</sup>	~ 2,5 <sup>b</sup>	
<i>Meretrix lusoria</i> (C)	~ 8 <sup>b</sup>	~ 4,5 <sup>b</sup>	
<i>Ciclina sinensis</i> (C)	~ 4 <sup>b</sup>	~ 4 <sup>b</sup>	
Reino Unido			Li et al., 2018
<i>Mytilus edulis</i> (M)	~ 3,5 - 5 <sup>b</sup>	0,9 - 1,4	
Canadá			Mathalon & Hill, 2014
<i>Mytilus edulis</i> (M)	75 - 178	ND	
Itália			Renzi et al., 2018
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (M)	3,6 - 12,4	4,4 - 11,4	
EUA			Rochman et al., 2015

	<i>Crassotrea gigas</i> (O)	0,6 ± 0,9	ND	
França				Van Cauwenberghe & Janssen, 2014
	<i>Crassotrea gigas</i> (O)	ND	0,47 ± 0,16	
França/Espanha				Vandermeersch et al., 2015
	<i>Mytilus edulis</i> (M)	ND	0,06 ± 0,13	
	<i>Mytilus galloprovincialis</i> (M)	ND	0,04 ± 0,09	
Japão/China				Yamamoto et al., 2021
	<i>Ruditapes philippinarum</i> (C)	4,2 - 6,4 <sup>c</sup>	2,45 - 4,74 <sup>c</sup>	
	<i>Meretrix lusoria</i> (C)	5,1 - 13,4 <sup>c</sup>	1,89 - 9,44 <sup>c</sup>	
	<i>Cyrenidae</i> sp. (C)	1,3 - 2,1 <sup>c</sup>	3,94 - 5,46 <sup>c</sup>	
	<i>Crassotrea gigas</i> (O)	5,2 - 12,4 <sup>c</sup>	0,3 - 1,66 <sup>c</sup>	
Brasil				Estudo atual
	<i>Crassotrea gigas</i> (O)	11,62 ± 0,97	0,68 ± 0,06	
	<i>Mytilus chilensis</i> (M)	8,79 ± 0,96	3,77 ± 0,54	
	<i>Perna perna</i> (M)	10,75 ± 0,39	0,82 ± 0,04	
	<i>Placopten magellanicus</i> (S)	11,84 ± 0,99	1,19 ± 0,11	

a: MPs/g do sistema digestivo

b: Valores estimados através da observação de figuras fornecidas nos artigos.

c: Soma dos valores de plásticos e linhas apresentados pelos autores.

ND: Não há dados disponíveis.

O pré-tratamento dos tecidos corporais é outro fator de influência significativa para os resultados. Como exemplo, Renzi et al. (2018) observou-se que tecidos cozidos de mexilhões apresentavam em média menores concentrações de MPs do que os crus. Por outro lado, Li et al. (2018) mostrou que os mexilhões previamente processados (congelamento, resfriamento ou pré-cozimento) tinham muito mais microplásticos do que os mexilhões coletados em áreas naturais. Nosso estudo encontrou um padrão semelhante, em que mexilhões pré-cozidos tinham mais partículas.

Fatores biológicos como taxa de filtração/depuração, tamanho dos organismos e suas relações alométricas também podem afetar a absorção de microplásticos. Estudos mostram que *C. gigas* tem taxa de filtração de 1,8 Lh<sup>-1</sup> durante o estágio de maturação (Soletchnik et al., 1997), mexilhões *M. chilensis* podem filtrar mais de 3 Lh<sup>-1</sup> dependendo do peso corporal e concentração de algas (Navarro & Winter, 1982), e *P. perna* pode filtrar entre < 0,5 e >15 Lh<sup>-1</sup> dependendo do tamanho individual (Berry & Schleyer, 1983). Além disso, a vieira *P. magellanicus* apresentou baixas taxas de depuração (média de 0,4 Lh<sup>-1</sup>) dependendo do fluxo vertical de material particulado (Cranford et al., 2005). Assim, essas diferenças entre as taxas de filtração/depuração para cada espécie podem ser uma das causas das distintas concentrações de

microplásticos encontradas neste estudo. Além disso, o acúmulo de microplásticos em peso difere nos órgãos dos bivalves (Kolandhasamy et al., 2018). Segundo esses autores, as concentrações se acumulam principalmente no intestino; organismos menores poderiam, portanto, ter maiores concentrações de microplásticos por grama porque possuem um volume maior desse órgão pelo seu peso total do que os maiores organismos (Ibarrola et al., 2012, 2008).

Por fim, a concentração de microplástico no meio ambiente também pode afetar a absorção de partículas pelos bivalves tanto em ambientes naturais quanto de aquicultura (Bom & Sá, 2021). Segundo esses autores, a maioria dos bivalves coletados no ambiente apresenta concentrações entre 0 e 10 MPs/ind ou entre 0 e 2 MPs/g; e que em muitos casos esses valores estão relacionados às concentrações no meio ambiente, conforme identificado por Wang et al. (2021) e Bom et al. (2022).

Como a contaminação dos microplásticos afeta todos os ambientes e organismos do mundo, os pesquisadores estão muito interessados em avaliar as principais fontes de microplásticos para humanos e identificar os problemas de saúde que essas partículas podem causar. Microplásticos já foram encontrados em frutos do mar – como mostrado neste estudo – e vários outros alimentos, incluindo açúcar, mel, vegetais, água, álcool e sal (Kosuth et al., 2018; Liebezeit & Liebezeit, 2013), e até foram inalados pelo ar (Gasperi et al., 2018). Juntas, todas essas partículas (e seus aditivos) que entram no corpo podem prejudicar a saúde humana, expondo-a à carcinogenicidade, desregulação endócrina e problemas neurológicos, cardíacos, hepatológicos e renais (Campanale et al., 2020; Cook & Halden, 2020).

Assim, os autores estimam as quantidades de microplásticos ingeridos por humanos através do consumo de bivalves. Van Cauwenberghe & Janssen (2014) estimaram que idosos belgas poderiam ingerir 11.000 microplásticos por ano, enquanto adultos irlandeses e adolescentes franceses ingeririam cerca de 15% dessa quantidade. Cho et al. (2019), por sua vez, estimou que a população coreana ingere 283 microplásticos por ano. As diferenças entre esses valores podem ser causadas por dois fatores principais: (1) o número de bivalves ingeridos pela população; e (2) as concentrações de microplásticos encontrados em cada espécie. Para a população brasileira, no entanto, estimar a quantidade de consumo é difícil, pois os dados sobre o número de bivalves consumidos e as concentrações de microplásticos nas principais espécies comercializadas ainda são incipientes. De acordo com os dados mais atuais, o Brasil produziu 14.300 toneladas de bivalves (principalmente *P. perna* e *Crassostrea*

*gigas*) (IBGE, 2020), importou 505 toneladas (mexilhões, vieiras e abalones) – principalmente do Chile, mas também do Peru (<https://www.seafoodbrasil.com.br>) –, e extraiu outras 13.989 toneladas de áreas naturais (Ministério da Pesca e Aquicultura, 2011). Esses dados, no entanto, podem estar subestimados, pois não são atualizados (no caso da extração em ambiente natural) e também não mostram a produção total da aquicultura (por exemplo, a produção no estado do Espírito Santo não é considerada).

A estimativa de consumo de bivalves pela população brasileira torna-se assim imprecisa. Além disso, como o Brasil tem proporções continentais, uma média geral seria subestimada ou superestimada, pois cada região do país possui seus próprios hábitos culturais de consumo. Como exemplo, estudos no Norte e Nordeste do Brasil mostraram que apenas 38% dos entrevistados comem mexilhões, ingerindo menos de 1 quilo por mês (dos Santos et al., 2020), e que 52% raramente comem ostras, preferindo outros frutos do mar, como peixes e camarões (dos Santos et al., 2014).

Como os dados ainda são incipientes, maiores informações devem ser obtidas sobre as concentrações de microplásticos nos frutos do mar consumidos por essa população, contribuindo para futuros planos de manejo contra esse problema. Este estudo foi o primeiro estudo realizado no Brasil que utilizou bivalves vendidos nos mercados brasileiros; poucos outros estudos avaliaram a contaminação em organismos amostrados no ambiente (Birnstiel et al., 2019; Bom et al., 2022; Santana et al., 2016; Vieira et al., 2021). Todos esses estudos mostraram a disseminação de microplásticos no ambiente marinho e sua contaminação de bivalves, indicando que os brasileiros devem minimizar a contaminação desse poluente. Estudos de laboratório mostraram que a depuração reduz as concentrações de microplásticos em bivalves (Birnstiel et al., 2019; Christo et al., 2021; van Cauwenberghe & Janssen, 2014). Embora a legislação brasileira deva considerar a aplicação dessa técnica, a legislação atual referente à comercialização de bivalves (Programa Nacional de Higiene e Controle Sanitário de Moluscos Bivalves – PNCMB) não considera a contaminação por microplásticos e, portanto, desconsidera a depuração como processo necessário para a remoção desse contaminante.

## **Conclusões**

Confirmamos, assim, que os bivalves são uma fonte de microplásticos para humanos, considerando que essas partículas foram encontradas em quatro importantes espécies consumidas pela população brasileira, independentemente do pré-tratamento

ou local de origem. No entanto, dados mais robustos sobre o consumo de bivalves pelos brasileiros são essenciais para estimativas regionais de ingestão de microplásticos e para identificar possíveis riscos à saúde humana. Por fim, sugerimos que estudos futuros investiguem outros importantes bivalves utilizados como frutos do mar no Brasil e que uma nova legislação implemente a obrigatoriedade do uso de técnicas de depuração antes da comercialização desses organismos para reduzir a contaminação.

## Referências

Agamuthu, P., Mehran, S., Norkhairah, A., Norkhairiyah, A., 2019. Marine debris: A review of impacts and global initiatives. *Waste Management & Research* 0734242X1984504. <https://doi.org/10.1177/0734242X19845041>

Ain Bhutto, S.U., You, X., 2022. Spatial distribution of microplastics in Chinese freshwater ecosystem and impacts on food webs. *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118494>

Amato-Lourenço, L.F., Carvalho-Oliveira, R., Júnior, G.R., dos Santos Galvão, L., Ando, R.A., Mauad, T., 2021. Presence of airborne microplastics in human lung tissue. *Journal of Hazardous Materials* 416. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126124>

Anbumani, S., Kakkar, P., 2018. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. *Environmental Science and Pollution Research* 14373–14396. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1999-x>

Andrady, A.L., 2017. The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin* 119, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>

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

Barboza, L.G.A., Dick Vethaak, A., Lavorante, B.R.B.O., Lundebye, A.K., Guilhermino, L., 2018. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin* 133, 336–348. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.047>

Berry, P.F., Schleyer, M.H., 1983. The brown mussel *Perna perna* on the Natal coast, South Africa: utilization of available food and energy budget.

Birnstiel, S., Soares-Gomes, A., da Gama, B.A.P., 2019. Depuration reduces microplastic content in wild and farmed mussels. *Marine Pollution Bulletin* 140, 241–247. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.044>

Bom, F.C., de Brito, W.V.F., Sá, F., 2022. Microplastics concentration in bivalve of economic importance, a case study on the southeastern Brazilian coast. *Regional Studies in Marine Science* 52, 102346. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102346>

Bom, F.C., Sá, F., 2021. Concentration of microplastics in bivalves of the environment: a systematic review. *Environmental Monitoring and Assessment* 193.

<https://doi.org/10.1007/s10661-021-09639-1>

Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks - Environmental Science & Technology (ACS Publications). Environ. Sci. Technol 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>

Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V., Uricchio, V.F., 2020. A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. International Journal of Environmental Research and Public Health 17. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>

Carr, S.A., 2017. Sources and dispersive modes of micro-fibers in the environment. Integrated Environmental Assessment and Management 13, 466–469. <https://doi.org/10.1002/ieam.1916>

Catarino, A.I., Macchia, V., Sanderson, W.G., Thompson, R.C., Henry, T.B., 2018. Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. Environmental Pollution 237, 675–684. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.069>

Catarino, A.I., Thompson, R., Sanderson, W., Henry, T.B., 2017. Development and optimization of a standard method for extraction of microplastics in mussels by enzyme digestion of soft tissues. Environmental Toxicology and Chemistry 36, 947–951. <https://doi.org/10.1002/etc.3608>

Cho, Y., Shim, W.J., Jang, M., Han, G.M., Hong, S.H., 2019. Abundance and characteristics of microplastics in market bivalves from South Korea. Environmental Pollution 245, 1107–1116. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.091>

Christo, S.W., Staichak, G., Vidolin, D., Ferreira-jr, A.L., 2021. Preliminary data indicates the importance of depuration in oysters for microfibers contamination. Pan-American Journal of Aquatic Sciences 16, 255–260. <https://doi.org/10.54451/PANAMJAS.16.3.255>

Cook, C.R., Halden, R.U., 2020. Ecological and health issues of plastic waste, in: Plastic Waste and Recycling. Elsevier, pp. 513–527. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-817880-5.00020-7>

Cox, K.D., Covernton, G.A., Davies, H.L., Dower, J.F., Juanes, F., Dudas, S.E., 2019. Human Consumption of Microplastics. Environmental Science and Technology 53, 7068–7074. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>

Cranford, P.J., Armsworthy, S.L., Mikkelsen, O.A., Milligan, T.G., 2005. Food

acquisition responses of the suspension-feeding bivalve *Placopecten magellanicus* to the flocculation and settlement of a phytoplankton bloom. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 326, 128–143. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.05.012>

Curren, E., Leaw, C.P., Lim, P.T., Leong, S.C.Y., 2020. Evidence of Marine Microplastics in Commercially Harvested Seafood. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology* 8, 1–9. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2020.562760>

De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J., 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin* 85, 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.006>

De-la-Torre, G., Mendoza-Castilla, L., Pilar, R., 2019. Microplastic contamination in market bivalve *Argopecten purpuratus* from Lima, Peru. *Manglar* 16, 85–89. <https://doi.org/10.17268/manglar.2019.012>

Ding, J.-F., Li, J.-X., Sun, C.-J., He, C.-F., Jiang, F.-H., Gao, F.-L., Zheng, L., 2018. Separation and Identification of Microplastics in Digestive System of Bivalves. *Chinese Journal of Analytical Chemistry* 46, 690–697. [https://doi.org/10.1016/S1872-2040\(18\)61086-2](https://doi.org/10.1016/S1872-2040(18)61086-2)

dos Santos, S.S., Evangelista-Barreto, N.S., Silva, R.A.R., 2014. Delineamento do perfil dos consumidores e classificação dos estabelecimentos que comercializam ostras em Valença, Bahia, Brasil. *Arquivos em Ciências do Mar* 47, 72–79.

dos Santos, W.J.P., Monteiro, E.P., Costa, D.C. dos S., de Oliveira, C.A.C.R., dos Santos, M.A.S., 2020. Comportamento do consumidor de mexilhões no município de Belém, estado do Pará. *Atas de Saúde Ambiental* 8, 79–82.

Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borrerro, J.C., Galgani, F., Ryan, P.G., Reisser, J., 2014. Plastic pollution in the World's Oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE* 9, 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>

Fang, C., Zheng, R., Chen, H., Hong, F., Lin, L., Lin, H., Guo, H., Bailey, C., Segner, H., Mu, J., Bo, J., 2019. Comparison of microplastic contamination in fish and bivalves from two major cities in Fujian province, China and the implications for human health. *Aquaculture* 512, 734322. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734322>

Garcia-Garin, O., Aguilar, A., Vighi, M., Víkingsson, G.A., Chosson, V., Borrell, A., 2021. Ingestion of synthetic particles by fin whales feeding off western Iceland in summer. *Chemosphere* 279.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130564>

Gasperi, J., Wright, S.L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F.J., Tassin, B., 2018. Microplastics in air: Are we breathing it in? *Current Opinion in Environmental Science and Health*.  
<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>

GESAMP, 2019. GESAMP 2019 Guidelines for the monitoring & assessment of plastic litter in the ocean Reports & Studies 99 (editors Kershaw, P.J., Turra, A. and Galgani, F.) 99.

Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances* 3, 25–29. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>

Gündoğdu, S., Çevik, C., Ataş, N.T., 2020. Stuffed with microplastics: Microplastic occurrence in traditional stuffed mussels sold in the Turkish market. *Food Bioscience* 37. <https://doi.org/10.1016/j.fbio.2020.100715>

Hale, R.C., Seeley, M.E., la Guardia, M.J., Mai, L., Zeng, E.Y., 2020. A Global Perspective on Microplastics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*.  
<https://doi.org/10.1029/2018JC014719>

Harris, P.T., 2020. The fate of microplastic in marine sedimentary environments: A review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 158, 111398.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111398>

Hasegawa, T., Nakaoka, M., 2021. Trophic transfer of microplastics from mysids to fish greatly exceeds direct ingestion from the water column.pdf. *Environmental Pollution*.

Ibarrola, I., Arambalza, U., Navarro, J.M., Urrutia, M.B., Navarro, E., 2012. Allometric relationships in feeding and digestion in the Chilean mytilids *Mytilus chilensis* (Hupé), *Choromytilus chorus* (Molina) and *Aulacomya ater* (Molina): A comparative study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 426–427, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2012.05.012>

Ibarrola, I., Larretxea, X., Navarro, E., Iglesias, J.I.P., Urrutia, M.B., 2008. Effects of body-size and season on digestive organ size and the energy balance of cockles fed with a constant diet of phytoplankton. *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology* 178, 501–514.  
<https://doi.org/10.1007/s00360-007-0243-7>

IBGE, 2020. Pesquisa da Pecuária Municipal | IBGE [WWW Document]. URL <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao->

da-pecuaria-municipal.html?=&t=resultados (accessed 10.1.21).

Isobe, A., Iwasaki, S., Uchida, K., Tokai, T., 2019. Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. *Nature Communications* 10, 1–3. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-08316-9>

Karbalaei, S., Golieskardi, A., Hamzah, H.B., Abdulwahid, S., Hanachi, P., Walker, T.R., Karami, A., 2019. Abundance and characteristics of microplastics in commercial marine fish from Malaysia. *Marine Pollution Bulletin* 148, 5–15. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.072>

Kolandhasamy, P., Su, L., Li, J., 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* 610–611, 635–640. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.053>

Kosuth, M., Mason, S.A., Wattenberg, E. v., 2018. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLoS ONE* 13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970>

Lehane, C., Davenport, J., 2006. A 15-month study of zooplankton ingestion by farmed mussels (*Mytilus edulis*) in Bantry Bay, Southwest Ireland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67, 645–652. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.12.015>

Lehane, C., Davenport, J., 2002. Ingestion of mesozooplankton by three species of bivalve; *Mytilus edulis*, *Cerastoderma edule* and *Aequipecten opercularis*. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 82, 615–619.

Leslie, H.A., van Velzen, M.J.M., Brandsma, S.H., Vethaak, A.D., Garcia-Vallejo, J.J., Lamoree, M.H., 2022. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International* 107199. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>

Li, J., Green, C., Reynolds, A., Shi, H., Rotchell, J.M., 2018. Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. *Environmental Pollution* 241, 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.038>

Li, Jiana, Green, C., Reynolds, A., Shi, H., Rotchell, J.M., 2018. Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. *Environmental Pollution* 241, 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.038>

Li, J., Yang, D., Li, L., Jabeen, K., Shi, H., 2015. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environmental Pollution* 207, 190–195. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.018>

Liebezeit, G., Liebezeit, E., 2013. Non-pollen particulates in honey and sugar. *Food Additives and Contaminants - Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment* 30, 2136–2140. <https://doi.org/10.1080/19440049.2013.843025>

Lusher, A.L., Bråte, I.L.N., Munno, K., Hurley, R.R., Welden, N.A., 2020a. Is It or Isn't It: The Importance of Visual Classification in Microplastic Characterization. *Applied Spectroscopy* 74, 1139–1153. <https://doi.org/10.1177/0003702820930733>

Lusher, A.L., Munno, K., Hermabessiere, L., Carr, S., 2020b. Isolation and Extraction of Microplastics from Environmental Samples: An Evaluation of Practical Approaches and Recommendations for Further Harmonization. *Applied Spectroscopy* 74, 1049–1065. <https://doi.org/10.1177/0003702820938993>

Mathalon, A., Hill, P., 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin* 81, 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018>

Miller, E., Sedlak, M., Lin, D., Box, C., Holleman, C., Rochman, C.M., Sutton, R., 2021. Recommended best practices for collecting, analyzing, and reporting microplastics in environmental media: Lessons learned from comprehensive monitoring of San Francisco Bay. *Journal of Hazardous Materials* 409. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124770>

Ministério da Pesca e Aquicultura, 2011. Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura 1–60.

Mishra, A.K., Singh, J., Mishra, P.P., 2021. Microplastics in polar regions: An early warning to the world's pristine ecosystem. *Science of the Total Environment* 784, 147149. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147149>

Mohamed Nor, N.H., Kooi, M., Diepens, N.J., Koelmans, A.A., 2021. Lifetime Accumulation of Microplastic in Children and Adults. *Environmental Science and Technology* 55, 5084–5096. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07384>

Moore, R.C., Loseto, L., Noel, M., Etemadifar, A., Brewster, J.D., MacPhee, S., Bendell, L., Ross, P.S., 2020. Microplastics in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the Eastern Beaufort Sea. *Marine Pollution Bulletin* 150, 110723. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110723>

Navarro, J.M., Winter, J.E., 1982. Ingestion Rate, Assimilation Efficiency and Energy Balance in *Mytilus chilensis* in Relation to Body Size and Different Algal Concentrations 255–266.

Prata, J.C., da Costa, J.P., Lopes, I., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., 2020.

Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of the Total Environment* 702, 134455. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455>

Prata, J.C., Reis, V., da Costa, J.P., Mouneyrac, C., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., 2021. Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. *Journal of Hazardous Materials* 403. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123660>

Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M.C.A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M., Giorgini, E., 2021. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>

Renzi, M., Guerranti, C., Blašković, A., 2018. Microplastic contents from maricultured and natural mussels. *Marine Pollution Bulletin* 131, 248–251. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.035>

Rochman, C.M., Tahir, A., Williams, S.L., Baxa, D. v., Lam, R., Miller, J.T., Teh, F.C., Werorilangi, S., Teh, S.J., 2015. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports* 5, 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep14340>

Salvador Cesa, F., Turra, A., Baruque-Ramos, J., 2017. Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: A review from textile perspective with a focus on domestic washings. *Science of the Total Environment* 598, 1116–1129. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.172>

Santana, M.F.M., Ascer, L.G., Custódio, M.R., Moreira, F.T., Turra, A., 2016. Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment. *Marine Pollution Bulletin* 106, 183–189. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.074>

Schwabl, P., Koppel, S., Königshofer, P., Bucsics, T., Trauner, M., Reiberger, T., Liebmann, B., 2019. Detection of various microplastics in human stool: A prospective case series. *Annals of Internal Medicine* 171, 453–457. <https://doi.org/10.7326/M19-0618>

Soletchnik, P., Razet, D., Geairon, P., 1997. Ecophysiology of maturation and spawning in oyster (*Crassostrea gigas*): metabolic (respiration) and feeding (clearance and absorption rates) responses at different maturation stages. *Oceanographic Literature*

Review 44, 1545.

Song, Z., Liu, K., Wang, X., Wei, N., Zong, C., Li, C., Jiang, C., He, Y., Li, D., 2021. To what extent are we really free from airborne microplastics? *Science of the Total Environment* 754, 142118. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142118>

Taghizadeh Rahmat Abadi, Z., Abtahi, B., Grossart, H.P., Khodabandeh, S., 2021. Microplastic content of Kutum fish, *Rutilus frisii kutum* in the southern Caspian Sea. *Science of the Total Environment* 752. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141542>

Taha, Z.D., Md Amin, R., Anuar, S.T., Nasser, A.A.A., Sohaimi, E.S., 2021. Microplastics in seawater and zooplankton: A case study from Terengganu estuary and offshore waters, Malaysia. *Science of the Total Environment* 786, 147466. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147466>

van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution* 193, 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>

van Raamsdonk, L.W.D., van der Zande, M., Koelmans, A.A., Hoogenboom, P.L.A., Peters, R.J.B., Groot, M.J., Peijnenburg, M.A.C., Weesepeel, Y.J.A., 2020. Current insights into monitoring, bioaccumulation, and potential health effects of microplastics present in the food chain. *Foods*. <https://doi.org/10.3390/foods9010072>

Vandermeersch, G., van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., Marques, A., Granby, K., Fait, G., Kotterman, M.J.J., Diogène, J., Bekaert, K., Robbens, J., Devriese, L., 2015. A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environ Res* 143, 46–55. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.07.016>

Vethaak, A.D., Legler, J., 2021. Microplastics and human health. *Science* (1979) 371, 672–674. <https://doi.org/10.1126/science.abe5041>

Vieira, K., Baptista-Neto, J., Araujo, M., Crapez, C., Gaylarde, C., Pierri, B., Saldaña-Serrano, M., Bairy, A., Nogueira, D., Fonseca, E., 2021. Occurrence of microplastics and heavy metals accumulation in native estuarine system, Brazil oysters *Crassostrea Gasar* in the Paranaguá 166. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112225>

Wang, D., Su, L., Ruan, H.D., Chen, J., Lu, J., Lee, C.H., Jiang, S.Y., 2021. Quantitative and qualitative determination of microplastics in oyster, seawater and sediment from the coastal areas in Zhuhai, China. *Marine Pollution Bulletin* 164, 112000. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112000>

Ward, J.E., Rosa, M., Shumway, S.E., 2019a. Capture, ingestion, and egestion of microplastics by suspension-feeding bivalves: a 40-year history. *Canadian Science Publishing* 49, 39–49.

Ward, J.E., Zhao, S., Holohan, B.A., Mladinich, K.M., Griffin, T.W., Wozniak, J., Shumway, S.E., 2019b. Selective Ingestion and Egestion of Plastic Particles by the Blue Mussel (*Mytilus edulis*) and Eastern Oyster (*Crassostrea virginica*): Implications for Using Bivalves as Bioindicators of Microplastic Pollution. *Environmental Science and Technology* 53, 8776–8784. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02073>

Wright, S.L., Kelly, F.J., 2017. Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environmental Science and Technology* 51, 6634–6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>

Yamamoto, K., Oshiki, T., Kagawa, H., Namba, M., Sakaguchi, M., 2021. Presence of Microplastics in Four Types of Shellfish Purchased at Fish Markets in Okayama City, Japan. *Acta Medica Okayama* 75, 381–384.

Yee, M.S.L., Hii, L.W., Looi, C.K., Lim, W.M., Wong, S.F., Kok, Y.Y., Tan, B.K., Wong, C.Y., Leong, C.O., 2021. Impact of microplastics and nanoplastics on human health. *Nanomaterials* 11, 1–23. <https://doi.org/10.3390/nano11020496>

## **CAPÍTULO 4**

### **RETENÇÃO DE MICROFIBRAS PELO BIVALVE *PERNA* *PERNA*: A IMPORTÂNCIA DO USO DE CONCENTRAÇÕES, TAMANHOS E ESPESSURAS SEMELHANTES AO MEIO AMBIENTE**

(Artigo submetido em inglês na revista Marine Pollution Bulletin)

## **Resumo**

O objetivo deste estudo foi verificar se existem diferenças na retenção de microfibras por bivalves devido a diferentes concentrações, tamanhos e espessuras dessas partículas na água circundante. Para isso, 60 exemplares do mexilhão *Perna perna* foram expostos a diferentes concentrações (25, 50 e 100 MPs.L<sup>-1</sup>), tamanhos (1 a 2; 2,5 a 3,5; e  $\geq 5$  mm) e espessuras (finas e grossas). Os experimentos mostraram que os organismos têm preferência por partículas finas, sendo identificado que apenas uma fibra grossa foi retida, enquanto 23 partículas finas foram ingeridas. Por outro lado, não foram identificadas diferenças significativas na absorção de fibras em diferentes concentrações e tamanhos, mostrando baixas concentrações de partículas independentemente do tratamento. Concluimos que a retenção de fibras ocorre em diferentes tamanhos/concentrações semelhantes às encontradas no meio ambiente, portanto devem ser utilizadas em estudos fisiológicos utilizando bivalves.

**Palavras-chave:** Microplásticos; Mexilhões; Exposição; Relevância Ambiental

## Introdução

Os microplásticos (<5 mm) são atualmente um problema onipresente em todo o mundo, sendo identificados nos locais mais remotos do planeta e sendo encontrados em centenas de espécies, incluindo humanos (Mishra et al., 2021; Thornton Hampton et al., 2022). Devido a esse crescente grau de contaminação em todo o mundo, os microplásticos têm sido amplamente estudados nos últimos dez anos (Zhang et al., 2020), avaliando suas concentrações em ambientes aquáticos, terrestres, atmosféricos e também em compartimentos biológicos (Akanyange et al., 2022).

Dentre estes últimos, os animais aquáticos são os mais estudados, sendo observados microplásticos aderidos ao fitoplâncton e ingeridos pelos mais distintos grupos de vertebrados e invertebrados, como organismos zooplancctônicos, peixes, tartarugas, moluscos e mamíferos marinhos (Nanthini devi et al., 2022; Zantis et al., 2021). Além dos estudos *in situ*, pesquisadores também vêm desenvolvendo experimentos laboratoriais em condições controladas de laboratório com esses organismos, a fim de verificar as concentrações ingeridas e os possíveis danos causados por essa ingestão (Thomas et al., 2021) .

Esses estudos avaliaram a biodisponibilidade, bioacumulação e biomagnificação de microplásticos por organismos, que podem causar diversos danos a eles, como estresse oxidativo, efeitos físicos, neurotoxicidade, mortalidade e problemas na reprodução (Li et al., 2022; Palmer & Herat, 2021). Além disso, também foi identificada a transferência de microplásticos pela cadeia trófica, o que pode causar danos mais graves aos organismos e até afetar a saúde humana das populações que se alimentam desses organismos (De-la-Torre, 2020; Smith et al., 2018) .

Devido a esse fator, os bivalves são um dos principais grupos de organismos estudados tanto em coletas de campo quanto em experimentos de laboratório (Bom & Sá, 2021; J. Li et al., 2019). Esses organismos, ao contrário de outros frutos do mar (por exemplo peixes e caranguejos), são consumidos inteiros, o que permite a transferência total dos microplásticos ingeridos por eles, sendo assim uma importante fonte de partículas para o homem (Ding et al., 2022). Além disso, seu uso em experimentos é facilitado por sua rápida adaptabilidade em ambiente de laboratório e também pela capacidade de ingerir diferentes tamanhos de partículas (Baroja et al., 2021; Ward et al., 2019b) .

Até o ano de 2021, 68 artigos publicados foram identificados utilizando bivalves

como espécie alvo para estudos laboratoriais envolvendo microplásticos, principalmente relacionados à imunotoxicidade, dano oxidativo, genotoxicidade, dano estrutural e capacidade antioxidante dos organismos (Baroja et al., 2021). Esses artigos mostraram diferentes tipos de danos aos organismos, desde celulares, como danos no DNA e alterações nas enzimas, até diferentes órgãos, como anormalidade nas brônquias e glândula digestiva (Alnajjar et al., 2021; Choi et al., 2021; Li et al., 2022). Além disso, até mesmo altas taxas de mortalidade de organismos causados por microplásticos foram observadas (Phothakwanpracha et al., 2021).

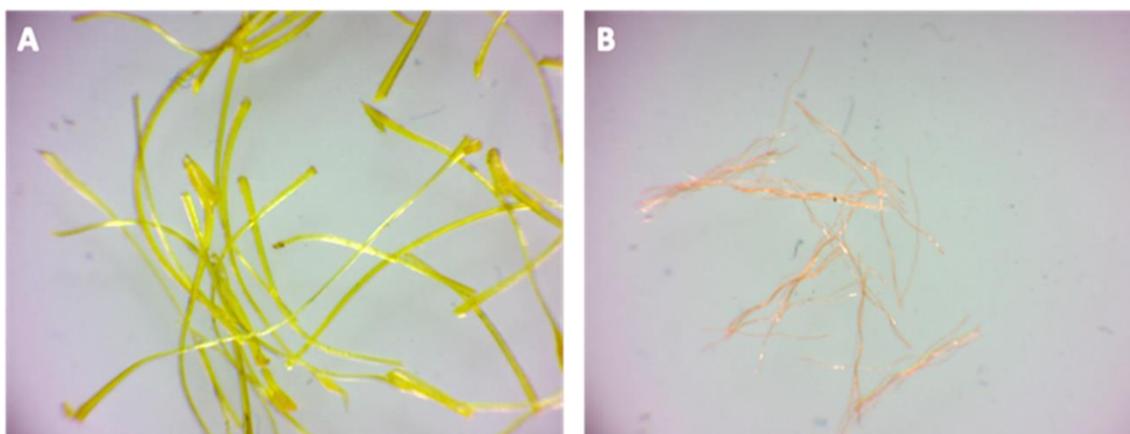
Além dessas respostas fisiológicas, também existem estudos que visam identificar as taxas de absorção, acúmulo e depuração de microplásticos por esse grupo de organismos (Sendra et al., 2021). Segundo esses autores, esses processos estão relacionados às características dos plásticos, como forma, tamanho e tipo de polímero. No entanto, um dos problemas identificados em experimentos de laboratório com microplásticos em bivalves é que normalmente as concentrações de partículas não são representativas do ambiente - geralmente muitas vezes maiores do que as encontradas na água e/ou sedimento - e também não representam a forma principal identificada nessas matrizes (Baroja et al., 2021; Weis & Palmquist, 2021). Esses autores mostraram que os experimentos comumente utilizam concentrações entre  $10^4$  e  $10^6$  MPs/L, que podem alterar funções fisiológicas de forma diferente do que ocorre naturalmente. O mesmo ocorre com as formas: Ward et al. (2019) mostraram que os pellets são comercializados com tamanhos/formatos uniformes e por isso são frequentemente utilizados em experimentos de laboratório. No entanto, essas partículas são encontradas em pequenas porcentagens no meio ambiente em comparação com as fibras, que representam mais de 85% do total de microplásticos do mundo (Carr, 2017), além de não serem as formas mais comumente ingeridas pelos organismos (Rebelein et al. al., 2021).

Assim, o presente estudo teve como objetivo identificar se a espessura, tamanhos e concentrações das microfibras influenciarão na sua retenção pelos organismos. A hipótese inicial era que partículas finas seriam mais facilmente ingeridas por esses organismos, devido à sua capacidade seletiva de capturar partículas. Além disso, também foi hipotetizado que a retenção de partículas pelos organismos seria mais expressiva em tratamentos com maior disponibilidade de partículas na água, e também que a ingestão de partículas menores seria maior do que em outros tamanhos, novamente devido à seletividade em partículas tamanho ingerido pelo mexilhão *Perna*

*perna* (Linnaeus, 1758), como já identificado para outras espécies.

## Material e Métodos

Para o experimento de retenção, 60 organismos adultos do mexilhão *Perna perna* foram coletados com auxílio de uma espátula metálica em um costão rochoso localizado em Vitória, sudeste do Brasil. Após a coleta, os organismos foram mantidos em recipientes de isopor com água do mar e imediatamente levados ao laboratório. Seguindo procedimento semelhante ao de Staichak et al. (2021), cada organismo foi colocado em um béquer de 1 L com água do mar coletada no mesmo local e mantido por 24 horas para aclimação e limpeza do trato digestivo. Os béqueres foram mantidos aerados com auxílio de aeradores BigAir. Posteriormente a este período, microfibras laranja/amarelo (Figura 1) em diferentes concentrações (25, 50 e 100 MPs.L-1), tamanhos (pequeno: 1 a 2 mm; médio: 2,5 a 3,5; e grande:  $\geq 5$  mm) e espessura (grossos: 0,2 mm, polietileno; e finos: 0,03 mm, poliéster) foram adicionados aos béqueres - com três réplicas para cada tratamento (concentração x tamanho x espessura) e seis amostras controle, totalizando 60 amostras.

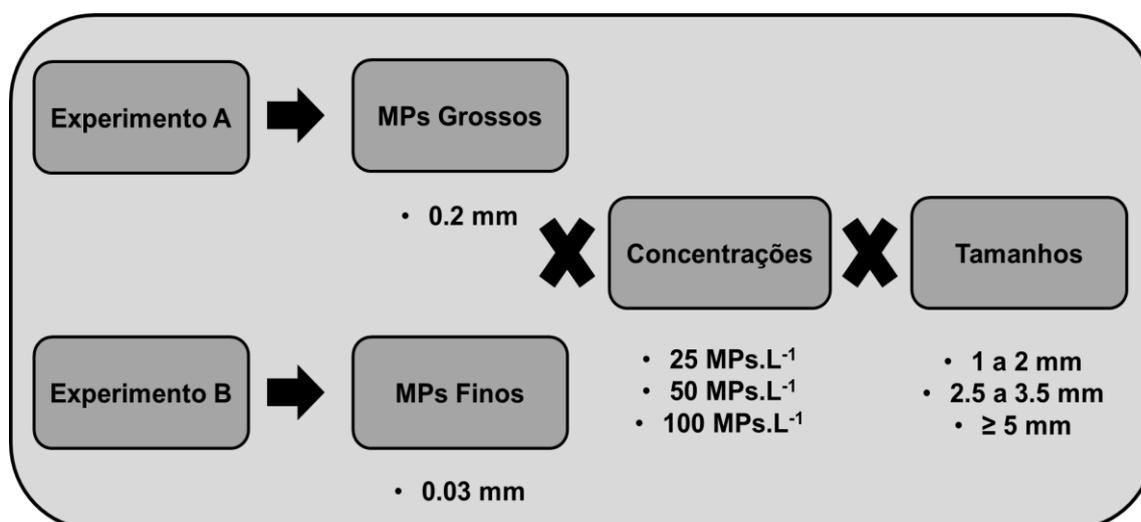


**Figura 1:** Cor e espessura dos microplásticos utilizados nos experimentos: (a) experimento A e (b) experimento B.

Para facilitar o entendimento dos resultados, o experimento foi subdividido em dois: Experimento A (microfibras grossas x concentrações x tamanhos) e Experimento B (microfibras finas x concentrações x tamanhos) (Figura 2). O experimento durou 24 horas, após o que os organismos foram congelados a  $-20^{\circ}\text{C}$  para posterior análise.

O método de análise de microplásticos foi baseado em Patterson et al. (2019). Em resumo, os organismos foram medidos (comprimento total) e pesados (peso total e

peso dos tecidos moles), lavados com água destilada filtrada e colocados em Becker de 1 L para digestão do material orgânico. Para este procedimento foram adicionados 100 ml de Hidróxido de Potássio (KOH) a 10% nos béqueres, cobertos com papel alumínio e colocados em estufa a 50°C por 72 h. Após o processo de digestão, a solução foi filtrada com bomba de vácuo utilizando filtros de membrana de fibra de vidro com poros de 1,2 µm para recuperação das partículas plásticas. Por fim, cada filtro foi colocado em placas de Petri de vidro, tampadas e secas à temperatura ambiente para posterior análise das MPs.



**Figura 2:** Representação esquemática dos experimentos. Experimento A: Partículas espessas em diferentes concentrações e tamanhos de microplásticos; Experimento B: Partículas finas em diferentes concentrações e tamanhos de microplásticos.

Os filtros foram observados em microscópio estereoscópico Bel Photonics equipado com câmera digital (Eurokam 12.0). As microfibras foram identificadas de acordo com o tamanho e a cor, contando-se apenas as partículas laranja/amarelo e o tamanho exato do tratamento. As concentrações foram expressas em número de partículas por indivíduo (MPs/ind).

Como os resultados de comprimento, peso total e peso de tecidos moles seguiram a suposição de normalidade, foram realizados testes de ANOVA para identificar diferenças significativas nesses parâmetros entre os experimentos A e B. Por outro lado, o número de microfibras identificadas nos organismos não atendeu aos pressupostos paramétricos de normalidade (testes de Shapiro-Wilk) e homogeneidade de variância (testes de Levene), por isso foram utilizados os testes de Mann-Whitney para verificar possíveis diferenças entre os tratamentos.

## Resultados e Discussão

Como mencionado anteriormente, os bivalves têm sido amplamente utilizados em estudos experimentais envolvendo microplásticos (Baroja et al., 2021; J. Li et al., 2019). No entanto, como apontam Burns & Boxall (2018): “*Há um descompasso entre os tipos de partículas, faixas de tamanho e concentrações de microplásticos usados em testes de laboratório e aqueles medidos no ambiente*”. Além disso, de acordo com esses autores “*Há uma necessidade urgente de estudos que abordem esse descompasso, realizando estudos de monitoramento de alta qualidade e mais holísticos, juntamente com estudos de efeitos mais realistas do ponto de vista ambiental*”. Portanto, é necessário identificar diversos fatores para tornar esses estudos representativos do meio ambiente, possibilitando evidenciar os efeitos que essas partículas causam nos organismos nas concentrações encontradas atualmente e permitir a comparação entre os experimentos.

O primeiro passo para possibilitar comparações na retenção de microplásticos por bivalves em experimentos é avaliar possíveis diferenças significativas no tamanho, peso total e peso mole dos indivíduos utilizados nos experimentos. Para o presente estudo, os resultados mostraram que, em média, os organismos do Experimento A obtiveram valores médios de  $56,40 \pm 1,11$  mm,  $16,83 \pm 0,86$  g e  $4,85 \pm 0,31$  g, enquanto os organismos do Experimento B tiveram  $59,24 \pm 1,05$  mm,  $18,06 \pm 0,99$  g e  $5,60 \pm 0,34$  g para os parâmetros medidos (tamanho, peso total e peso dos tecidos moles, respectivamente) (Tabela 1). Os testes de ANOVA mostraram que não houve diferenças em nenhum desses parâmetros, o que possibilitou a realização de comparações entre os tratamentos. Isso se torna importante porque já foi identificado que diferentes tamanhos/pesos de organismos influenciam as concentrações de microplásticos (Bonello et al., 2018; Narmatha Sathish et al., 2020; Patterson et al., 2019), possivelmente devido à captura, processos de filtração e taxas de depuração.

**Tabela 1:** Resumo das médias ( $\pm$  erro padrão) dos tamanhos, peso total e peso dos tecidos moles dos organismos para cada tratamento.

	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>Controle</b>
<b>Comprimento total (mm)</b>	$56,40 \pm 1,11$	$59,24 \pm 1,05$	$62,83 \pm 1,60$
<b>Peso total (g)</b>	$16,83 \pm 0,86$	$18,06 \pm 0,99$	$18,34 \pm 1,60$
<b>Peso do tecido mole (g)</b>	$4,85 \pm 0,31$	$5,60 \pm 0,34$	$4,75 \pm 0,70$

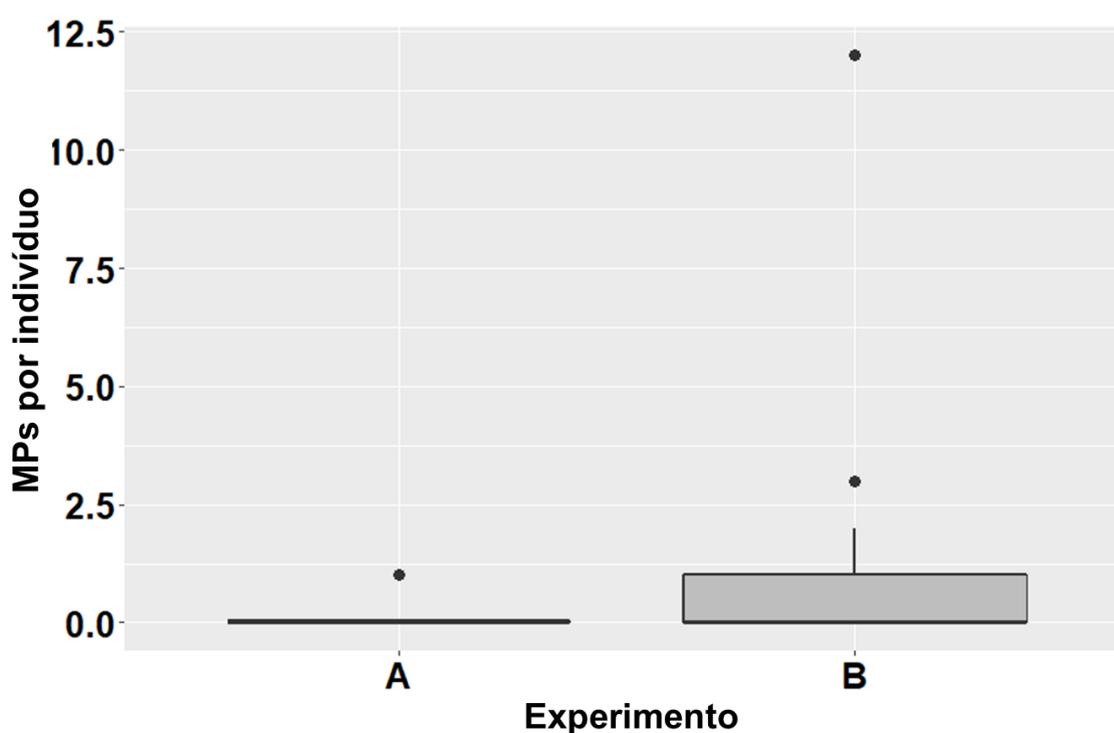
Outro fator importante a ser considerado são as características dos microplásticos utilizados nos experimentos, como formas, tamanhos e cores. Autores já verificaram que os pellets são comumente escolhidos nesses estudos (Palmer e Herat, 2021), embora não sejam a forma mais identificada no ambiente (Burns e Boxall, 2018). Devido a este fator, no presente estudo, optou-se por utilizar fibras, forma mais representativa de águas costeiras e marinhas e também em bivalves (Acharya et al., 2021; Bom & Sá, 2021). A espessura das fibras também se torna um fator importante a ser considerado, pois podem influenciar na capacidade de ingestão pelos organismos. Esse fator, no entanto, não foi avaliado em estudos anteriores, provavelmente devido ao baixo uso dessas formas em experimentos. Aqui, foram escolhidas duas espessuras diferentes para os experimentos (grossas - 0,2 mm; e finas - 0,03 mm), possibilitando verificar se de fato esse parâmetro pode influenciar na ingestão de microplásticos pelos bivalves.

A cor dos microplásticos também se torna outro ponto relevante, pois pode haver uma superestimação dos resultados devido às partículas presentes antes do início do experimento. Aqui, as cores amarela e laranja foram escolhidas justamente por serem raras em amostras de bivalves e águas superficiais em todo o globo (Rezania et al., 2018; Ugwu et al., 2021), o que impede essa superestimação dos resultados. Além disso, foram verificadas microfibras semelhantes às utilizadas nos experimentos nas amostras controle. Em nenhum dos seis organismos controle foram encontradas fibras amarelas ou alaranjadas, o que mostra que as partículas encontradas nos demais organismos eram de fato aquelas inseridas na abordagem experimental.

Por fim, a escolha das concentrações de microplásticos a serem utilizados em experimentos é fundamental para possibilitar a compreensão do número de partículas ingeridas pelos organismos e suas consequências fisiológicas. Como mencionado anteriormente, as concentrações utilizadas em estudos de laboratório são, na maioria dos casos, muitas vezes superiores às encontradas em ambientes costeiros e marinhos (Baroja et al., 2021; Burns & Boxall, 2018), o que não permite realmente verificar o que está acontecendo em ambientes naturais. Dessa forma, as concentrações de microfibras utilizadas no presente estudo foram escolhidas por serem representativas do meio ambiente, sendo semelhantes às encontradas em amostras de águas superficiais da mesma área (Bom et al., 2022).

Os dois experimentos mostraram que, em geral, os indivíduos são capazes de reter partículas nas espessuras utilizadas, mas em diferentes concentrações (Figura 3),

com diferenças significativas identificadas entre elas (Mann-Whitney;  $p = 0,00528$ ). No experimento A, apenas uma partícula de microfibras foi ingerida (0,03 MPs/ind), enquanto no experimento B foram identificadas 23 partículas retidas pelos organismos (0,85 MPs/ind). Em termos comparativos, as concentrações encontradas para o experimento A foram inferiores às comumente encontradas em bivalves coletados em ambientes naturais ao redor do mundo (Bom & Sá, 2021). Por outro lado, as concentrações encontradas no experimento B são semelhantes a vários estudos (Digka et al., 2018; Hermabessiere et al., 2019; Keisling et al., 2020), mostrando que as diferentes espessuras utilizadas nos experimentos podem ser o fator predominante para esses resultados. No entanto, devido à falta de estudos comparativos, é difícil corroborar esse fato.



**Figura 3:** Box-plots das concentrações de microplásticos identificados em mexilhões *Perna perna* em diferentes experimentos.

Além disso, foi possível observar que 3,7 e 33,3% dos organismos continham microfibras no experimento A e B, respectivamente. Esses baixos percentuais são o oposto de estudos ambientais, inclusive com o bivalve *Perna perna*, que mostraram que entre 75 e 100% dos organismos continham microplásticos (Bom et al., 2022; Santana et al., 2016). Esse resultado pode ser explicado pelo fato de esses organismos rejeitarem altas proporções de microplásticos ingeridos por meio de fezes/pseudofeces (Ward et

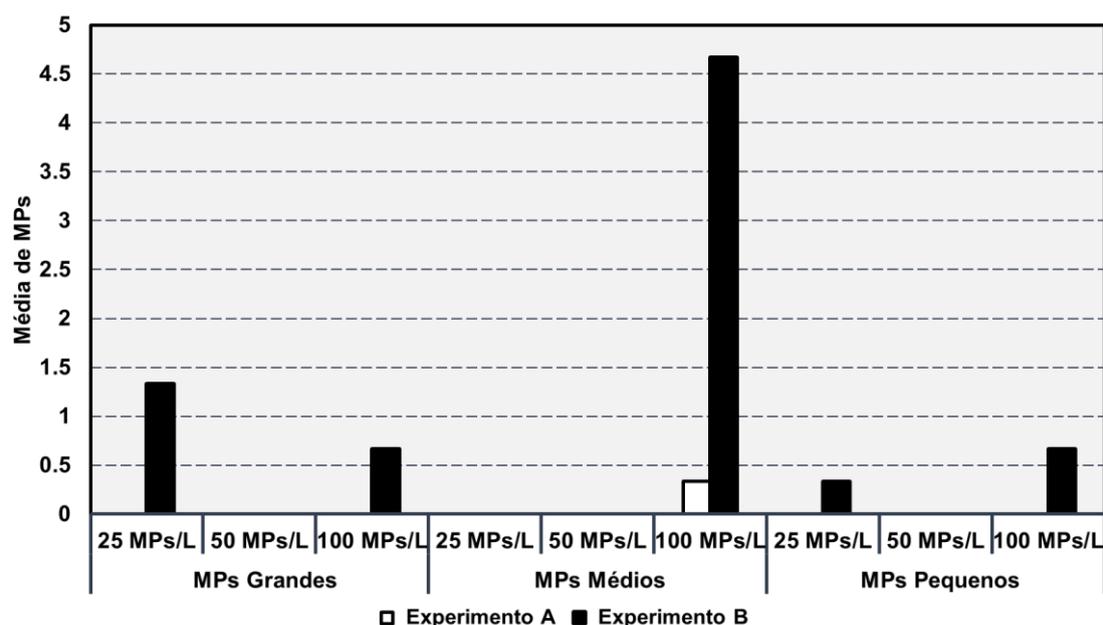
al., 2019a). A duração dos experimentos pode ter sido outro fator preponderante para a baixa assimilação de microplásticos pelos organismos, necessitando de mais horas para identificar o acúmulo de partículas. Staichak et al. (2021) mostraram que a assimilação das partículas dependerá do tempo de exposição a elas, com mais partículas sendo identificadas na espécie *P. perna* no tratamento de maior duração (48 h) comparado ao período mais curto (6 h). Da mesma forma, Moreschi et al. (2020) encontraram uma forte correlação entre os pesos dos microplásticos filtrados pelos bivalves e os tempos em que foram expostos às partículas.

Ressalta-se também que um único organismo foi responsável por 52,17% das microfibras encontradas neste experimento, retendo 12 partículas. Além deste organismo, os espécimes restantes retiveram principalmente uma única partícula (6 organismos), mas também duas ou três microfibras (1 organismo cada). Mais uma vez, esses resultados são representativos de organismos coletados no ambiente, que em sua maioria apresentam concentrações entre 0 e 10 MPs/ind (Bom & Sá, 2021).

Em relação às médias de microfibras encontradas nos diferentes tratamentos (concentrações x tamanhos) foi possível observar que a única partícula retida no experimento A foi identificada no tamanho médio de MPS no tratamento de alta concentração (Figura 4). No experimento B, por sua vez, as partículas foram identificadas nos três diferentes tamanhos de partículas e nas menores/maiores concentrações. As maiores médias neste experimento foram identificadas para o tamanho médio em alta concentração (4,66 MPs/ind) e para o tamanho grande em baixa concentração (1,33 MPs/ind) (Figura 4). Os testes de Mann-Whitney mostraram que não houve diferenças significativas entre a retenção dos diferentes tamanhos de microfibras utilizadas e também entre as concentrações para o experimento A. Para o experimento B esses mesmos testes mostraram resultados não significativos para a maioria dos pares analisados. A única exceção foi observada entre as concentrações mais altas e médias ( $p = 0,005$ ).

Esses resultados rejeitam a principal hipótese do presente estudo, evidenciando que, em geral, a retenção de microfibras por esta espécie de bivalve em um período de 24 horas é independente das concentrações do meio circundante. Esse fato se contrapõe a estudos em ambientes naturais, que mostraram haver correlações positivas entre as concentrações encontradas nos organismos e na água (Bom et al., 2022; Wakkaf et al., 2020; Wang et al., 2021). Estudos experimentais também encontraram maior acúmulo de microplásticos em mexilhões expostos a concentrações mais altas (L. Li et al., 2019;

Phothakwanpracha et al., 2021), porém esses experimentos utilizaram concentrações superiores às comumente encontradas na água do mar de superfície. Por outro lado, há estudos que não mostraram relações entre as concentrações em bivalves e o meio ambiente (Cho et al., 2021; Covernton et al., 2019; Li et al., 2018), evidenciando que não apenas as concentrações em água são os responsáveis pelo acúmulo nos organismos, mas outros fatores, como as taxas de filtração e egestão.



**Figura 4:** Média de microplásticos retidos pelo bivalve *Perna perna* nos diferentes tratamentos. As barras brancas e pretas representam o Experimento A e B, respectivamente.

Por fim, também foi levantada a hipótese de que os organismos reteriam maiores concentrações das microfibras menores, como observado em diferentes experimentos (Van Cauwenberghe et al., 2015; Ward et al., 2019b). Este fato não foi verificado durante o presente estudo e mostrou que os organismos são capazes de ingerir e reter os diferentes tamanhos de microfibras, assim como resultados encontrados em amostras do ambiente natural, que mostram que os bivalves podem ingerir uma ampla gama de tamanhos de partículas, desde partículas menores que 25  $\mu\text{m}$  a maiores que 5 mm (Baechler et al., 2020; Teng et al., 2019; Zhu et al., 2019). Da mesma forma, Li et al. (2019) mostraram que amêijoas asiáticas *Corbicula fluminea* absorvem baixas concentrações de microplásticos (entre 0,1 e 0,2  $\text{MPs}\cdot\text{g}^{-1}$ ) e não diferiram significativamente entre as cinco classes de tamanho utilizadas no tratamento de 100 itens/L. Por outro lado, esses mesmos autores observaram que a absorção de microplásticos por esses organismos é dependente do tamanho em tratamentos contendo

1000 itens/L, o que mais uma vez mostra a importância do uso de concentrações semelhantes às encontradas no ambiente.

## **Conclusões**

Os resultados apresentados no presente estudo mostraram que o uso de fibras de diferentes espessuras influenciou o acúmulo dessas partículas pelos mexilhões, portanto deve ser um fator importante a ser levado em consideração em futuros estudos experimentais e ambientais. Além disso, também foi possível identificar que a retenção de partículas em um período de 24 horas foi baixa, independente dos tamanhos e concentrações das microfibras utilizadas. Os valores encontrados foram semelhantes aos identificados em diversos estudos em amostragens naturais ao redor do globo, o que demonstra a importância do uso de concentrações, tamanhos e formas semelhantes às comumente encontradas no ambiente. Desta forma, concluímos que um fator importante a ser considerado na verificação de possíveis efeitos fisiológicos dessas partículas em bivalves são as características dos microplásticos utilizados, que refletem a situação atual dos oceanos e que mostram quais os danos que estão realmente causando nestes organismos.

## Referências

- Acharya, S., Rumi, S.S., Hu, Y., Abidi, N., 2021. Microfibers from synthetic textiles as a major source of microplastics in the environment: A review. *Text. Res. J.* 91, 2136–2156. <https://doi.org/10.1177/0040517521991244>
- Akanyange, S.N., Zhang, Y., Zhao, X., Adom-Asamoah, G., Ature, A.R.A., Anning, C., Tianpeng, C., Zhao, H., Lyu, X., Crittenden, J.C., 2022. A holistic assessment of microplastic ubiquitousness: Pathway for source identification in the environment. *Sustain. Prod. Consum.* 33, 113–145. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2022.06.020>
- Alnajjar, N., Jha, A.N., Turner, A., 2021. Impacts of microplastic fibres on the marine mussel, *Mytilus galloprovincialis*. *Chemosphere* 262, 128290. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128290>
- Baechler, B.R., Granek, E.F., Mazzone, S.J., Nielsen-Pincus, M., Brander, S.M., 2020. Microplastic Exposure by Razor Clam Recreational Harvester-Consumers Along a Sparsely Populated Coastline. *Front. Mar. Sci.* 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.588481>
- Baroja, E., Christoforou, E., Lindström, J., Spatharis, S., 2021. Effects of microplastics on bivalves: Are experimental settings reflecting conditions in the field? *Mar. Pollut. Bull.* <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112696>
- Bom, F.C., de Brito, W.V.F., Sá, F., 2022. Microplastics concentration in bivalve of economic importance, a case study on the southeastern Brazilian coast. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 52, 102346. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102346>
- Bom, F.C., Sá, F., 2021. Concentration of microplastics in bivalves of the environment: a systematic review. *Environ. Monit. Assess.* 193. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09639-1>
- Bonello, G., Varrella, P., Pane, L., 2018. First Evaluation of Microplastic Content in Benthic Filter-feeders of the Gulf of La Spezia (Ligurian Sea). *J. Aquat. Food Prod. Technol.* 27, 284–291. <https://doi.org/10.1080/10498850.2018.1427820>
- Burns, E.E., Boxall, A.B.A., 2018. Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. *Environ. Toxicol. Chem.* 37, 2776–2796. <https://doi.org/10.1002/etc.4268>
- Carr, S.A., 2017. Sources and dispersive modes of micro-fibers in the environment. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 13, 466–469. <https://doi.org/10.1002/ieam.1916>
- Cho, Y., Shim, W.J., Jang, M., Han, G.M., Hong, S.H., 2021. Nationwide monitoring of microplastics in bivalves from the coastal environment of Korea. *Environ. Pollut.*

- 270, 116175. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116175>
- Choi, J.S., Kim, K., Hong, S.H., Park, K. II, Park, J.W., 2021. Impact of polyethylene terephthalate microfiber length on cellular responses in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Mar. Environ. Res.* 168, 105320. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105320>
- Covernton, G.A., Collicutt, B., Gurney-Smith, H., Pearce, C., Dower, J., Ross, P., Dudas, S., 2019. Microplastics in bivalves and their habitat in relation to shellfish aquaculture proximity in coastal British Columbia, Canada. *Aquac. Environ. Interact.* 11, 357–374. <https://doi.org/10.3354/aei00316>
- De-la-Torre, G.E., 2020. Microplastics: an emerging threat to food security and human health. *J. Food Sci. Technol.* 57, 1601–1608. <https://doi.org/10.1007/s13197-019-04138-1>
- Digka, N., Tsangaris, C., Torre, M., Anastasopoulou, A., Zeri, C., 2018. Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 135, 30–40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.063>
- Ding, J., Sun, Y., He, C., Li, J., Li, F., 2022. Towards Risk Assessments of Microplastics in Bivalve Mollusks Globally. *J. Mar. Sci. Eng.* 10. <https://doi.org/10.3390/jmse10020288>
- Hermabessiere, L., Paul-Pont, I., Cassone, A.L., Himer, C., Receveur, J., Jezequel, R., El Rakwe, M., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Huvet, A., Dehaut, A., Duflos, G., Soudant, P., 2019. Microplastic contamination and pollutant levels in mussels and cockles collected along the channel coasts. *Environ. Pollut.* 250, 807–819. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.051>
- Keisling, C., Harris, R.D., Blaze, J., Coffin, J., Byers, J.E., 2020. Low concentrations and low spatial variability of marine microplastics in oysters (*Crassostrea virginica*) in a rural Georgia estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 150. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110672>
- Li, J., Green, C., Reynolds, A., Shi, H., Rotchell, J.M., 2018. Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. *Environ. Pollut.* 241, 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.038>
- Li, J., Lusher, A.L., Rotchell, J.M., Deudero, S., Turra, A., Bråte, I.L.N., Sun, C., Shahadat Hossain, M., Li, Q., Kolandhasamy, P., Shi, H., 2019. Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution. *Environ. Pollut.* 244, 522–533. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.032>

- Li, L., Su, L., Cai, H., Rochman, C.M., Li, Q., Kolandhasamy, P., Peng, J., Shi, H., 2019. The uptake of microfibers by freshwater Asian clams (*Corbicula fluminea*) varies based upon physicochemical properties. *Chemosphere* 221, 107–114. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.024>
- Li, Z., Chang, X., Hu, M., Fang, J.K.H., Sokolova, I.M., Huang, W., Xu, E.G., Wang, Y., 2022. Is microplastic an oxidative stressor? Evidence from a meta-analysis on bivalves. *J. Hazard. Mater.* 423, 127211. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127211>
- Mishra, A.K., Singh, J., Mishra, P.P., 2021. Microplastics in polar regions: An early warning to the world's pristine ecosystem. *Sci. Total Environ.* 784, 147149. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147149>
- Moreschi, A.C., Callil, C.T., Christo, S.W., Ferreira Junior, A.L., Nardes, C., de Faria, É., Girard, P., 2020. Filtration, assimilation and elimination of microplastics by freshwater bivalves. *Case Stud. Chem. Environ. Eng.* 2. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100053>
- Nanthini devi, K., Raju, P., Santhanam, P., Perumal, P., 2022. Impacts of microplastics on marine organisms: Present perspectives and the way forward. *Egypt. J. Aquat. Res.* 48, 205–209. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2022.03.001>
- Narmatha Sathish, M., Immaculate Jeyasanta, K., Patterson, J., 2020. Monitoring of microplastics in the clam *Donax cuneatus* and its habitat in Tuticorin coast of Gulf of Mannar (GoM), India. *Environ. Pollut.* 266, 115219. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115219>
- Palmer, J., Herat, S., 2021. Ecotoxicity of Microplastic Pollutants to Marine Organisms: a Systematic Review. *Water. Air. Soil Pollut.* 232. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05155-7>
- Patterson, J., Jeyasanta, K.I., Sathish, N., Booth, A.M., Edward, J.K.P., 2019. Profiling microplastics in the Indian edible oyster, *Magallana bilineata* collected from the Tuticorin coast, Gulf of Mannar, Southeastern India. *Sci. Total Environ.* 691, 727–735. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.063>
- Phothakwanpracha, J., Lirdwitayaprasit, T., Pairohakul, S., 2021. Effects of sizes and concentrations of different types of microplastics on bioaccumulation and lethality rate in the green mussel, *Perna viridis*. *Mar. Pollut. Bull.* 173, 112954. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112954>
- Rebelein, A., Int-Veen, I., Kammann, U., Scharsack, J.P., 2021. Microplastic fibers —

- Underestimated threat to aquatic organisms? *Sci. Total Environ.* 777, 146045. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146045>
- Rezania, S., Park, J., Md Din, M.F., Mat Taib, S., Talaiekhosani, A., Kumar Yadav, K., Kamyab, H., 2018. Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies. *Mar. Pollut. Bull.* 133, 191–208. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.022>
- Santana, M.F.M., Ascer, L.G., Custódio, M.R., Moreira, F.T., Turra, A., 2016. Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment. *Mar. Pollut. Bull.* 106, 183–189. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.074>
- Sendra, M., Sparaventi, E., Novoa, B., Figueras, A., 2021. An overview of the internalization and effects of microplastics and nanoplastics as pollutants of emerging concern in bivalves. *Sci. Total Environ.* 753, 142024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142024>
- Smith, M., Love, D.C., Rochman, C.M., Neff, R.A., 2018. Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. *Curr. Environ. Heal. reports* 5, 375–386. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>
- Staichak, G., Ferreira-Jr, A.L., Moreschi Silva, A.C., Girard, P., Callil, C.T., Christo, S.W., 2021. Bivalves with potential for monitoring microplastics in South America. *Case Stud. Chem. Environ. Eng.* <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100119>
- Teng, J., Wang, Q., Ran, W., Wu, D., Liu, Y., Sun, S., Liu, H., Cao, R., Zhao, J., 2019. Microplastic in cultured oysters from different coastal areas of China. *Sci. Total Environ.* 653, 1282–1292. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.057>
- Thomas, P.J., Perono, G., Tommasi, F., Pagano, G., Oral, R., Burić, P., Kovačić, I., Toscanesi, M., Trifuoggi, M., Lyons, D.M., 2021. Resolving the effects of environmental micro- and nanoplastics exposure in biota: A knowledge gap analysis. *Sci. Total Environ.* 780. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146534>
- Thornton Hampton, L.M., Bouwmeester, H., Brander, S.M., Coffin, S., Cole, M., Hermabessiere, L., Mehinto, A.C., Miller, E., Rochman, C.M., Weisberg, S.B., 2022. Research recommendations to better understand the potential health impacts of microplastics to humans and aquatic ecosystems. *Microplastics and Nanoplastics* 2. <https://doi.org/10.1186/s43591-022-00038-y>
- Ugwu, K., Herrera, A., Gómez, M., 2021. Microplastics in marine biota: A review. *Mar.*

- Pollut. Bull. 169. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112540>
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M.B., Janssen, C.R., 2015. Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environ. Pollut.* 199, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.008>
- Wakkaf, T., El Zrelli, R., Kedzierski, M., Balti, R., Shaiek, M., Mansour, L., Tlig-Zouari, S., Bruzaud, S., Rabaoui, L., 2020. Microplastics in edible mussels from a southern Mediterranean lagoon: Preliminary results on seawater-mussel transfer and implications for environmental protection and seafood safety. *Mar. Pollut. Bull.* 158. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111355>
- Wang, D., Su, L., Ruan, H.D., Chen, J., Lu, J., Lee, C.H., Jiang, S.Y., 2021. Quantitative and qualitative determination of microplastics in oyster, seawater and sediment from the coastal areas in Zhuhai, China. *Mar. Pollut. Bull.* 164, 112000. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112000>
- Ward, J.E., Rosa, M., Shumway, S.E., 2019a. Capture, ingestion, and egestion of microplastics by suspension-feeding bivalves: A 40-year history. *Anthr. Coasts* 2, 39–49. <https://doi.org/10.1139/anc-2018-0027>
- Ward, J.E., Zhao, S., Holohan, B.A., Mladinich, K.M., Griffin, T.W., Wozniak, J., Shumway, S.E., 2019b. Selective Ingestion and Egestion of Plastic Particles by the Blue Mussel (*Mytilus edulis*) and Eastern Oyster (*Crassostrea virginica*): Implications for Using Bivalves as Bioindicators of Microplastic Pollution. *Environ. Sci. Technol.* 53, 8776–8784. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02073>
- Weis, J.S., Palmquist, K.H., 2021. Reality check: Experimental studies on microplastics lack realism. *Appl. Sci.* 11. <https://doi.org/10.3390/app11188529>
- Zantis, L.J., Carroll, E.L., Nelms, S.E., Bosker, T., 2021. Marine mammals and microplastics: A systematic review and call for standardisation. *Environ. Pollut.* 269, 116142. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116142>
- Zhang, Y., Pu, S., Lv, X., Gao, Y., Ge, L., 2020. Global trends and prospects in microplastics research: A bibliometric analysis. *J. Hazard. Mater.* 400, 123110. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123110>
- Zhu, J., Zhang, Q., Li, Y., Tan, S., Kang, Z., Yu, X., Lan, W., Cai, L., Wang, J., Shi, H., 2019. Microplastic pollution in the Maowei Sea, a typical mariculture bay of China. *Sci. Total Environ.* 658, 62–68. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.192>

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Como demonstrado ao longo de toda a presente tese, os microplásticos são um problema presente em todos os ambientes globais, desde áreas mais remotas até as zonas altamente urbanizadas e que vêm aumentando nas últimas décadas. Devido à crescente produção de plásticos e visível aumento da problemática, houve um aumento significativo no número de estudos relacionados a essas partículas nos ecossistemas aquáticos, terrestres e até mesmo atmosféricos. Em concomitância com estes estudos, há também um número crescente de trabalhos que avaliaram a presença dos microplásticos nos mais diversos grupos de animais marinhos e terrestres, incluindo os humanos. Os resultados destes estudos demonstraram que essas micropartículas são onipresentes nos compartimentos biológicos, sendo até mesmo demonstrado sua transferência pelos distintos níveis da cadeia trófica.

Vale ressaltar ainda que as zonas costeiras e oceânicas se destacam nessa temática pois são as regiões em que há o maior acúmulo de lixo marinho e microplásticos, por serem o grande ponto final de todo o descarte irregular proveniente das áreas terrestres. Do mesmo modo, os organismos marinhos são os mais estudados, sendo avaliada a incorporação de partículas pelo fitoplâncton e ingestão pelo zooplâncton, por invertebrados e também por vertebrados, como peixes, tartarugas, baleias e tubarões.

Dentre esses organismos, os bivalves foram e são amplamente usados em estudos relacionados aos microplásticos, sendo avaliadas suas concentrações em espécimes coletadas em ambientes naturais e de aquicultura, em espécimes adquiridas em mercados e também em estudos laboratoriais, possibilitando caracterizar esse grupo de organismos a respeito de sua capacidade de ingestão e também relacionados às possíveis alterações fisiológicas que podem ser acarretadas por este tipo de poluente. A escolha dos bivalves como espécie-alvo se dá pelo fato de serem organismos sésseis ou de baixa mobilidade, serem filtradores e também por serem importantes do ponto de vista ecológico e comercial.

Apesar deste aumento global no número de publicações que objetivaram identificar os microplásticos neste grupo de organismos, no Brasil ainda haviam poucos estudos relacionados a essa temática, sendo necessários estudos mais aprofundados que relacionassem as concentrações encontradas na coluna d'água com as encontradas nos organismos, que verificassem a possível contaminação de microplásticos por humanos através da ingestão de bivalves e também que comprovassem a retenção destas partículas pelos organismos, através de experimentos laboratoriais. Assim, o objetivo

principal do presente estudo foi avaliar as concentrações de microplásticos em bivalves de importância econômica na costa sudeste brasileira. Para cumprir esse objetivo, foram carreadas coletas de campo em áreas naturais e de aquicultura, comprados organismos amplamente comercializados no país e realizados experimentos laboratoriais que possibilitaram verificar a incorporação dessas partículas.

Ao iniciar a presente tese, no entanto, se observou que haviam algumas lacunas no conhecimento a respeito de como avaliar as concentrações de microplásticos em bivalves coletados em ambientes naturais e/ou de aquicultura, faltando uma padronização dos procedimentos laboratoriais a serem performados, como por exemplo os métodos de digestão dos organismos, filtração e identificação das partículas, e também das características das partículas identificadas, tais como unidade de concentração a ser utilizada, formatos, cores, tamanhos e tipos de polímeros. Para tentar resolver essa questão de padronização optou-se então por realizar uma abrangente revisão sistemática a respeito do assunto (Capítulo 1), visando identificar quais os procedimentos laboratoriais mais comumente empregados, os principais locais em que os estudos foram performados, quais as espécies usadas, características e concentrações dos microplásticos identificados e também possíveis relações entre os meios bióticos e abióticos.

Através dessa extensa revisão, foi possível identificar 93 artigos publicados entres os anos de 2014 e o início de 2021, com um aumento significativo no número de estudos nos últimos três anos. Esse fato evidenciou a atual relevância deste tipo de trabalho a nível global e também a tendência dos pesquisadores de utilizarem os bivalves como bioindicadores deste tipo de poluição. A compilação de dados mostrou algumas discrepâncias entre estudos, tanto metodológicas como nas concentrações/características dos microplásticos encontrados nos organismos. O primeiro ponto a se ressaltar foi o baixo número de estudos performados no hemisfério sul. Este fato demonstra claramente a necessidade de esforços por parte dos pesquisadores deste hemisfério para estudarem a contaminação de microplásticos em bivalves, de modo a se compreender de forma global o atual nível de contaminação destes organismos por essas partículas e permitir reflexões a respeito de como essa situação pode ser revertida.

Ademais, se identificou a falta de padronização nas metodologias empregadas para a digestão dos tecidos moles dos organismos e também para a visualização/caracterização dos microplásticos. Verificou-se também um predomínio de

mexilhões, sobretudo do gênero *Mytilus*, e de ostras, principalmente do gênero *Crassostrea*, porque são economicamente importantes e também por serem amplamente utilizadas como bioindicadores para monitoramentos ambientais, sendo necessários estudos que utilizem também outras espécies de bivalves. Cabe ressaltar ainda que apenas 40% dos artigos avaliados realizaram algum tipo de coleta concomitante em compartimentos abióticos (água e/ou sedimento), dificultando estabelecer uma relação geral entre as concentrações encontradas nos organismos e as do meio ambiente.

Como mencionado acima, não haviam muitos estudos no hemisfério sul (e tão pouco no Brasil) que evidenciassem a contaminação de microplásticos em bivalves e sua relação com as concentrações no meio ambiente. Deste modo, objetivou-se caracterizar duas distintas áreas localizadas no estado do Espírito Santo, região sudeste do país, visando identificar a possível correlação entre os dados bióticos e abióticos e verificando se essa espécie poderia ser usada como um bom bioindicador para este tipo de poluição, como já identificado para outros poluentes (Capítulo 2). Para tanto, organismos da espécie *Perna perna* e amostras de água superficial foram coletados em ambiente natural e de aquicultura durante quatro estações do ano de 2020.

De modo geral, as características dos microplásticos encontrados nas amostras de organismos e de água foram similares às mostradas em estudos ao longo do mundo, com predominância de fibras, partículas pretas e menores que 0.5 mm. Com relação às concentrações se observou médias de  $1,4 \pm 0,3$  MPs.g<sup>-1</sup> e  $8,3 \pm 1,0$  MPs.ind<sup>-1</sup> nos mexilhões, e de  $41,4 \pm 15,7$  MPs.L<sup>-1</sup> nas amostras de águas superficiais. Essas concentrações verificadas nos organismos foram similares às magnitudes mais comumente identificadas no capítulo 1 (entre 0 e 10 MPs.ind<sup>-1</sup> ou 0 e 2 MPs.g<sup>-1</sup>). Em termos espaço-temporais se identificou diferenças significativas entre as concentrações de microplásticos nos organismos, tanto entre as distintas áreas como também entre períodos. Esse fato se deu principalmente por dois fatores: (1) os tamanhos/pesos dos indivíduos, que evidenciaram que os menores organismos continham maiores concentrações; e (2) a concentração de microplásticos na água circundante, que mostrou uma relação forte e positiva com a concentração identificada nos mexilhões.

A seguir, para verificar a possível transferência de microplásticos via bivalves para os humanos foi idealizado um estudo que utilizasse organismos comercializados em mercados locais (Capítulo 3). Para conseguir cumprir esse objetivo foram compradas quatro espécies de bivalves comumente comercializados no país. Duas das espécies eram provenientes de áreas de aquicultura localizados no próprio país

(*Crassostrea gigas* e *Perna perna*) e as outras duas espécies eram importadas do Chile e Peru (*Mytilus chilensis* e *Placopten magellanicus*, respectivamente). Foi identificada a presença de microplásticos em todos os indivíduos, sendo possível verificar diferenças significativas entre as espécies, provavelmente devido aos mesmos fatores identificados anteriormente. Em média, a concentração foi de 1,64 MPs.g<sup>-1</sup> e 10,69 MPs ind<sup>-1</sup>, valores similares aos encontrados no capítulo anterior e também comparáveis com outros estudos que também realizaram a compra de bivalves em mercados.

Por fim, se identificou a necessidade de verificar a retenção de microplásticos em experimento laboratorial, de modo a verificar se as concentrações de partículas no meio, os tamanhos e/ou as espessuras poderiam de fato influenciar nesse resultado (Capítulo 4). Para possibilitar comparações entre os meios experimental e o natural, a execução do experimento foram realizadas se utilizando microplásticos em formato, tamanho e concentrações similares às encontradas no meio ambiente, fato relevante a ser considerado e que poucos estudos levam em conta. Os resultados, evidenciaram que as concentrações retidas pelos organismos foram similares entre os distintos tratamentos de tamanhos e também de concentrações, diferentemente dos resultados dos capítulos anteriores, em que se identificou predominância de partículas menores e também uma alta correlação entre as concentrações na água superficial e nos organismos. Somente entre as distintas espessuras foram identificadas diferenças significativas, fator não considerado em estudos anteriores.

## **CONCLUSÕES**

A partir dos capítulos da presente tese foi possível concluir alguns importantes pontos a respeito das concentrações de microplásticos em bivalves ao redor do mundo e também na região costeira sudeste do Brasil, de modo a consolidar a temática, sobretudo em áreas pouco estudadas.

Através do capítulo 1 comprovou-se que pesquisas que visam identificar as concentrações de microplásticos em bivalves têm sido amplamente realizadas ao longo de todo o globo, porém em baixo número no hemisfério sul, sendo necessários maiores esforços da comunidade científica para sanar essa disparidade. Além disso, se concluiu que a falta de padronização metodológica e de caracterização dos microplásticos entre estudos dificulta a comparação de resultados, sendo então sugeridos alguns pontos que facilitem esse processo e permitam um entendimento global das concentrações de microplásticos nesse importante grupo de organismos e possibilitando que eles sejam usados como bioindicadores para este tipo de poluição.

No segundo capítulo foi possível concluir que mesmo em áreas de cultivo, que deveriam ter condições ambientais melhores, os microplásticos estão presentes – tanto na água superficial quanto nos organismos – evidenciando a problemática mundial observada em todas as matrizes ambientais e regiões do planeta. Ademais, o mexilhão *P. perna* pode ser usado como um bom bioindicador para a poluição por microplásticos, uma vez que mostraram uma estreita relação com as concentrações encontradas em amostras de água superficial, independentemente de serem coletados em ambientes naturais ou de aquicultura. Por fim, se concluiu que seriam necessários mais estudos no Brasil que evidenciassem a possível transferência dos microplásticos para os humanos através do consumo de bivalves, uma vez que essa e outras espécies fazem parte da dieta da população brasileira, sobretudo em áreas costeiras.

O terceiro capítulo corroborou a hipótese de que as partículas poderiam ser transferidas para a população brasileira via consumo de bivalves, mostrando que os microplásticos estão presentes independentemente da espécie avaliada e do pré-tratamento performado nos organismos anteriormente à sua comercialização. No entanto, os dados apresentados neste capítulo foram somente um pequeno recorte de uma região do país, sendo concluído então que existe a necessidade da criação de uma rede nacional para estudos de microplásticos neste grupo de organismos, além de estimativas mais robustas a respeito do consumo de bivalves pelos brasileiros, o que permitiria avaliar se são de fato um risco para a população.

No quarto capítulo conclui-se que o principal fator na retenção dos

microplásticos pela espécie *P. perna* foi a espessura das partículas, o que mostra a seletividade por partículas mais finas, devendo ser um fator importante a ser levado em consideração nas futuras pesquisas laboratoriais e também de campo.

Portanto, a realização do estudo em uma região do hemisfério sul, com método e análise de dados adequados, demonstrou que os bivalves analisados apresentam microplásticos em quantidade similar com outras publicações realizadas ao redor do mundo, mas ainda há uma dificuldade científica no acesso à identificação dos polímeros destas partículas. Microplásticos ocorreram tanto em organismos bivalves de áreas urbanizadas, utilizadas pelo extrativismo, como naqueles comercializados em mercados ou provenientes de cultivos, demonstrando a importância da utilização destes organismos como bioindicadores, bem como a problemática da poluição plástica, onipresente em diversas matrizes ambientais. Outros parâmetros dimensionais de microplásticos devem ser inseridos em pesquisas científicas, uma vez que a espessura destas se mostraram importantes na retenção de fibras microplásticas por mexilhões. Além disso, por serem organismos consumidos pelas populações globais, torna-se indispensável a inserção destes contaminantes em legislações que visem o monitoramento ambiental e, conseqüentemente, direcionem ações para a diminuição da transferência de microplásticos via bivalves, minimizando danos à saúde humana.

## **ANEXOS**

## Material complementar Capítulo 1: Concentração de microplásticos em bivalves do meio ambiente: uma revisão sistemática

**Tabela S1:** Métodos de digestão, identificação de microplásticos e principais polímeros identificados por cada artigo analisado.

Referência	Método de digestão	Identificação de MPs	Principal polímero
Abidli et al., 2019	10% KOH	FTIR	Polipropileno
Argamino e Janairo, 2016	70% HNO <sub>3</sub>	Classificação visual	Não especificado
Avio et al., 2017	15% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	FTIR	Não especificado
Baechler et al., 2020	10% KOH	FTIR	Polietileno Tereftalato
Baechler et al., 2020b	10% KOH	FTIR	Polietileno Tereftalato
Bagheri et al., 2020	10% KOH	FTIR	Não especificado
Baldwin et al., 2020	30% KOH	Classificação visual	Não especificado
Bendell et al. . BR 2020	10% KOH	FTIR	Polietileno
Berglund et al., 2019	65% HNO <sub>3</sub>	Classificação visual	Não especificado
Birnstiel et al., 2019	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	FTIR	Poliamida
Bonello et al., 2018	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Classificação visual	Não especificado
Bour et al., 2018	10% KOH	μFTIR	Polietileno
Bråte et al., 2018	10% KOH	μFTIR	Celulose
Catarino et al., 2018	Enzima colorase	FTIR e Nile Red	Polyester e Polietileno Tereftalato
Cho et al., 2021	10% KOH	μFTIR	Polipropileno
Corami et al., 2020	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	μFTIR	Poliamida
Courtene-Jones et al., 2017	Tripsina	ATR-FTIR	Poliamida
Covernton et al., 2019	10% KOH	FTIR	Polyester
Davidson e Dudas, 2016	70% HNO <sub>3</sub>	Classificação visual	Não especificado
De-la-Torre et al., 2020	10% KOH	Classificação visual	Não especificado
DeWitte et al., 2014	HNO <sub>3</sub> e HClO <sub>4</sub>	Classificação visual	Não especificado
Digka et al., 2018	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	FTIR	Polietileno
Ding et al., 2018	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	μFTIR	Celofane
Domogalla-Urbansky et al., 2019	65% HNO <sub>3</sub>	Raman	Cloreto de polivinila
Dowarah et al., 2020	10% KOH	Raman	12 polímeros diferentes
Fernández Severini et al., 2019	22.5 M HNO <sub>3</sub> e 30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Classificação visual	Não especificado
Gedik e Eryaşar, 2020	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	FTIR	Polietileno Tereftalato
Gomiero et al., 2019	Enzima protease + 20% KOH	μFTIR	Polietileno
Hermabessiere et al., 2019	10% KOH	Raman	Polietileno
Jahan et al., 2019	10% KOH	FTIR	Polietileno Tereftalato
Jang et al., 2020	10 ml Lipase + 5 ml Protease	μFTIR	Polietileno
Karlsson et al., 2017	65% HNO <sub>3</sub> + 30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Classificação visual	Não especificado

Kazour e Amara, 2020	10% KOH	$\mu$ Raman	Poliestireno
Kazour et al., 2019	10% KOH	$\mu$ Raman	Poliestireno
Keisling et al., 2020	10% KOH	Classificação visual	Não especificado
Khoironi et al., 2018	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Scanning Electron Microscopy e Electron Dispersive X-Ray	Não especificado
Klasios et al., 2021	20% KOH	Raman	Acrílico
Kolehasamy et al., 2018	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	$\mu$ FTIR	Não especificado
Leslie et al., 2017	HNO <sub>3</sub> , NaOH e 30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	FTIR	Não especificado
Li et al., 2016	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	$\mu$ FTIR, Microscópio eletrônico de varredura/espectrômetro dispersivo de energia	Celofane
Li et al., 2018 to	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	$\mu$ FTIR	Polyester
Li et al., 2018 b	10% KOH	$\mu$ FTIR	Polietileno Tereftalato
Li et al., 2019	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	$\mu$ FTIR	Polyester
Lourenço et al., 2017	Enzima protease	$\mu$ FTIR	Celulose
Mankin e Huvard, 2020	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Classificação visual	Não especificado
Martinelli et al., 2020	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	$\mu$ Raman, ATR-FTIR e $\mu$ FTIR	Polipropileno
Mathalon e Hill, 2014	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Classificação visual	Não especificado
Mayoma et al., 2020	10 M NaOH	ATR-FTIR	Não especificado
McCoy et al., 2020	10% KOH	FTIR	Polipropileno
Naidu et al., 2018	Não especificado	Raman	Poliestireno
Naidu, 2019	69% HNO <sub>3</sub>	Raman	Poliestireno
Naji et al., 2018	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	FTIR, Microscópio Eletrônico de Varredura/Raio-X Dispersivo de Energia	Polietileno
Nakao et al., 2019	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	ATR-FTIR	Polietileno Tereftalato, Teflon e Polietileno
Nam et al., 2019	10% KOH	$\mu$ FTIR	Polipropileno
Narmatha Sathish et al., 2020	10% KOH	ATR-FTIR	Polietileno
Pastorino et al., 2021	15% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	$\mu$ FTIR	Polietileno Tereftalato
Patterson et al., 2019	10% KOH	ATR-FTIR, Microscópio Eletrônico de Varredura/Raio-X Dispersivo de Energia	Polietileno
Pazos et al., 2020	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Classificação visual	Não especificado
Pérez et al., 2020	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Refletância Total Atenuada - Infravermelho ( $\mu$ -ATR) e/ou Raman	Não especificado
Phuong et al., 2018a	10% KOH	$\mu$ FTIR	Polipropileno e Polietileno
Phuong et al., 2018b	10% KOH	$\mu$ FTIR	Polipropileno e Polietileno
Piarulli et al., 2020	1M KOH	FTIR	Polyester

Qu et al., 2018	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	ATR-FTIR	Polyester
Railo et al., 2018	Dodecil Sulfato de Sódio (SDS) + Enzimas detergentes	FTIR	Cotton
Reguera et al., 2019	65% HNO <sub>3</sub> e 10% KOH	Classificação visual	Não especificado
Renzi et al., 2018	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Classificação visual	Não especificado
Rios et al., 2020	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Microscópio Eletrônico de Varredura/Raio- X Dispersivo de Energia	Não especificado
Saha et al., 2021	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	FTIR	Álcool Etileno Vinílico
Santana et al., 2016	HNO <sub>3</sub>	Classificação visual	Não especificado
Schessler et al., 2019	Nenhum	Classificação visual	Não especificado
Scott et al., 2019	10% KOH	FTIR	Celulose
Sfriso et al., 2020	1% NaOH	μFTIR	Nylon
Sparks, 2020	10% KOH	Classificação visual	Não especificado
Su et al., 2016	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	μFTIR	Celofane
Su et al., 2018	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	μFTIR	Polipropileno
Sui et al., 2020	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Classificação visual	Não especificado
Teng et al., 2019	10% KOH e 30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	μFTIR	Celofane
Thushari et al., 2017	69% HNO <sub>3</sub>	Raman	Poliamida
Van Cauwenberghe e Janssen, 2014	69% HNO <sub>3</sub>	μRaman	Pigmentos
Van Cauwenberghe et al., 2015a	69% HNO <sub>3</sub>	μRaman	Polietileno e Poliestireno
Veermeersch et al., 2015	HNO <sub>3</sub> :HClO <sub>4</sub> e 69% HNO <sub>3</sub>	Classificação visual	Não especificado
Waite et al., 2018	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Classificação visual	Não especificado
Wakkaf et al., 2020	10% KOH	ATR-FTIR	Polietileno
Wang et al., 2019	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> e 65% HNO <sub>3</sub>	Classificação visual	Não especificado
Wang et al., 2021	10% KOH + 30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	μFTIR	Polietileno
Wardlaw e Prosser, 2020	Enzima protease	Raman	Polipropileno
Webb et al., 2019	HNO <sub>3</sub>	FTIR	Polietileno
Wu et al., 2020	10% KOH + 30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	μFTIR	Celulose
Xu et al., 2020	10% KOH	μFTIR	Celofane
Zhao et al., 2018	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Raman e FTIR	Ftalocianina de cobre
Zhu et al., 2019	10% KOH	μFTIR	Rayon
Zhu et al., 2020	30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	μFTIR	Celofane
Zhu et al., 2021	10% KOH	μFTIR	Polietileno Tereftalato