

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIA FÍSICAS E MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
CURSO DE OCEANOGRAFIA

Giulia de Souza Brocardo

**Avaliação da presença de microplásticos (MPs) em três espécies de bivalves cultivadas
na Ilha de Santa Catarina, Brasil**

Florianópolis

2022

Giulia de Souza Brocardo

Avaliação da presença de microplásticos (MPs) em três espécies de bivalves cultivadas na Ilha de Santa Catarina, Brasil

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Oceanografia do Centro de Física e Matemática da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharela em Oceanografia.

Orientador: Prof. Dr. Afonso Celso Dias Bainy

Coorientador: M.Sc. Miguel Angel Saldaña Serrano

Florianópolis

2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

de Souza Brocardo, Giulia

Avaliação da presença de microplásticos (MPs) em três espécies de bivalves cultivadas na Ilha de Santa Catarina, Brasil / Giulia de Souza Brocardo ; orientador, Afonso Celso Dias Bainy, coorientador, Miguel Angel Saldaña Serrano, 2022.

45 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Físicas e Matemáticas, Graduação em Oceanografia, Florianópolis, 2022.

Inclui referências.

1. Oceanografia. 2. Microplásticos. 3. Poluição. 4. Bivalves. I. Celso Dias Bainy, Afonso. II. Angel Saldaña Serrano, Miguel. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Oceanografia. IV. Título.

Giulia de Souza Brocardo

**Avaliação da presença de microplásticos (MPs) em três espécies de bivalves cultivadas
na Ilha de Santa Catarina, Brasil**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Bacharel e
aprovado em sua forma final pelo Curso Oceanografia.

Local Florianópolis, 13 de dezembro de 2022.

Coordenação do Curso

Banca examinadora

Prof. Dr. Afonso Celso Dias Bainy
Orientador

Prof.(a) Dr.(a) Juliana Leonel
Instituição UFSC

Dr. Rafael Trevisan
Instituição INFREMER

Florianópolis, 2022.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de começar agradecendo as minhas maiores inspirações: os meus pais. Obrigada por me proporcionarem as melhores oportunidades e por me apoiarem incondicionalmente, sou muito grata por tudo. Um agradecimento especial a meu irmão por ser o melhor parceiro e uma grande referência crescendo.

Aos meus orientadores, Prof^o.Dr^o. Afonso Celso Dias Bainy e M.Sc. Miguel Angel Saldaña Serrano, agradeço pela atenção, paciência, didática e pela oportunidade de desenvolver este trabalho. Agradeço os integrantes do LABCAI pela aprendizagem, paciência e ajuda nesses últimos anos.

Agradeço aos meus amigos que sempre estiveram do meu lado e que fizeram da minha vida mais alegre e feliz, obrigada por todos os momentos. Este agradecimento vai em especial à Érica, Juliana, Joana, Luísa, João e Guilherme que estão comigo desde antes da faculdade.

Aos meus amigos e colegas de curso, obrigada pela parceria de estudos, choro, felicidade, comemoração e conquistas, ansiosa para nos encontrarmos como profissionais de oceanografia. Obrigada a minha turma 2018.1, vocês são incríveis.

Agradeço à Universidade Federal de Santa Catarina e aos órgãos de fomento à pesquisa que possibilitaram a realização deste trabalho e diversos aprendizados, formação e produção de pesquisas científicas.

RESUMO

A contaminação por microplásticos (MPs) nos ambientes e organismos marinhos têm atraído muita atenção da comunidade científica, devido aos seus efeitos tóxicos. Entre os organismos marinhos utilizados em estudos de ocorrência de MPs estão os bivalves. Estes são considerados organismos-modelos para avaliar impactos antropogênicos, uma vez que são filtradores e estão expostos diretamente aos MPs na coluna d'água, além de serem uma fonte de contaminação para os humanos. O objetivo deste estudo foi avaliar a ocorrência e verificar o acúmulo de MPs em ostras *Crassostrea gigas*, mexilhões *Perna perna* e vieiras *Nodipecten nodosus* de uma área de cultivo localizada na Ilha de Santa Catarina, Brasil. Foram encontrados MPs em todos os organismos, sendo que as ostras foram as que mais apresentaram MPs por indivíduos e por grama de tecido mole. A forma e a cor mais observadas entre as partículas foi a fibra e azul, respectivamente. Além disso, o tamanho dos MPs variou de 72,5 – 5138,1 µm onde a maioria das partículas estava entre 1 e 5mm. Existe uma carência de estudos que avaliem comparativamente a ocorrência de MPs nessas três espécies de um mesmo cultivo fazendo com que este trabalho seja de grande relevância para a ecotoxicologia e aquicultura, pois a Ilha de Santa Catarina é o maior polo de cultivo de bivalves no Brasil.

Palavras-chave: microplásticos; poluição; bivalves.

ABSTRACT

Microplastic contamination in marine ecosystems and organisms has attracted attention from the scientific community worldwide due to its toxic effects. Among the marine organisms used in monitoring the occurrence of microplastics are the bivalves, which are considered model organisms to evaluate anthropogenic effects, since they are filter feeders and are directly exposed to pollutants in the water column. Furthermore they are considered to be an important route of human exposure to microplastics. The aim of this study was to evaluate the occurrence and verify the accumulation of microplastics in three popular bivalve species, oyster (*Crassostrea gigas*), mussel (*Perna perna*), and scallop (*Nodipecten nodosus*), from a mariculture area located on the Island of Santa Catarina, Brazil. Microplastics were found in all organisms, oysters being the ones that most presented microplastics per individual and per gram of soft tissue. The most observed shape and color among the particles was fibre and blue, respectively. Furthermore, the size of the microplastics ranged from 72.5 – 5138.1 μm where most of the particles were between 1 – 5mm. There is a lack of studies that evaluate the occurrence of microplastics in these three species in the same mariculture, making this work a great sanctuary for ecotoxicology and aquaculture, since the Island of Santa Catarina is one of the largest mariculture centers in Brazil.

Keywords: microplastics; pollution; bivalves.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Serviços Ecosistêmicos nos ambientes marinhos e costeiros estão divididos em quatro categorias: Provisão, Cultural, Regulação e Suporte	12
Figura 2 – Origem do lixo no ambiente marinho.	14
Figura 3 – Ocorrência de MPs em diferentes organismos na cadeia trófica.	17
Figura 4 – As três espécies de bivalves utilizadas na ocorrência de MPs neste estudo. Bivalves utilizados nos experimentos: (A) <i>C. gigas</i> ; (B) <i>P. perna</i> ; (C) <i>N. nodosus</i>	18
Figura 5 – Ocorrência de MPs em <i>Crassostrea gigas</i> e <i>Perna perna</i>	18
Figura 6 – Ocorrência de MPs em vieiras <i>Placopten magellanicus</i> e <i>Patinopecten yessoensis</i>	19
Figura 7 - Local de cultivo de bivalves localizado no Ribeirão da Ilha, na Baía Sul da Ilha de Santa Catarina, Brasil.....	21
Figura 8 - Protocolo de extração e análise de MPs	22
Figura 9 – Microfibras encontradas no branco atmosférico.....	25
Figura 10 - Ocorrência de MPs por indivíduo e g de tecido mole nas ostras, vieiras e mexilhões.	26
Figura 11 - Forma e tamanho dos MPs encontrados nas ostras, vieiras e mexilhões.	27
Figura 12 - Cores encontradas entre os MPs nas ostras, vieiras e mexilhões.	27
Figura 13 - Formas, tamanhos e cores dos MPs encontrados nos organismos. Microfibras e microfragmentos encontrados: (A) nas ostras; (B) nos mexilhões; (C) nas vieiras.	28
Figura 14 - Diferentes polímeros encontrados nos cultivos de bivalves.....	28
Figura 15 – Equipamentos utilizados na produção dos bivalves no local da coleta.	35
Figura 16 – Poluição encontrada no local de coleta e nos organismos analisados	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água no cultivo.	24
Tabela 2 – Biometria e ocorrência de MPs nas ostras <i>Crassostea gigas</i> , mexilhões <i>Perna perna</i> e vieiras <i>Nodipecten nodosus</i>	26
Tabela 3 - Ocorrência de MPs em diferentes estudos com bivalves mundialmente.	31

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CCB	Centro de Ciência Biológicas
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
LAS	Alquilbezenos Sulfonatos Lineares
MEV-EDS	Microscópio eletrônico de varredura acoplado a um espectrômetro de energia dispersiva
MPs	Microplásticos
PE	Polietileno
PET	Politereftalato de etileno
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PUR	Poliuretano
PVC	Policloreto de vinila
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina

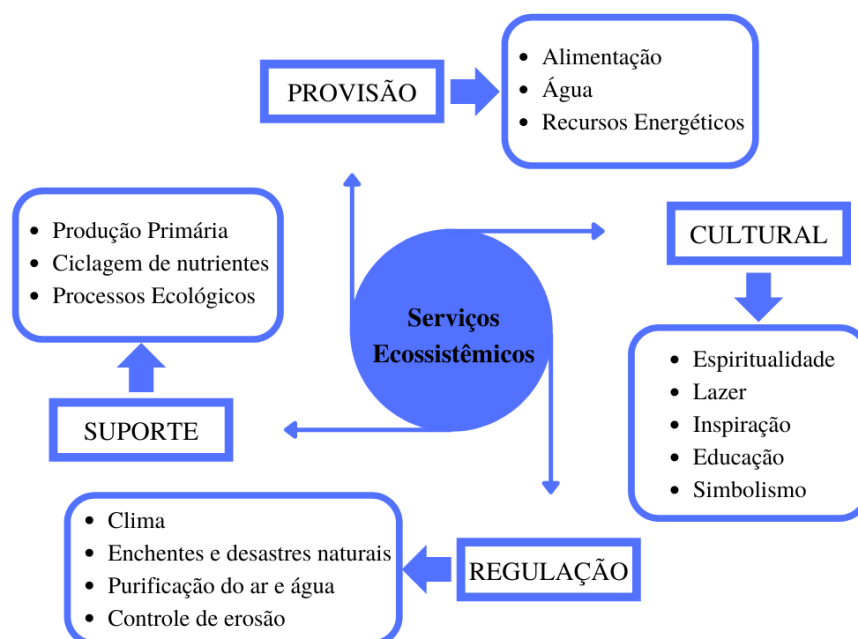
SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
1.1	MICROPLÁSTICOS	15
1.2	ORGANISMOS SENTINELA	16
2	HIPÓTESE	19
3	OBJETIVOS	19
3.1	OBJETIVO GERAL	19
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	20
4	MATERIAIS E MÉTODOS	20
4.1	COLETA E ÁREA DE ESTUDO.....	20
4.2	PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS	21
4.3	DIGESTÃO DO TECIDO MOLE E EXTRAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS	21
4.4	ANÁLISES DE PLÁSTICOS.....	22
4.4.1	Microplásticos nos organismos	22
4.4.2	Plásticos nos cultivos	23
4.5	CONTROLE DE QUALIDADE.....	23
4.6	ANÁLISE DE DADOS.....	24
5	RESULTADOS	24
5.1	PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS	24
5.2	OCORRÊNCIA DE MICROPLÁSTICOS	25
5.2.1	Controle de qualidade	25
5.2.2	Microplásticos nos organismos	25
5.2.3	Composição dos microplásticos	28
6	DISCUSSÃO	29
6.1	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS	29
6.2	OCORRÊNCIA DE MICROPLÁSTICOS NOS ORGANISMOS.....	30
6.2.1	Microplásticos nos organismos	30
6.2.2	Origem dos microplásticos	35
7	CONCLUSÃO	36
8	PERSPECTIVAS FUTURAS	37
	REFERÊNCIAS	37
	APÊNDICE A	46

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas costeiros e marinhos estão entre os ecossistemas mais produtivos, diversificados e valiosos no mundo (HAGHSHENAS; GHOLAMALIFARD; MAHMOUDI, 2021). Estes desempenham um papel importante na sociedade uma vez que acolhem uma ampla variedade de seres vivos, e proporcionam serviços ecossistêmicos essenciais (NUNES et al., 2021). Os serviços ecossistêmicos são benefícios que a natureza nos presta diretamente ou indiretamente, sendo essenciais ao bem-estar humano (MAArE). Tais serviços estão divididos em quatro categorias: Provisão, Cultural, Regulação e Suporte (Figura 1) e são responsáveis pela manutenção do clima, purificação do ar e água, produção primária, alimentação, lazer, entre outros (VANDERWILDE; NEWELL, 2021). Todavia, esses ecossistemas estão sofrendo contaminação devido aos efeitos da expansão e da ocupação humana, os quais estão afetando a resiliência dos ambientes marinhos fazendo com que haja perda de habitat, eutrofização (acúmulo de nutrientes), poluição por contaminantes químicos e plásticos, acidificação dos oceanos e morte de animais (AMIN; FARIAS; CARNEIRO, 2021; BARRETT et al., 2022; BHUYAN et al., 2021). A contaminação afeta negativamente de forma direta e indireta a saúde humana e a economia (LANDRIGAN et al., 2020).

Figura 1- Serviços Ecossistêmicos nos ambientes marinhos e costeiros estão divididos em quatro categorias: Provisão, Cultural, Regulação e Suporte



Fonte: Elaborado pela Autora.

Um dos impactos antropogênicos mais visíveis nesses ecossistemas, nas últimas décadas, é a produção do lixo no mar (CONCHUBHAIR et al. 2019). O lixo no mar é definido como qualquer resíduo sólido ou líquido fabricado ou processado que entra no ambiente marinho e costeiro e que afeta a qualidade das águas, a vida marinha e a saúde pública (COE; ROGERS, 2012; LIANG; PARK; STENSTROM, 2019). O lixo no mar pode ser composto por plásticos, borrachas, vidros, metais tóxicos, produtos químicos, fármacos e pesticidas (LANDON-LANE, 2018; LANDRIGAN et al., 2020). Sendo que suas principais fontes nos ecossistemas costeiros e marinhos são separadas em duas categorias: terrestre e marinha (JAMBECK, et al. 2015). Cerca de 80% do lixo no mar tem origem terrestre devido ao mau gerenciamento de resíduos sólidos, por meio do lixo jogado intencionalmente no ambiente ou devido à liberação direta e não-intencional através da aquicultura, agricultura, turismo ou outras atividades (Figura 2) (DĄBROWSKA et al., 2021).

Entre o lixo no mar, os plásticos compõem cerca de 80% dos resíduos encontrados no oceano (LANDON-LANE, 2018). A sua alta ocorrência se deve ao aumento na sua produção, que foi ampliado de 5 milhões de toneladas em 1960, para 368 milhões de toneladas em 2019 (UGWU; HERRERA; GÓMEZ, 2021; WALKER, 2021). Embora os plásticos tenham surgido como uma alternativa ao uso de materiais escassos, não sustentáveis e de origem animal (PLASTICS EUROPE, 2019), suas propriedades químicas e físicas os tornam mais propensos a serem descartados, flutuarem em meios aquáticos e permanecerem persistentes no ambiente tornando-os um risco ambiental (LAIST, 1987; HIDALGO-RUZ et al. 2012).

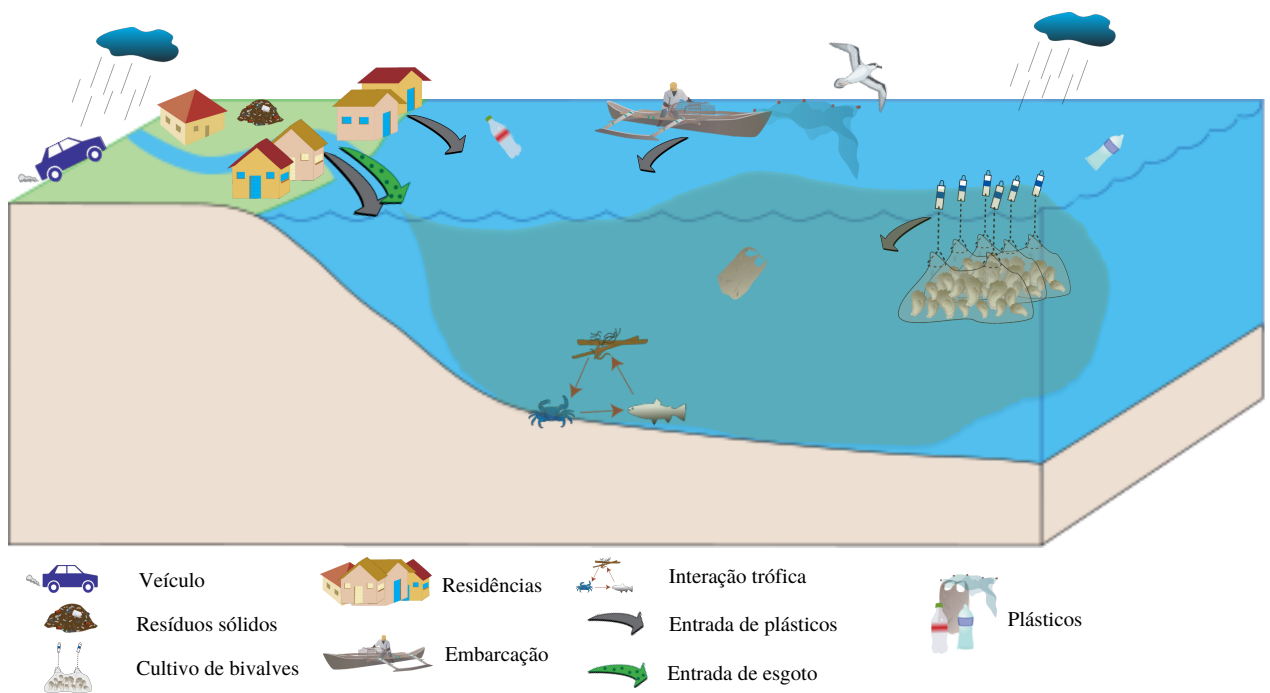
O Brasil é o quarto maior produtor de lixo plástico no mundo, onde por ano um brasileiro produz 52kg de resíduo plástico (ZAMORA et al., 2020). Parte desta poluição é resultado da falta de reciclagem no país, no qual mais de 70% dos brasileiros não separam materiais recicláveis (ZAMORA et al., 2020). O acúmulo global de resíduos plásticos atingiu um estado crítico, causando impactos para a saúde e biodiversidade do meio ambiente, assim como, saúde pública, turismo, pesca e aquicultura, implicando em custos econômicos (LI; TSE; FOK, 2016). Seus impactos podem ser explicados pelo conceito ONE HEALTH¹, onde o plástico afeta todos os aspectos do ONE HEALTH (MORRISON et al., 2022). Além disso,

¹ abordagem colaborativa, multissetorial e transdisciplinar sobre a saúde humana e como ela está conectada a saúde dos animais, plantas e meio ambiente (ONE HEALTH, 2022)

os plásticos tem uma capacidade de exposição em todos os níveis de organização biológica, sendo um dos poucos contaminantes antrópicos com essa capacidade (MORRISON et al., 2022).

Este lixo plástico chega ao ambiente marinho através de fontes terrestres mediante os rios, o escoamento de água pluvial, pelos ventos e descargas de efluentes (Figura 2) (LEBRETON, et al. 2017; SHEAVLY; REGISTER, 2007). O restante do lixo tem origem marinha através da liberação direta por embarcações, operações militares e pela pesca (Figura 2) (JAMBECK, et al. 2015).

Figura 2 – Origem do lixo no ambiente marinho.



Fonte: Elaborado pela Autora.

O lançamento de efluentes de esgoto não tratado também têm atraído muita atenção da comunidade científica, devido aos seus efeitos tóxicos para o ambiente e organismos, sendo uma fonte crônica de poluição no ambiente marinho (DUARTE; DE MIRANDA, 2021). A sua presença no ambiente pode introduzir poluentes, patógenos microbianos e contaminantes químicos, os quais podem ter efeitos nocivos nos ecossistemas marinhos (VICTORIA; KUMARI; LAZARUS, 2022).

1.1 MICROPLÁSTICOS

Nos ecossistemas aquáticos, os plásticos estão sujeitos a uma fragmentação contínua por conta dos fatores físicos, químicos e biológicos, como a radiação ultravioleta, abrasão mecânica e degradação biológica por micro-organismos (DING et al., 2021; XIANG et al., 2021), o que pode gerar os microplásticos (MPs) que são definidos como partículas menores que 5 mm de acordo com a National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, 2021) e eles compreendem mais de 50% dos plásticos coletados em campo e sua presença já foi detectada em animais no mundo todo (NOAA, 2015; AU et al. 2017). Os MPs podem ser originários de fontes primárias e secundária. As primárias são aqueles propositadamente fabricados nesse tamanho microscópico (ex: produtos de beleza e pellets) ou oriundas de produtos têxteis (SFRISO et al., 2020). Enquanto isso, os secundários são aqueles oriundos da fragmentação de plásticos maiores já presentes no ambiente marinho devido a processos físicos, químicos e biológicos (BOM; SÁ 2021).

Em relação à composição química dos MPs, os principais polímeros que os compõem são polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), policloreto de vinila (PVC), politereftalato de etileno (PET) e poliuretano (PUR) (SEVERINI et al. 2019). Uma das diferenças entre estes é a sua densidade, a qual pode determinar a sua posição na coluna d'água, e por consequência o risco de exposição aos organismos (DESFORGES; GALBRAITH; ROSS, 2015). Os PS, PP e PE estão mais suscetíveis a serem encontrados nas primeiras camadas da zona pelágica, e PET e PVC na zona bentônica. Os MPs também podem ser classificados de acordo com sua forma, sendo: grânulos, fibras, fragmentos, filmes e esferas (CASTRO; DA SILVA; DE ARAÚJO, 2018). Contudo, os MPs estão sujeitos às mudanças em suas propriedades físico-químicas como, tamanho, forma, densidade, composição e carga devido a bioturbação, tempestades, ressurgência, radiação solar e oxidação (CARBERY; O'CONNOR; PALANISAMI, 2018; CORCORAN, 2022).

Desta maneira, a ocorrência de MPs nos ambientes aquáticos é um risco ambiental crescente que tem despertado muita atenção da comunidade científica e dos governos (XIANG et al., 2021). Isto, devido a sua lenta degradabilidade (WALKER, 2021), sua biodisponibilidade para ingestão por organismos (JIANG, 2018), e sua capacidade de absorver, transportar e transferir para organismos poluentes ambientais (CLAESSENS et al.,

2011). Um dos principais riscos ambientais é a biodisponibilidade deste para organismos aquáticos (SFRISO et al., 2020). Seu tamanho, densidade, abundância e cor os tornam mais biodisponíveis para ingestão (UGWU; HERRERA; GÓMEZ, 2021), sendo ingerido por bivalves (TENG et al. 2018), peixes (ROCHMAN et al. 2015), e organismos zooplânctônicos (DESFORGES; GALBRAITH; ROSS, 2015).

A ingestão de MPs por organismos aquáticos pode causar danos físicos, como abrasões e bloqueios internos nos sistemas digestivo e respiratório (AUTA; EMENIKE; FAUZIAH, 2017; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013), resultando em alimentação reduzida, lesões e até morte (DESFORGES; GALBRAITH; ROSS, 2015). Os MPs possuem uma relação de área de superfície/volume alta, e isto combinado com sua superfície apolar facilita a adsorção de poluentes ambientais e microrganismos encontrados na superfície aquática (CARBERY; O'CONNOR; PALANISAMI, 2018; LUO et al., 2022). Através da ingestão, estes são capazes de transportar os poluentes e microrganismos para os organismos (HERMSEN et al., 2018), podendo provocar danos químicos (UGWU; HERRERA; GÓMEZ, 2021), como, toxicidade aguda (ROMAN et al., 2019; LUO et al., 2022), perturbação na reprodução e malformação genética (OEHLMANN et al., 2009).

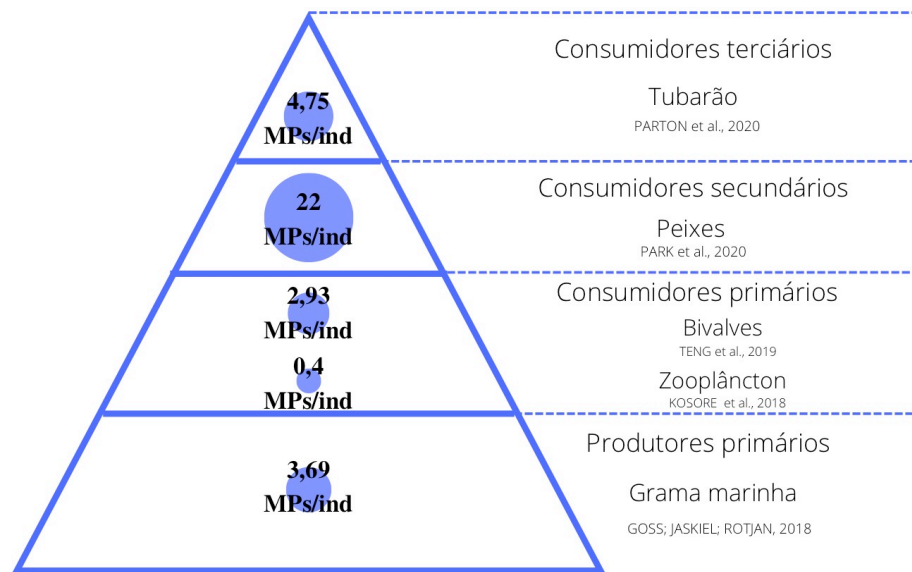
Os MPs podem afetar a saúde dos humanos também, sendo a ingestão de alimentos contaminados uma das principais vias de MPs no corpo humano (CAMPANALE et al., 2020). Uma vez no corpo humano, os MPs podem ser tóxicos devido a suas capacidades de induzir obstrução intestinal ou abraço de tecido (REVEL; CHÂTEL; MOUNEYRAL, 2018). Além disso, os MPs podem servir de vetor para a exposição de contaminantes ambientais, onde tais podem biomagnificar ao longo da cadeia trófica (REVEL; CHÂTEL; MOUNEYRAL, 2018).

1.2 ORGANISMOS SENTINELA

A escolha de quais organismos utilizar para avaliar a ocorrência de MPs depende do objetivo específico de cada estudo (Figura 3). Dentre os organismos utilizados na ocorrência de MPs, os bivalves merecem um foco especial devido a sua importância ecológica e comercial e, também, devido a sua alimentação por filtração que os tornam mais propícios a ingerirem e bioacumularem MPs (TENG et al., 2019). Além disso, somente no ano de 2019, foram cultivadas mais de 17 milhões de toneladas de ostras, mexilhões e vieiras no mundo (FAO, 2021). Em 2018/19, Santa Catarina foi responsável pela produção de mais de 30 mil

toneladas de moluscos, movimentando R\$80 milhões, sendo a maior produtora de ostras e mexilhões no Brasil e a segunda maior na América Latina (EPAGRI, 2020). A Baía Norte e Sul da Grande Florianópolis é responsável por 96,7% da produção de moluscos no Estado de Santa Catarina (EPAGRI, 2021). Sendo assim, a ocorrência de MPs em bivalves é de grande relevância e preocupação para a ecotoxicologia e aquicultura, visto que os bivalves são de grande interesse mundialmente (THIELE; HUDSON; RUSSELL, 2019).

Figura 3 – Ocorrência de MPs em diferentes organismos na cadeia trófica.



Fonte: Elaborado pela Autora.

Os bivalves são considerados organismos-modelo para avaliar impactos antropogênicos, como a poluição marinha, devido a sua alimentação por filtração e ao fato deles serem organismos sésseis, os quais os expõem diretamente aos poluentes na coluna da água (ZANETTE, 2011; VAN CAUWENBERGHE; JANSSEN, 2014; BAYEN; LEE; OBBARD, 2007; PATTERSON et al., 2021). Este estudo utilizou três espécies de bivalves para avaliar a ocorrência de MPs: *Crassostrea gigas*, *Perna perna* e *Nodipecten nodosus* (Figura 4).

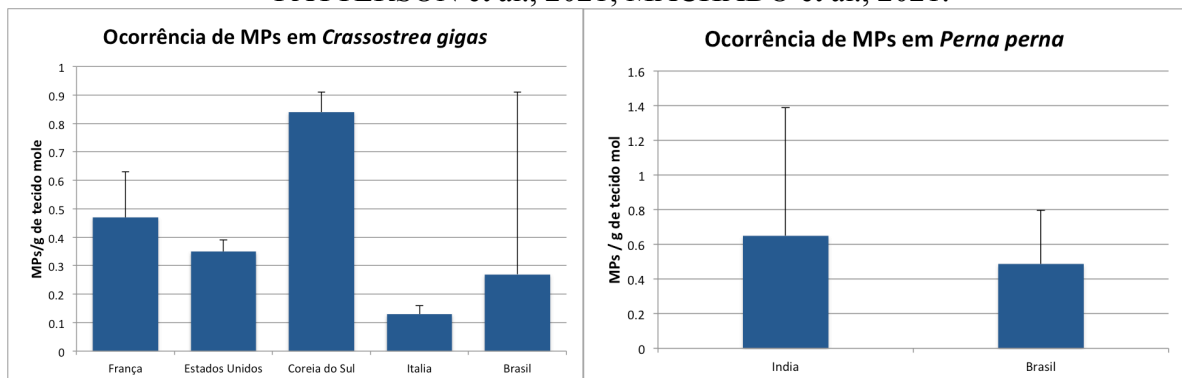
Figura 4 – As três espécies de bivalves utilizadas na ocorrência de MPs neste estudo. Bivalves utilizados nos experimentos: (A) *C. gigas*; (B) *P. perna*; (C) *N. nodosus*.



Fonte : Wikipedia.

A ostra *C. gigas* é o terceiro bivalve mais cultivado no mundo e o segundo mais cultivado no Brasil (FAO, 2016; EPAGRI, 2021). Ela é cultivada em muitas regiões do mundo devido a sua alta adaptabilidade a condições ambientais e pelo seu potencial de crescimento rápido (FAO, 2017). Estudos prévios já detectaram a presença de MPs em ostras *C. gigas* (Figura 5). Do mesmo modo, o mexilhão *P. perna* também é de grande importância comercial e é considerado um organismo sentinela para estudos de contaminação marinha (SANTANA et al., 2018), e a presença de MPs nessa espécie também já foi detectada (Figura 5).

Figura 5 – Ocorrência de MPs em *Crassostrea gigas* e *Perna perna*. Dados coletados dos estudos: VAN CAUWENBERGHE; JANSSE, 2014; BAECHLER et al., 2020; CHO et al., 2019; BONELLO; VARRELLA; PANE, 2018; SALDAÑA-SERRANO et al., 2022. PATTERSON et al., 2021; MACHADO et al., 2021.

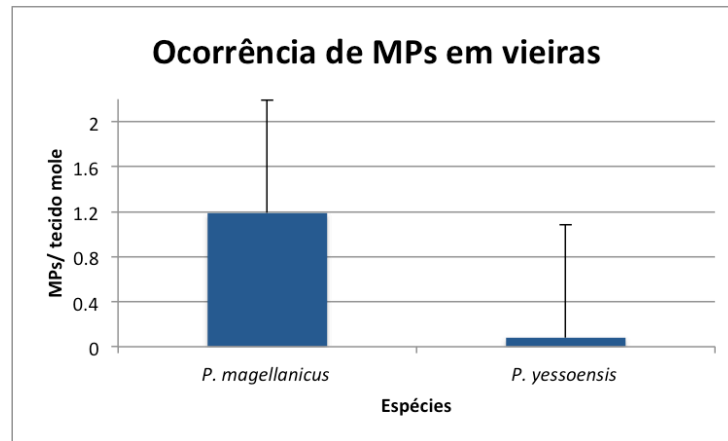


Fonte: Elaborado pela Autora.

Assim como os outros dois organismos citados anteriormente, a vieira *N. nodosus* também é de grande importância comercial e ecológica, sendo o molusco com o maior valor monetário/unidade (BUENO; DE ALMEIDA MARQUES; ROMA, 2010). Sua distribuição vai desde a região do Caribe até os arredores da Ilha de Santa Catarina (RUPP; PARSONS,

2004). Entretanto, diferente das outras espécies propostas neste trabalho, a vieira *N. nodosus* não vem sendo utilizada sistematicamente como organismo sentinela em estudos de ocorrência de microplásticos, fazendo com que este trabalho seja inovador. Contudo, estudos já realizaram a identificação de MPs em vieiras de outras espécies (Figura 6).

Figura 6 – Ocorrência de MPs em vieiras *Placopten magellanicus* e *Patinopecten yessoensis*. Dados coletados dos estudos: BOM; SÁ, 2022; CHO et al., 2019.



Fonte: Elaborado pela Autora.

É estimado que na Coreia, um humano consome cerca de 20 MPs por ano ao consumir bivalves (CHO et al., 2019). Portanto, nesta pesquisa pretende-se analisar a ocorrência de MPs no tecido de bivalves comercialmente importantes e linkar com o conceito ONE HEALTH.

2 HIPÓTESE

Os MPs estão presentes nas ostras *C. gigas*, nos mexilhões *P. perna* e nas vieiras *N. nodosus* de um cultivo localizado na Ilha de Santa Catarina, e sua presença pode estar relacionada com atividades antrópicas.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a ocorrência de MPs no tecido de três bivalves comerciais cultivados na Ilha de Santa Catarina, Brasil.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

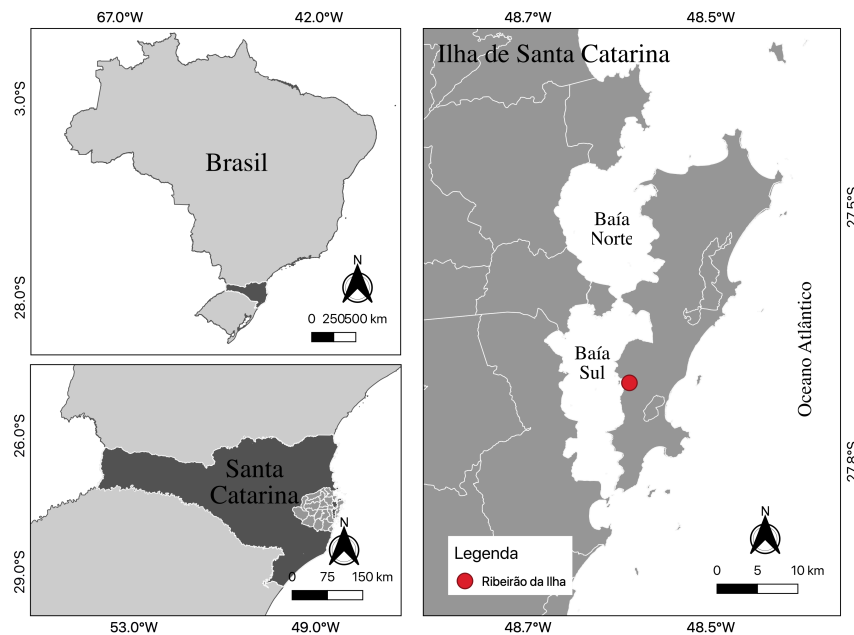
- Avaliar a ocorrência de MPs no tecido mole de ostras *C.gigas*, mexilhões *P. perna* e vieiras *N. nodosus* com o objetivo de investigar a poluição por MPs em organismos de cultivo de extrema importância;
- Caracterizar os MPs encontrados segundo sua forma, tamanho e cor para poder realizar uma comparação entre os MPs encontrados e suas possíveis fontes;
- Avaliar a presença e abundância de coliformes fecais termotolerantes na água adjacente ao cultivo afim de averiguar a influência do esgoto sanitário no cultivo.
- Verificar a composição química dos equipamentos de cultivo para uma posterior comparação com os MPs encontrados nos bivalves com o intuito de verificar se existe uma correlação entre estes;

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 COLETA E ÁREA DE ESTUDO

Foram coletados 10 organismos de cada espécie durante o inverno, no dia 02 de setembro de 2022 (SPARKS; AWE; MANEVELD, 2021), em um cultivo de bivalves localizado no Sul da Ilha de Santa Catarina, Brasil (Figura 7), diretamente das lanternas de cultivo. Estes foram limpos e transportados até o Laboratório de Biomarcadores de Contaminação Aquática e Imunoquímica (LABCAI), CCB, UFSC dentro de um cooler. Ao chegar ao Laboratório os organismos foram colocados dentro de um recipiente de vidro e cobertos por papel alumínio afim de evitar contaminação por MPs (informações detalhadas no item 4.5), e estocados no freezer -20°C até o dia das análises.

Figura 7 - Local de cultivo de bivalves localizado no Ribeirão da Ilha, na Baía Sul da Ilha de Santa Catarina, Brasil.



Fonte: Elaborado pela Autora.

4.2 PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS

Em conjunto à coleta de organismos foram realizadas análises dos parâmetros físicos e químicos da água (medidor multiparâmetro HI98194) no local de cultivo, tais como: temperatura (°C), profundidade (m), maré, salinidade, condutividade (mS/cm^3), oxigênio dissolvido (mg/L) e pH (BAYO; OLMOS; LÓPEZ-CASTELLANOS, 2020). Também foi coletado água para posterior análise de coliformes termotolerantes, coliforme fecais, DBO e detergentes (SILVA et al., 2019).

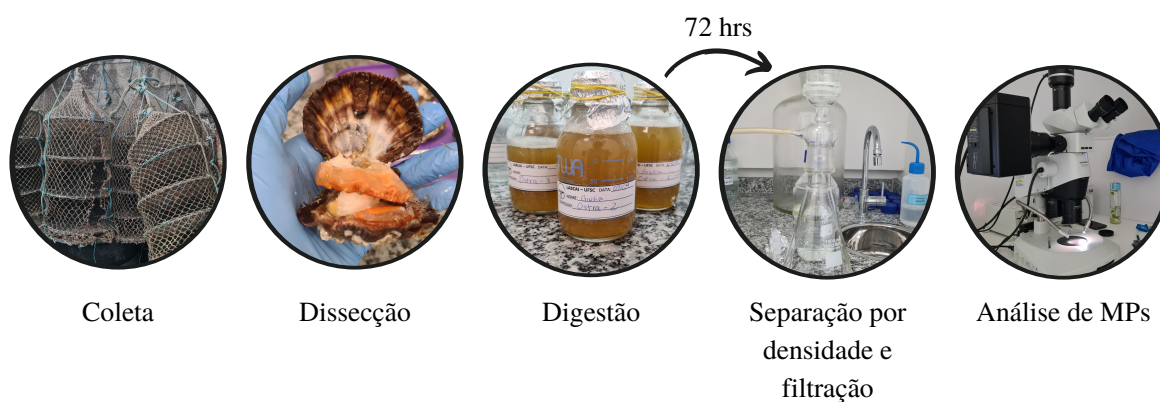
4.3 DIGESTÃO DO TECIDO MOLE E EXTRAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS

Dez organismos foram descongelados à temperatura ambiente por 2 horas. Subsequentemente, foi realizada a biometria destes. O comprimento da concha foi mensurado com um paquímetro e o peso total tecidos foram pesados com uma balança de precisão (RIVOIRA et al., 2020).

Na literatura não existe uma padronização na metodologia de extração e identificação de MPs em bivalves (DING et al., 2022). Tendo isto em vista, foram realizados testes

preliminares para avaliar qual a melhor metodologia para este projeto. Sendo assim, a digestão dos tecidos e extração dos MPs foi realizada seguindo o protocolo descrito por Avio et al. (2017) com modificações (Figura 8). Os organismos foram dissecados, o tecido extraído e colocado em frascos reagentes. Em seguida foi adicionada uma solução de KOH a 10% em uma razão mínima 5:1 (KOH: peso do tecido) (LI et al., 2018), e posteriormente fechado com papel alumínio para evitar a contaminação (ver item 5.5 para protocolo de controle de qualidade) (WANG et al., 2021). A seguir, os frascos Erlenmeyer foram colocados no agitador orbital a 50°C por 72h para a digestão do tecido mole dos organismos (DEHAUT et al., 2016; SPARKS; AWE; MANEVELD, 2021). Subsequentemente, o tecido digerido foi colocado dentro de um funil de separação de vidro e em seguida adicionado uma solução de NaCl (1,2g/cm³), com o intuito de gerar uma separação por densidade (YOZUKMAZ, 2021). A solução foi agitada e ficou decantando por uma hora. Após a decantação, o sobrenadante foi coletado em frascos Erlenmeyer. O tecido digerido foi filtrado com uma bomba a vácuo, utilizando um filtro de fibra de vidro 1,4 µm. Seguidamente, o microfiltro foi colocado em uma placa de Petri para a posterior caracterização física e química dos possíveis MPs.

Figura 8 - Protocolo de extração e análise de MPs



Fonte: Elaborado pela Autora.

4.4 ANÁLISES DE PLÁSTICOS

4.4.1 Microplásticos nos organismos

A primeira etapa foi analisar os filtros no microscópio estereoscópico de fluorescência (Olympus BX41) na magnificação 0,5x localizado no Laboratório Multiusuário de Estudos em Biologia (LAMEB) da UFSC.

4.4.2 Plásticos nos cultivos

Foram analisados os tipos de cordas e plásticos utilizados nos cultivos de bivalves, no local de coleta deste estudo, em relação ao seu polímero. No total 10 diferentes tipos de cordas e plásticos foram analisados utilizando a espectroscopia de infravermelho (ATR-FTIR; Argilent Technologies Cary 660 FTIR; ATR com cristal de ZnSe) na Central de Análises Química (CAEQA/UFSC). Cada espectrografia foi capturada entre 600 e 4000 cm^{-1} e, posteriormente, comparado com a base de dados PerkinElmer® database. O tipo de polímero foi determinado através da semelhança entre a base de dados e os picos das análises.

4.5 CONTROLE DE QUALIDADE

Com o intuito de evitar a contaminação das amostras, certas medidas foram tomadas. Foram utilizados jalecos 100% algodão (material polimérico natural) e luvas de nitrila sem pó (MONTAGNER et al., 2021). Além disso, todo o experimento foi realizado dentro de uma capela em um ambiente com baixa circulação de pessoas, a fim de evitar a contaminação atmosférica (RIVOIRA et al., 2020). Contudo, ainda há a possibilidade de contaminação atmosférica, diante disso, foi realizado um branco atmosférico por dia de experimento (RIVOIRA et al., 2020), onde água Milli-Q® filtrada previamente com um filtro de fibra de vidro 1,4 μm , foi colocada em uma placa Petri com um filtro no ambiente de experimento durante a duração deste. Esta membrana foi posteriormente analisada no microscópio óptico. Também foi testada a contaminação dos reagentes, onde todos os reagentes utilizados foram previamente filtrados 3x com filtro de fibra de vidro 1,4 μm (LI et al., 2018), após isto foram filtrados mais uma vez e este filtro foi analisado no microscópio óptico. Partículas com semelhança às encontradas no branco e nos reagentes foram excluídas dos resultados (HUPPERTSBERG; KNEPPER, 2020). Os beckers, provetas, funis de separação, placas de Petri e frascos reagente de vidro foram previamente lavados com água Milli-Q® filtrada, secados na estufa a 200°C por 24 horas (CHANG et al., 2021), e posteriormente cobertos com papel alumínio até o experimento (THIELE; HUDSON; RUSSEL., 2019). Os materiais usados para a dissecação foram autoclavados e entre a dissecação de cada organismo foram limpos com álcool 70%.

4.6 ANÁLISE DE DADOS

A abundância de MPs foi expressa em MPs/indivíduos (WANG et al., 2021) e MPs/g de tecido mole (VAN CAUWENBERGHE; JANSSEN, 2014). Os dados foram analisados quanto à normalidade (Shapiro-Wilk) e a homocedasticidade (Brown-Forsythe) das variâncias. Uma ANOVA de uma via foi usada para comparar a quantidade de MPs entre as espécies seguido pelo *post-hoc* de Tukey quando apropriado. As análises estatísticas e os gráficos com média e desvio padrão dos dados obtidos foram calculados no software GraphPad Prism 9.2.

5 RESULTADOS

5.1 PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS

No dia da coleta, a temperatura atmosférica estava 18°C e a direção do vento Norte (Fonte: <https://www.windguru.cz/105160>). Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados na água no cultivo estão listados na tabela abaixo (Tabela 1). Tanto coliforme fecal quanto total não foram detectados nas amostras de água. O valor de DBO foi menor que 2,0 e a quantidade de detergente foi de 0,19. O valor de oxigênio dissolvido presente na água foi de 9,31, a salinidade 31,5, o pH 8,23, a quantidade de sólido suspenso 24,05 e a condutividade 48,14. A temperatura da água estava 18,5°C e a maré estava baixa no momento da coleta.

Tabela 1 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água no cultivo.

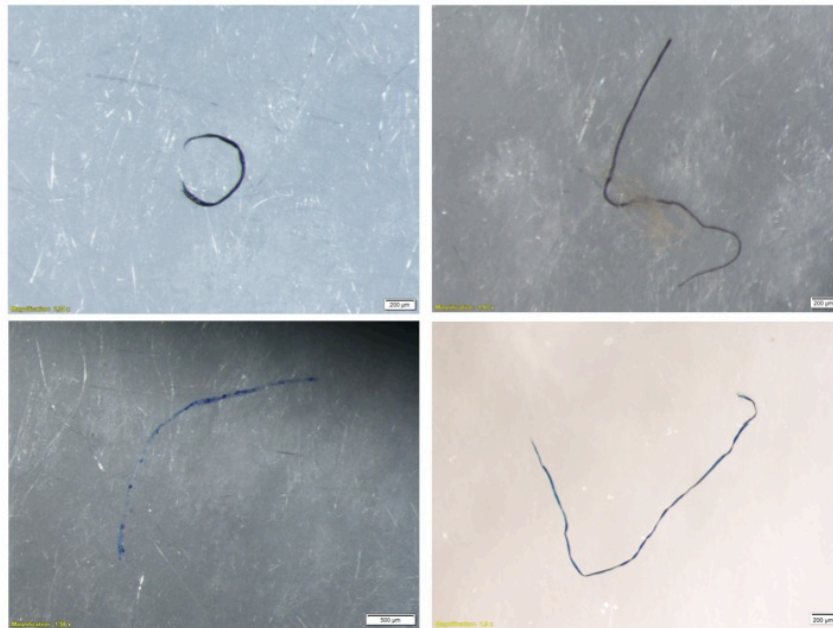
Parâmetro	Valores
Temperatura (°C)	18,5
Maré	Baixa
Salinidade	31,5
Condutividade	48,1
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	9,31
pH	8,2
Sólido Suspenso (mg/L)	24,0
Detergente (mg/L)	0,19
Coliforme Fecal (MPN/100ml)	Ausente
Coliforme Total (MPN/100ml)	Ausente
DBO (mg/L)	<2,0

5.2 OCORRÊNCIA DE MICROPLÁSTICOS

5.2.1 Controle de qualidade

A quantidade de MPs encontradas no branco atmosférico e no filtro dos reagentes foram cinco (Figura 9). Somente foram detectadas microfibras e estas variaram de 807,2 – 3885,6 μm . As cores presentes foram preto (60%) e azul (40%). Todas as microfibras semelhantes a estas encontradas foram excluídas dos resultados.

Figura 9 – Microfibras encontradas no branco atmosférico. Imagem gerada no LCME/UFSC. Escala bar: 200 μm .



Fonte: Elaborado pela Autora.

5.2.2 Microplásticos nos organismos

A Tabela 2 apresenta a média do peso do tecido mole e tamanho dos organismos, assim como a quantidade total e média de partículas de MPs encontradas nos organismos. Um total de 64 partículas foram encontradas entre as ostras, vieiras e mexilhões. A ostra apresentou a maior quantidade de partículas de MPs por indivíduo (0 – 10 MPs por ostra), seguido por vieira (0 – 4 MPs por vieira) e mexilhão (0 – 3 MPs por mexilhão). Do mesmo modo, as ostras apresentaram a maior quantidade de MPs por g de tecido mole (0,069 MPs/g

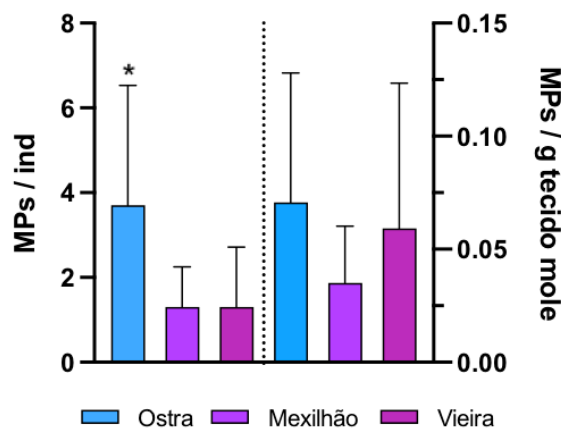
tecido mole), seguida pelas vieiras (0,0059 MPs/ g tecido mole), e os mexilhões apresentaram a menor quantidade (0,021 MPs/ g tecido mole). Mais informações no Apêndice A.

Tabela 2 – Biometria e ocorrência de MPs nas ostras *Crassostea gigas*, mexilhões *Perna perna* e vieiras *Nodipecten nodosus*.

Espécie	N	Altura (cm) Média ± DP	Comprimento Média ± DP	Peso tecido mole (g) Média ± DP	Organismos com MPs	Nº MPs	MPs/ ind	MPs/g tecido mole
<i>C. gigas</i>	10	12,68 ± 0,93	6,95 ± 0,622	53,71 ± 5,57	9	35	3,7	0,069
<i>P.perna</i>	10	9,36 ± 0,95	4,66 ± 0,52	37,80 ± 11,38	8	13	1,3	0,021
<i>N. nodosus</i>	10	6,30 ± 0,24	6,25 ± 0,24	21,01 ± 2,79	7	15	1,5	0,059

Na Figura 10 observa-se as quantidades de MPs/indivíduo e MPs/g de tecido mole e seus desvios padrões das ostras, vieiras e mexilhões. Houve diferença estatística entre a quantidade de MPs por indivíduo na ostra quando comparado com o mexilhão e a vieira. Enquanto isso, não houve diferença na quantidade de MPs por g de tecido mole nas diferentes espécies.

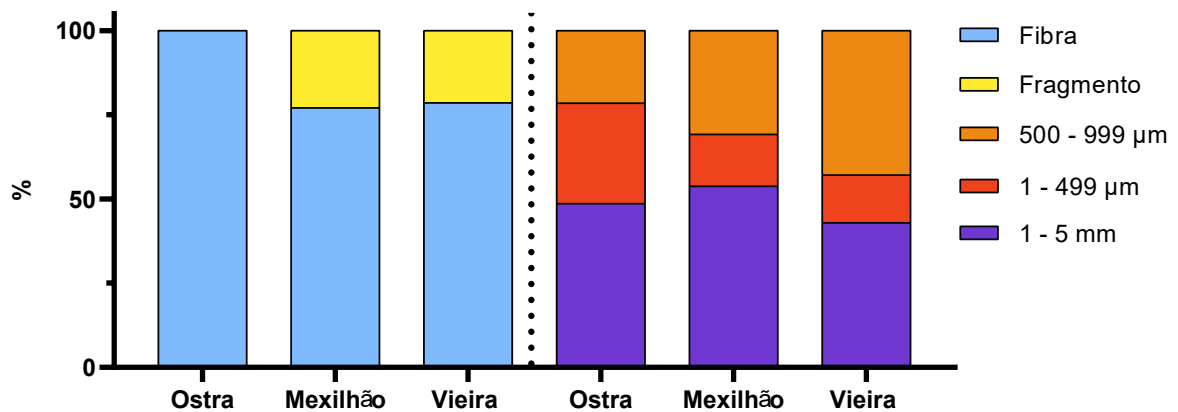
Figura 10 - Ocorrência de MPs por indivíduo e g de tecido mole nas ostras, vieiras e mexilhões. *: $p < 0,05$.



Fonte: Elaborado pela Autora.

A forma predominante dos MPs encontrados entre os organismos foi a fibra (90,5%), seguida do fragmento (9,5%) (Figura 11). O tamanho das fibras foi medido ao longo de seu comprimento e os fragmentos de acordo com o seu comprimento mais longo. E estas variaram entre 72,5 à 5138,1 µm onde maioria das partículas foi entre 1 e 5mm para todas as espécies (Figura 11).

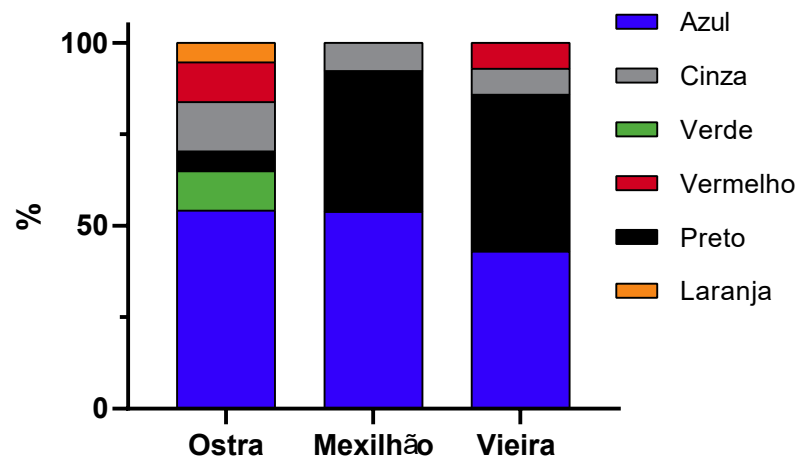
Figura 11 - Forma e tamanho dos MPs encontrados nas ostras, vieiras e mexilhões.



Fonte: Elaborado pela Autora.

A cor predominante entre as fibras foi azul (51,6%), preto (20,3%) e cinza (10,9%) (Figura 12). Também foi encontrado vermelho (7,8%), verde (6,3%), e laranja (3,1%). Enquanto isso, entre os fragmentos a cores encontradas foram preto (50%) e azul (50%).

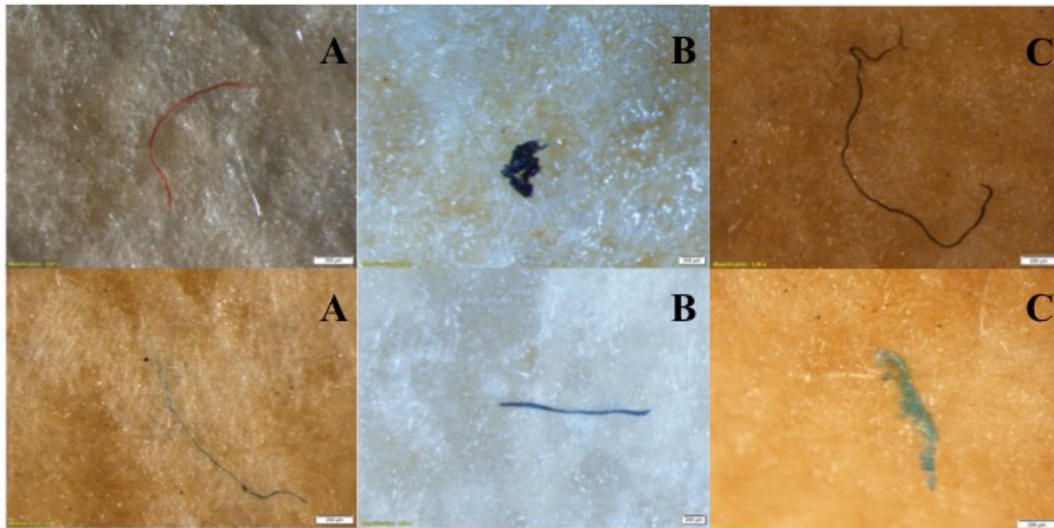
Figura 12 - Cores encontradas entre os MPs nas ostras, vieiras e mexilhões.



Fonte: Elaborado pela Autora.

A Figura 13 mostra as diferentes formas, tamanhos e cores dos MPs encontrados nas ostras, vieiras e mexilhões.

Figura 13 - Formas, tamanhos e cores dos MPs encontrados nos organismos. Microfibras e microfragmentos encontrados: (A) nas ostras; (B) nos mexilhões; (C) nas vieiras. Fonte: Imagem gerada no LCME/UFSC. Escala bar: 200µm.

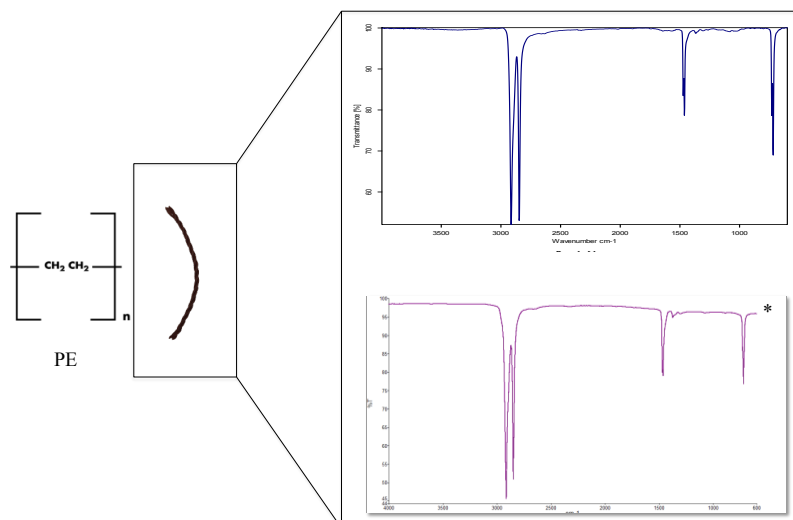


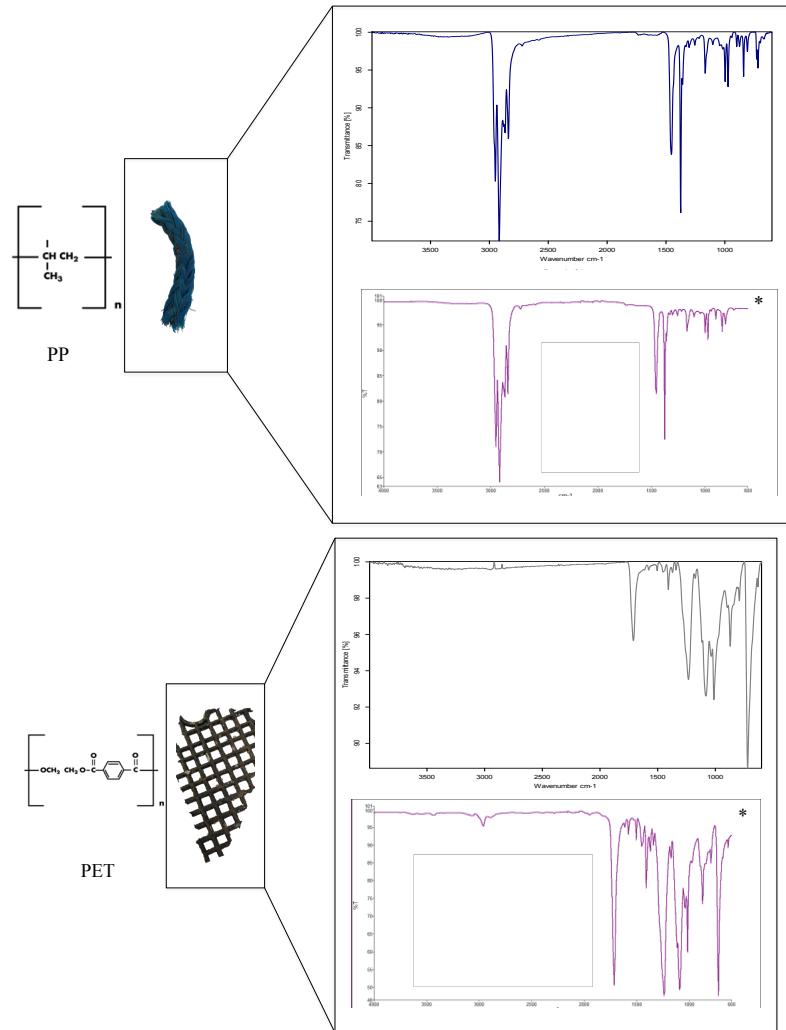
Fonte: Elaborado pela Autora.

5.2.3 Composição dos microplásticos

Nos materiais utilizados nos cultivos de bivalves deste estudo encontrou-se os polímeros PE de alta e baixa densidade, PET e PP (Figura 14). O polímero mais abundante foi o PE.

Figura 14 - Diferentes polímeros encontrados nos cultivos de bivalves. *: espectro de referência da base de dados PerkinElmer®. Imagem gerada no CAEQA/UFSC.





Fonte: Elaborado pela Autora.

6 DISCUSSÃO

6.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS

A poluição por esgoto nos ambientes marinhos é amplamente conhecida pelos seus efeitos nocivos (SALDAÑA-SERRANO et al., 2022), tais como excesso de matéria orgânica, nutrientes, poluentes e microrganismos potencialmente patogênicos (BAGI; SKOGERBØ, 2022). Sendo assim, o controle da qualidade das águas é de extrema importância, especialmente nos cultivos de bivalves. No Brasil, um dos métodos para mensurar a qualidade das águas costeiras é através de indicadores fecais, como os coliformes (MORESCO et al., 2012). Neste estudo, no qual a coleta foi conduzida no inverno, os níveis de coliformes fecais e totais foram abaixo dos níveis de detecção, diferente de outros estudos onde a concentração de coliforme fecal e total foram 1100 e 1400 MPN/100 ml, respectivamente, na mesma praia

só que coletado no verão (BASTOLLA et al., 2022). Esta diferença pode ser explicada pelo alto fluxo de turistas em Florianópolis no verão, o qual gera um aumento nos efluentes de esgoto e como consequência uma sobrecarga no tratamento destes, resultando em um aumento na concentração de coliformes (MORESCO et al., 2012).

Dentre os métodos de medição de poluição e excesso de matéria orgânica no ambiente marinho está a DBO. Este parâmetro representa o consumo de oxigênio utilizado por organismos aeróbicos na degradação da matéria orgânica no ambiente marinho, e é utilizada como uma medida de produtividade, quanto maior o valor, maior a demanda de oxigênio e matéria orgânica e, por consequência, mais poluído será o ambiente (IWUOZOR; GOLD, 2018). Neste caso, a temperatura da água também pode influenciar os níveis de DBO no ambiente, sendo menor em águas mais frias (MATTA et al., 2014). Neste estudo, o valor de DBO foi menor que 2,0 estando dentro dos valores exigidos pela resolução CONAMA 357/05 para águas salinas classe I. Esta baixa concentração pode ser explicada pela época de coleta, na qual as águas estavam mais frias e provavelmente havia menor lançamento de efluentes de esgoto no ambiente.

Além da DBO, os detergentes são utilizados como indicadores de poluição no ambiente marinho. Os detergentes são produtos químicos de limpeza solúveis em água. Estes chegam ao ambiente marinho mediante o escoamento de esgoto doméstico, agricultura e efluentes industriais (AZIZULLAH et al., 2021). Neste estudo, a concentração de detergente presente na água foi maior do que as encontradas no Ribeirão da Ilha no estudo da Bastolla et al. (2022), entretanto sua concentração continua sendo baixa.

Sendo assim, os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água coletada neste estudo indicam que o ambiente não apresentou altos níveis de poluição.

6.2 OCORRÊNCIA DE MICROPLÁSTICOS NOS ORGANISMOS

6.2.1 Microplásticos nos organismos

Ainda não existe uma padronização no protocolo de extração de MPs nos bivalves, sendo assim, a quantidade e características dos MPs podem variar dependendo do protocolo

(SEVERINI et al. 2019). Desta maneira, foi optado por artigos que utilizaram métodos parecidos aos adotados neste trabalho para se poder realizar uma comparação (Tabela 3).

Tabela 3 - Ocorrência de MPs em diferentes estudos com bivalves mundialmente.

Espécie	Local	Digestão	Identificação	MPs/ind	MPs/g de tecido mole	Tamanho dos MPs	Referência
<i>Crassostrea gigas</i>	Brasil	KOH 10%	Microscópio com câmera digital	11,62	0,68	0 - 0,5 mm	BOM; SÁ, 2022
	Brasil	KOH 10%	MEV/EDS	0,6	0,41	1 - 5 mm	SALDAÑA-SERRANO et al., 2022
	Coreia do Sul	KOH 10%	μFT-IR	0,77	0,07	0,1 - 0,2 mm	CHO et al., 2019
	China	KOH 10%	Microscópio com câmera digital	0,57	0,87	< 1 mm	ZHANG et al., 2022
	França	KOH 10%	μFT-IR	2,1	0,18	0,05 - 0,1 mm	PHUONG et al., 2018
	Tailândia	KOH 10%	ATR - FTIR	-	0,12	0 - 0,2 mm	CHEN; LEE; WALTHER, 2020
	Estados Unidos	KOH 10%	FT-IR	10,95	0,35	-	BAECHLER et al., 2019
<i>Perna perna</i>	Brasil	KOH 10%	Microscópio com câmera digital	3,7	0,07	1 - 5 mm	Este estudo
	Brasil	KOH 10%	Microscópio com câmera digital	10,75	0,82	0 - 0,5 mm	BOM; SÁ, 2022
	Índia	KOH 10% e H ₂ O ₂ 30%	ATR - FTIR	0,87 a 10,02	0,1 a 2,05	0,5 - 1 mm	PATTERSON et al., 2021
	Brasil	KOH 10%	Microscópio com câmera digital	8,3	1,4	0 - 0,5 mm	BOM; DE BRITO; SÁ, 2022
<i>Mytilus edulis</i>	Brasil	KOH 10%	Microscópio com câmera digital	1,3	0,02	1 - 5 mm	Este estudo
	Coreia do Sul	KOH 10%	μFT-IR	1,21	0,08	0,1 - 0,2 mm	CHO et al., 2019
	China	KOH 10%	Microscópio com câmera digital	7,95	0,21	< 1 mm	ZHANG et al., 2022
<i>Nodipecten nodosus</i> <i>Placopten magellanicus</i> <i>Patinopecten yessoensis</i>	França	KOH 10%	μFT-IR	0,6	0,23	0,05 - 0,1 mm	PHUONG et al., 2018
	Brasil	KOH 10%	Microscópio com câmera digital	1,3	0,06	1 - 5 mm	Este estudo
	Peru	KOH 10%	Microscópio com câmera digital	11,84	1,19	0 - 0,5 mm	BOM; SÁ, 2022
	Coreia do Sul	KOH 10%	μFT-IR	0,68	0,12	0,1 - 0,2 mm	CHO et al., 2019

Neste estudo a quantidade de MPs nas ostras *C. gigas* apresentou valores diferentes de MPs por indivíduos do que outros estudos conduzidos no Brasil em cultivos de bivalves localizados em Santa Catarina (Tabela 3) (BOM; SÁ, 2022; SALDAÑA-SERRANO et al., 2022). Entretanto, a quantidade de MPs por g de tecido mole foi menor do que os valores encontrados nos mesmos estudos. A diferença de MPs entre os estudos pode ser reflexo da

taxa de filtração/depuração das ostras e/ou da quantidade de MPs presentes no ambiente (CHO et al., 2019). Saldaña-Serrano et al. (2022) em seu estudo coletou as ostras no verão, época de alto fluxo de turistas em Florianópolis e por consequência altos índices de poluição no ambiente. Isto pode ser observado através da quantidade de coliformes presentes no ambiente observado no mesmo estudo são bem maiores do que neste trabalho, indicando um maior índice de poluição e possivelmente uma maior quantidade de MPs no ambiente e nos organismos.

Assim como no Brasil, já foram detectados MPs em ostras *C. gigas* na China (ZHANG et al., 2022), França (PHUONG et al., 2018), Coreia do Sul (CHO et al., 2019), Tailândia (CHEN; LEE; WALTHER, 2020) e Estados Unidos (BAECHLER et al., 2020). Quando comparado a este estudo as quantidades de MPs por g de tecido mole são maiores, exceto na Coreia do Sul que apresentaram quantidades semelhantes (Tabela 3). Como se tratam de estudos com metodologia semelhantes, a diferença de MPs pode ser explicada através dos fatores abióticos e microbiológicos do ambiente, assim como, os fatores biológicos dos organismos. Os fatores biológicos tamanho, sexo, taxa de filtração e gordura podem afetar a bioacumulação de MPs nos organismos (REGUERA; VIÑAS; GAGO, 2019).

A ocorrência de MPs nos mexilhões *P. perna* neste estudo foi menor do que em outros estudos realizados na Índia e Brasil (Tabela 3) (PATTERSON et al., 2021; BOM; SÁ, 2022; BOM; DE BRITO; SÁ, 2022). De acordo com Teng et al. (2019), a ocorrência de MPs nos mexilhões *P. perna* foi inversamente proporcional ao peso dos organismos. Tendo isto em vista, organismos menores estariam mais propensos a conter mais MPs, visto que o tamanho e o peso estão relacionados com as taxas de filtração e bombeamento, as quais diminuem com o ganho de peso (PATTERSON et al., 2021). O peso dos organismos neste estudo foi 3 vezes maior do que o de outros estudos. Portanto, a menor quantidade de MPs neste estudo pode estar relacionada com a diferença de peso entre os organismos.

Outro mexilhão utilizado para estudos de ocorrência de MPs é o *Mytilus edulis*, nos quais já foram detectados MPs na Coreia do Sul (CHO et al., 2019), China (ZHANG et al., 2022) e França (PHUONG et al., 2018). Estes apresentaram concentrações diferentes de MPs por indivíduo e por g de tecido mole quando comparados aos mexilhões *P. perna* deste estudo (Tabela 3). Como citado anteriormente, as diferentes concentração de MPs nos bivalves

podem ocorrer principalmente devido a dois fatores: 1) Fatores biológicos dos organismos, os quais variam entre as espécies e tempo de vida; e 2) Variação na concentração de MPs no ambiente onde habitam os organismos (BOM; DE BRITO; SÁ, 2022).

Após uma revisão bibliográfica não foram encontrados artigos sobre a ocorrência de MPs em vieiras *N. nodosus*. Entretanto, foram observados estudos com as vieiras *Placopten magellanicus* e *Patinopecten yessoensis* no Peru e Coreia do Sul, respectivamente (BOM; SÁ 2022; CHO et al., 2019). Quando comparadas a este estudo os valores foram diferentes. Assim como nas ostras e mexilhões, a diferença de MPs entre os estudos pode estar relacionada com os aspectos biológicos dos organismos e físico-químicos dos ambientes (BOM; SÁ 2021).

Quando comparado a abundância de MPs nos organismos deste estudo, as ostras apresentaram diferenças estatísticas nas concentrações de MPs por indivíduo em relação aos mexilhões e vieiras (Figura 10), corroborando com outros estudos (BOM; SÁ, 2022; CHO et al., 2019). Entretanto, quando comparados as quantidades de MPs/ g de tecido mole não existe uma diferença significativa entre as espécies, estando de acordo com outros estudos (PHUONG et al., 2018; LI et al., 2015). Em relação as diferenças entre a quantidade de MPs nos organismos, por estes estarem no mesmo ambiente outros aspectos parecem influenciar a bioacumulação de MPs como, a idade, sexo, porcentagem de gordura e taxa de filtração (REGUERA; VIÑAS; GAGO, 2019). Neste trabalho foi optado pela coleta de organismos com idades próximas, os quais foram cultivados entre dezembro/2021 e janeiro/2022. Deste modo, a taxa de filtração é uma das maiores variações na bioacumulação de MPs. Estima-se que as ostras *C. gigas* têm uma taxa de filtração de 5 L/h (BARILLÉ et al., 1997). Enquanto isso, os mexilhões *P. perna* podem filtrar entre 0,5 e 15 L/h dependendo do estágio de maturação, sendo que diminui com o ganho de peso (BERRY; SCHLEYER, 1983; BOM; DE BRITO; SÁ, 2022). Lagreze-Squella (2008), analisou as diferentes taxas de filtração da vieira *N. nodosus* em diferentes tamanhos e temperaturas de água, e nas condições do presente estudo foi estimado que as vieiras tenham uma taxa de filtração de 0,8 L/h. De acordo com Patterson et al. (2021) quanto maior as taxas de filtração maior será a quantidade de MPs nos organismos, deste modo, acredita-se que as taxas de filtração influenciaram uma maior quantidade de MPs no as ostras em comparação com os outros.

Em relação as características do MPs, neste estudo foi encontrado duas formas: a fibra e o fragmento. Entre estes, a forma mais presente foi a fibra corroborando com outros estudos (PATTERSON et al., 2021; BOM; SÁ, 2022; SALDAÑA-SERRANO et al., 2022). De acordo com a literatura, uma das formas mais presente de MPs nos oceanos são as fibras podendo assim explicar a maior quantidade de fibras nos organismos (REZANIA et al., 2018). Estas podem ser oriundas de roupas e dos seus efluentes das máquinas de lavar roupas, assim como, da fragmentação de grande itens de lixo, como garrafas e materiais de embalagem (REZANIA et al., 2018). Além disso, as fibras apresentam uma maior dificuldade de serem expelidas pelos organismos filtradores (KEISLING et al., 2020).

No entanto, Phuong et al. (2018) e Cho et al. (2019) encontraram fragmentos como a forma mais abundante em bivalves. Os microfragmentos geralmente entram no ambiente marinho por caminhos secundários através da quebra de macroplásticos já presentes na coluna d'água (KEISLING et al. 2020). Uma possível explicação para a diferença na quantidade de fragmentos e fibras presentes em cada estudo é que a origem e presença de MPs nos ambientes são diferentes entre as áreas analisadas (ROCHMAN; REGAN; THOMPSON, 2017).

Em relação ao tamanho das partículas, este trabalho apresentou uma alta concentração de fibras com comprimento maior do que o que foi encontrado em outros estudos (PATTERSON et al., 2021; REGUERA; VIÑAS; GAGO, 2019). Uma explicação para a presença de partículas com diferentes tamanhos é a metodologia de visualização dos MPs utilizada (SEVERINI et al., 2021). Os bivalves tem uma preferência por ingestão de partículas pequenas (0,01 – 1 mm), sendo mais difícil a ingestão de MPs maiores que 1 mm, sendo assim, a presença de MPs >1 mm provavelmente está aderido ao tecido mole dos organismos (PATTERSON et al., 2021).

As cores predominantes entre os MPs nos bivalves foi o azul e preto, corroborando com outros estudos realizados (LOZANO-HERNÁNDEZ et al., 2021; SALDAÑA-SERRANO et al., 2022). De acordo com Gago et al. (2018), azul é a cor mais utilizada na produção de roupas sintéticas (ex: calça jeans, camisetas, etc.) e, por consequência, uma das mais abundantes na água do mar e nos organismos. Apesar disso, as microfibras e microfragmentos azuis e pretos também podem ser oriundas dos equipamentos utilizados nas

fazendas de ostras (DIGKA et al. 2018), uma vez que estão em contato direto com os organismos e diretamente expostos a degradação ambiental dando origem a MPs secundários (Figura 15) (LOZANO-HERNÁNDEZ et al., 2021).

Figura 15 – Equipamentos utilizados na produção dos bivalves no local da coleta.



Fonte: Elaborado pela Autora.

6.2.2 Origem dos microplásticos

Um dos maiores desafios para identificar a origem dos MPs é não saber sua fonte e meios de dispersão (LOZANO-HERNÁNDEZ et al., 2021). Todavia, conhecer a composição química dos MPs fornece uma ferramenta para relacionar os MPs às suas origens (LOZANO-HERNÁNDEZ et al., 2021).

Os cultivos de bivalves foram considerados como uma possível fonte de contaminação devido a sua proximidade aos equipamentos de plástico, compostos pelos polímeros PP, PE e PET, utilizados na produção de lanternas, boias, cordas e redes (PHUONG et al., 2018). Na Figura 16, observa-se a contaminação de plásticos ao redor e nos cultivos de bivalves. Porém, é necessário uma validação química dos MPs nos organismos para entender a contaminação de MPs pela aquicultura. Outros trabalhos realizaram este tipo de análise. Phuong et al. (2018) demonstraram uma maior abundância de MPs em ostras e mexilhões de cultivos do que aqueles do ambiente natural, e mesmo que esta diferença não foi significativa, foi atribuída a uma maior contaminação de MPs nos organismos devido às atividades de aquicultura.

Figura 16 – Poluição encontrada no local de coleta e nos organismos analisados;



Fonte: Elaborado pela Autora.

Outra possível fonte de contaminação de MPs no ambiente é através dos efluentes de esgoto, pois nem todas são retidas no tratamento de esgoto (TADSUWAN; BABEL, 2021), chegando assim ao ambiente marinho. A composição química destes varia de acordo com a coleta de esgoto, porém, os polímeros mais comumente encontrados são o PE e PP (NGO et al., 2019).

7 CONCLUSÃO

Este estudo fornece informações sobre a ocorrência e características de MPs em espécies comercialmente importantes de bivalves de cultivo na Ilha de Santa Catarina, um importante polo de maricultura no Brasil. Além disso, este estudo contribui para a avaliação global dos impactos dos MPs através de um conjunto de dados que permite a comparação da abundância de MPs entre as ostras (*C. gigas*), mexilhões (*P. perna*) e vieiras (*N. nodosus*) dos mesmos locais de coleta. As ostras apresentaram uma maior quantidade de MPs por indivíduo, o qual pode estar relacionado às maiores taxas de filtração desta espécie. Entretanto, são necessários mais estudos sobre a fisiologia dos organismos para melhor entender a bioacumulação de MPs nestas espécies. Em relação aos resultados qualitativos, diferentes cores de MPs foram encontradas entre os animais, com uma alta abundância de azul e preto. Maioria dos MPs foram fibras, onde mais de 40% dos MPs recuperados nas três espécies variou entre 1 e 5 mm. As informações deste estudo são um importante indicador da saúde dos bivalves para os gestores ambientais, para a indústria da aquicultura e o público em geral. Porém, esta

contribuição pode ser consideravelmente melhorada através de uma identificação química dos MPs, podendo auxiliar na identificação da fonte destes no ambiente marinho.

8 PERSPECTIVAS FUTURAS

Como futuras análises para complementar este estudo pretende-se:

- Realizar a caracterização química dos MPs encontrados nas três espécies;
- Verificar a existência de uma correlação entre os MPs encontrados nos organismos e aqueles do cultivo;
- Avaliar a concentração de LABs nos organismos;
- Verificar a correlação entre as quantidades de LABs e MPs nos organismos.

REFERÊNCIAS

ALKHADHER, S. A. A. et al. Determination of linear alkylbenzenes (LABs) in mangrove ecosystems using the oyster *Crassostrea belcheri* as a biosensor. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, p. 111115, 2020.

AMIN, A. H.C.; FARIAS, M. F.; CARNEIRO, D. A. A. Biodiversidade Marinha Brasileira: a importância da conservação marinha e o cumprimento dos compromissos internacionais pelo Brasil. **Cadernos de Direito**, v. 20, n. 38, p. 53-76, 2021.

ARAGAW, T. A. Surgical face masks as a potential source for microplastic pollution in the COVID-19 scenario. **Marine Pollution Bulletin**, v. 159, p. 111517, 2020.

AU, S. Y. et al. Trophic transfer of microplastics in aquatic ecosystems: identifying critical research needs. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 13, n. 3, p. 505-509, 2017.

AVIO, C. G. et al. Training course on “ Extraction and characterization of microplastics from marine organisms ”. **JPI-OCEANS PROJECT : EPHEMARE**. n. March, 2017.

AZIZULLAH, A. et al. Detergents Pollution in Freshwater Ecosystems. In: Anthropogenic Pollution of Aquatic Ecosystems. **Springer, Cham**, p. 245-270. 2021.

BAECHLER, B. R. et al. Microplastic concentrations in two Oregon bivalve species: Spatial, temporal, and species variability. **Limnology and Oceanography Letters**, v. 5, n. 1, p. 54-65, 2020.

BAGI, A.; SKOGERBØ, G. Tracking bacterial pollution at a marine wastewater outfall site— A case study from Norway. **Science of The Total Environment**, v. 829, p. 154257, 2022.

BARILLÉ, L. et al. Effects of high natural seston concentrations on the feeding, selection, and absorption of the oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 212, n. 2, p. 149-172, 1997.

BARRETT, L. T. et al. Sustainable growth of non-fed aquaculture can generate valuable ecosystem benefits. **Ecosystem Services**, v. 53, p. 101396, 2022.

BASTOLLA, C. LV et al. Molecular changes in oysters *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) from aquaculture areas of Santa Catarina Island bays (Florianópolis, Brazil) reveal anthropogenic effects. **Chemosphere**, v. 307, p. 135735, 2022.

BAYEN, S.; LEE, H. K.; OBBARD, J. P. Exposure and response of aquacultured oysters, *Crassostrea gigas*, to marine contaminants. **Environmental Research**, v. 103, n. 3, p. 375-382, 2007.

BAYO, J.; OLMOS, S.; LÓPEZ-CASTELLANOS, J. Microplastics in an urban wastewater treatment plant: The influence of physicochemical parameters and environmental factors. **Chemosphere**, v. 238, p. 124593, 2020.

BERRY, P. F.; SCHLEYER, M. H. The brown mussel *Perna perna* on the Natal Coast, South Africa: utilization of available food and energy budget. **Marine Ecology Progress Series**. Oldendorf, v. 13, n. 2, p. 201-210, 1983.

BHUYAN, M. S. et al. Plastics in marine ecosystem: a review of their sources and pollution conduits. **Regional Studies in Marine Science**, v. 41, p. 101539, 2021.

BOM, F. C.; DE BRITO, W. V. F.; SÁ, F.. Microplastics concentration in bivalve of economic importance, a case study on the southeastern Brazilian coast. **Regional Studies in Marine Science**, v. 52, p. 102346, 2022.

BOM, F. C.; SÁ, F.. Are bivalves a source of microplastics for humans? A case study in the Brazilian markets. **Marine Pollution Bulletin**, v. 181, p. 113823, 2022.

BOM, F. C.; SÁ, F. Concentration of microplastics in bivalves of the environment: a systematic review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 12, p. 1-30, 2021.

BONELLO, G.; VARRELLA, P.; PANE, L. First evaluation of microplastic content in benthic filter-feeders of the Gulf of La Spezia (Ligurian Sea). **Journal of Aquatic Food Product Technology**, v. 27, n. 3, p. 284-291, 2018.

BUENO, R. S.; DE ALMEIDA MARQUES, H. L.; ROMA, R. P. C. R. Crescimento e sobrevivência da vieira *Nodipecten nodosus* (Linnaeus, 1758),(Mollusca: Pectinidae) em diferentes estruturas de cultivo na Praia Grande do Bonete, Ubatuba, Estado de São Paulo. **Biotemas**, v. 23, n. 1, p. 121-130, 2010.

CAMPANALE, C. et al. A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. **International journal of environmental research and public health**, v. 17, n. 4, p. 1212, 2020.

- CARBERY, M.; O'CONNOR, W.; PALANISAMI, T. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. **Environment International**, v. 115, p. 400-409, 2018.
- CASTRO, R. O; DA SILVA, M. L; DE ARAÚJO, F. V. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. **Ocean & Coastal Management**, v. 165, p. 385-400, 2018.
- CHEN, J. Y.S.; LEE, Y.C.; WALTHER, B A. Microplastic contamination of three commonly consumed seafood species from Taiwan: A pilot study. **Sustainability**, v. 12, n. 22, p. 9543, 2020.
- CHO, Y. et al. Abundance and characteristics of microplastics in market bivalves from South Korea. **Environmental Pollution**, v. 245, p. 1107-1116, 2019.
- CLAESSENS, M. et al. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 10, p. 2199-2204, 2011.
- COE, J. M.; ROGERS, D. (Ed.). Marine debris: sources, impacts, and solutions. **Springer Science & Business Media**, 2012.
- CONCHUBHAIR, D. Ó. et al. Joint effort among research infrastructures to quantify the impact of plastic debris in the ocean. **Environmental Research Letters**, v. 14, n. 6, p. 065001, 2019.
- CORCORAN, P. L. Degradation of microplastics in the environment. In: **Handbook of Microplastics in the Environment**. Springer, Cham, 2022. p. 531-542.
- DĄBROWSKA, J. et al. Marine waste—sources, fate, risks, challenges and research needs. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 2, p. 433, 2021.
- DEHAUT, A. et al. Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. **Environmental Pollution**, v. 215, p. 223-233, 2016.
- DESFORGES, J. W.; GALBRAITH, M.; ROSS, P. S. Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 69, n. 3, p. 320-330, 2015.
- DIGKA, N. et al. Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 30-40, 2018.
- DING, J. et al. Towards risk assessments of microplastics in bivalve mollusks globally. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 10, n. 2, p. 288, 2022.
- DING, J. et al. Microplastics in four bivalve species and basis for using bivalves as bioindicators of microplastic pollution. **Science of the Total Environment**, v. 782, p. 146830, 2021.
- DUARTE, C. M.; DE MIRANDA, M. G. Poluição da baía de Guanabara: esgoto sanitário e efluentes. **Ciência e Natura**, v. 43, p. 69, 2021.

EPAGRI. Números da agropecuária catarinense - 2020. Florianópolis, SC. 64p. **Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina - Epagri**, 2020.

EPAGRI. Síntese anual da agricultura de Santa Catarina. Tradução . 1. ed. Florianópolis, SC: **Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina - Epagri**, v.1 2021.

FAO, I. F. A. D. et al. The state of food security and nutrition in the world 2017. Building resilience for peace and food security. **FAO, Rome**, 2017.

FAO. Food and agriculture organization of the United Nations. Aquaculture productions statistics 2007-2016. Rome, Italy. **FAO Fisheries Circular**, 815, v. 10, p.197. 2016.

GAGO, J. et al. Synthetic microfibers in the marine environment: a review on their occurrence in seawater and sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 127, p. 365-376, 2018.

GOSS, H. JASKIEL, J.; ROTJAN, R. Thalassia testudinum as a potential vector for incorporating microplastics into benthic marine food webs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 1085-1089, 2018.

HAGHSHENAS, E.; GHOLAMALIFARD, M.; MAHMOUDI, N. Ecosystem services trade-offs informing impacts of marine aquaculture development in the southern Caspian Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 171, p. 112792, 2021.

HERMSEN, E. et al. Quality criteria for the analysis of microplastic in biota samples: a critical review. **Environmental Science & Technology**, v. 52, n. 18, p. 10230-10240, 2018.

HIDALGO-RUZ, V. et al. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 6, p. 3060-3075, 2012.

IWUOZOR, K.; GOLD, E. E. Physico-chemical parameters of industrial effluents from a brewery industry in Imo state, Nigeria. **Advanced Journal of Chemistry-Section A**, v. 1, n. 2, p. 66-78, 2018.

JAMBECK, J. R. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 768-771, 2015.

JIANG, F. et al. Effects of Microplastics in Marine Ecosystem. **Marine Pollution: Current Status, Impacts and Remedies**, v. 1, p. 231-255, 2019.

JIANG, J.-Q. Occurrence of microplastics and its pollution in the environment: A review. **Sustainable Production and Consumption**, v. 13, p. 16-23, 2018.

KEISLING, C. et al. Low concentrations and low spatial variability of marine microplastics in oysters (*Crassostrea virginica*) in a rural Georgia estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, p. 110672, 2020.

KOMAKI, N. A.; BAKHTIARI, A. R. Determination of the Concentration of Linear Alkylbenzene Compounds in Surface Sediments of Rivers in the East of Mazandaran. **Journal of Water and Wastewater**, v. 31, n. 4, p. 172-183, 2020.

KOSORE, C. et al. Occurrence and ingestion of microplastics by zooplankton in Kenya's marine environment: first documented evidence. **African Journal of Marine Science**, v. 40, n. 3, p. 225-234, 2018.

LAIST, D. W. Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, n. 6, p. 319-326, 1987.

LANDON-LANE, M. Corporate social responsibility in marine plastic debris governance. **Marine Pollution Bulletin**, v. 127, p. 310-319, 2018.

LANDRIGAN, P. J. et al. Human health and ocean pollution. **Annals of global health**, v. 86, n. 1, 2020.

LEBRETON, L. C. M et al. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, p. 15611, 2017.

LI, H.-X. et al. Microplastics in oysters *Saccostrea cucullata* along the Pearl River estuary, China. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 619-625, 2018.

LI, W. C.; TSE, H. F.; FOK, L. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. **Science of the total environment**, v. 566, p. 333-349, 2016.

LIANG, X.; PARK, M.; STENSTROM, M. K. Socio-economic factors of high trash generation in the city of Los Angeles. **Water Science and Technology**, v. 80, n. 3, p. 408-417, 2019.

LOZANO-HERNÁNDEZ, E. A. et al. Microplastic concentrations in cultured oysters in two seasons from two bays of Baja California, Mexico. **Environmental Pollution**, v. 290, p. 118031, 2021.

LUO, H. et al. Environmental behaviors of microplastics in aquatic systems: A systematic review on degradation, adsorption, toxicity and biofilm under aging conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 423, p. 126915, 2022.

MAArE : Monitoramento ambiental da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo e entorno / Organização: Bárbara Segal...[et al.]. – 1. ed. - Florianópolis : UFSC/MAArE, 2017. 268 p. : il., gráf., tab.

MACHADO, J. A. et al. Análise da presença de microplástico em bivalves (*Perna perna*): um estudo de caso em matinhos, litoral do Paraná. **Guaju**, v. 7, n. 1, p. 156-179, 2021.

MACLEOD W.D, et al., Extractable toxic organic components In: standard analytical procedures of the NOAA 654 national analytical facility, 1985–1986. 2nd edn. **U.S. Department of Commerce, NOAA/ NMFS Tech. Memo.** p 121. 1986.

MASOOD, N. et al. Monitoring of linear alkyl benzenes (LABs) in riverine and estuarine sediments in Malaysia. **Environmental Geochemistry and Health**, p. 1-16, 2021.

MATTA, G. et al. Effect of industrial effluent on ground water quality with special reference to DO, BOD and COD. **Journal of Sustainable Environmental Research**, v. 3, n. 2, p. 183-186, 2014.

MORESCO, V. et al. Microbiological and physicochemical analysis of the coastal waters of southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 1, p. 40-48, 2012.

MORRISON, M. et al. A growing crisis for One Health: Impacts of plastic pollution across layers of biological function. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, 2022.

MURRAY, O. M. et al. Respirators and surgical facemasks for COVID-19: implications for MRI. **Clinical Radiology**, v. 75, n. 6, p. 405-407, 2020.

NGO, P. Li. et al. Pathway, classification and removal efficiency of microplastics in wastewater treatment plants. **Environmental Pollution**, v. 255, p. 113326, 2019.

NOAA, 2015. A NOAA MDP research project focuses on types and abundance of microplastics. Detecting microplastics in the marine environment. Disponível em: <http://marinedebris.noaa.gov/research/detecting-microplastics-marine-environment>. Acesso em: 21. fev. 2022.

NOAA. What are microplastics? National Ocean Service website, <https://oceanservice.noaa.gov/facts/microplastics.html>, 02/26/21.

NUNES, I.B. et al. Gestão de áreas costeiras e marinhas protegidas no nordeste do Brasil. **CIÊNCIAS DO MAR, dos oceanos do mundo ao Nordeste Brasileiro**, 2021.

OEHLMANN, J. et al. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2047-2062, 2009.

One Health (2022). Disponível em: <https://www.cdc.gov/onehealth/index.html> (Acesso em: dezembro 13, 2022).

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

PARTON, K. J. et al. Investigating the presence of microplastics in demersal sharks of the North-East Atlantic. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1-11, 2020.

PATTERSON, J. et al. Microplastic contamination in Indian edible mussels (*Perna perna* and *Perna viridis*) and their environs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 171, p. 112678, 2021.

PHUONG, N. N. et al. Factors influencing the microplastic contamination of bivalves from the French Atlantic coast: location, season and/or mode of life?. **Marine Pollution Bulletin**, v. 129, n. 2, p. 664-674, 2018.

REGUERA, P.; VIÑAS, L.; GAGO, J. Microplastics in wild mussels (*Mytilus* spp.) from the north coast of Spain. **Scientia Marina**, v. 83, n. 4, p. 337-347, 2019.

REVEL, M.; CH TEL, A.; MOUNEYRAC, C.. Micro (nano) plastics: A threat to human health?. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 1, p. 17-23, 2018.

REZANIA, S. et al. Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: A review of recent studies. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p. 191-208, 2018.

RIVOIRA, L. et al. Microplastic in marine environment: reworking and optimisation of two analytical protocols for the extraction of microplastics from sediments and oysters. **MethodsX**, v. 7, p. 101116, 2020.

ROCHMAN, C. M. et al. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. **Scientific Reports**, v. 5, p. 14340, 2015.

ROCHMAN, C. M.; REGAN, F.; THOMPSON, R. C. On the harmonization of methods for measuring the occurrence, fate and effects of microplastics. **Analytical Methods**, v. 9, n. 9, p. 1324-1325, 2017.

ROMAN, L. et al. Is plastic ingestion in birds as toxic as we think? Insights from a plastic feeding experiment. **Science of the Total Environment**, v. 665, p. 660-667, 2019.

RUPP, G. S.; PARSONS, G. J. Effects of salinity and temperature on the survival and byssal attachment of the lion's paw scallop *Nodipecten nodosus* at its southern distribution limit. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 309, n. 2, p. 173-198, 2004.

SALDAÑA-SERRANO, M. et al. Microplastics and linear alkylbenzene levels in oysters *Crassostrea gigas* driven by sewage contamination at an important aquaculture area of Brazil. **Chemosphere**, v. 307, p. 136039, 2022.

SANTANA, M. FM et al. Continuous exposure to microplastics does not cause physiological effects in the cultivated mussel *Perna perna*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 74, n. 4, p. 594-604, 2018.

SEVERINI, M. et al. 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**, v. 32, p. 100829, 2019.

SHEAVLY, S. B.; REGISTER, K. M. Marine debris & plastics: environmental concerns, sources, impacts and solutions. **Journal of Polymers and the Environment**, v. 15, n. 4, p. 301-305, 2007.

SILVA, M. M. et al. Dispersal of potentially pathogenic bacteria by plastic debris in Guanabara Bay, RJ, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 141, p. 561-568, 2019.

SPARKS, C.; AWE, A.; MANEVELD, J. Abundance and characteristics of microplastics in retail mussels from Cape Town, South Africa. **Marine Pollution Bulletin**, v. 166, p. 112186, 2021.

- TADSUWAN, K.; BABEL, S. Microplastic contamination in a conventional wastewater treatment plant in Thailand. **Waste Management & Research**, v. 39, n. 5, p. 754-761, 2021. hardly comparable.
- TENG, J. et al. Microplastic in cultured oysters from different coastal areas of China. **Science of the Total Environment**, v. 653, p. 1282-1292, 2019.
- THIELE, C. J.; HUDSON, M. D.; RUSSELL, A. E. Evaluation of existing methods to extract microplastics from bivalve tissue: Adapted KOH digestion protocol improves filtration at single-digit pore size. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, p. 384-393, 2019.
- TIRKEY, A.; UPADHYAY, L. S. B.. Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 170, p. 112604, 2021.
- UGWU, K.; HERRERA, A.; GÓMEZ, M. Microplastics in marine biota: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 169, p. 112540, 2021.
- VAN CAUWENBERGHE, L.; JANSSEN, C. R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. **Environmental Pollution**, v. 193, p. 65-70, 2014.
- VANDERWILDE, C. P.; NEWELL, J. P. Ecosystem services and life cycle assessment: A bibliometric review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 169, p. 105461, 2021.
- VICTORIA, N. S.; KUMARI, T. S. D.; LAZARUS, B. Assessment on impact of sewage in coastal pollution and distribution of fecal pathogenic bacteria with reference to antibiotic resistance in the coastal area of Cape Comorin, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 175, p. 113123, 2022.
- WALKER, T. R. (Micro) plastics and the UN sustainable development goals. **Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry**, v. 30, p. 100497, 2021.
- WANG, D. et al. Quantitative and qualitative determination of microplastics in oyster, seawater and sediment from the coastal areas in Zhuhai, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 164, p. 112000, 2021.
- WANG, Z.-M. et al. SEM/EDS and optical microscopy analyses of microplastics in ocean trawl and fish guts. **Science of The Total Environment**, v. 603, p. 616-626, 2017.
- WILHELM FILHO, D. et al. Seasonal changes in antioxidant defenses of the digestive gland of the brown mussel (*Perna perna*). **Aquaculture**, v. 203, n. 1-2, p. 149-158, 2001.
- WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483-492, 2013.
- XIANG, Y. et al. Microplastics and environmental pollutants: key interaction and toxicology in aquatic and soil environments. **Journal of Hazardous Materials**, v. 422, p. 126843, 2021.

YOZUKMAZ, A. Investigation of microplastics in edible wild mussels from İzmir Bay (Aegean Sea, Western Turkey): A risk assessment for the consumers. **Marine Pollution Bulletin**, v. 171, p. 112733, 2021.

ZAMORA, A. M. et al. Atlas do plástico-Fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. Rio de Janeiro: **Fundação Heinrich Böll**, p. 2020-11, 2020.

ZANETTE, J. et al. Salinity influences glutathione S-transferase activity and lipid peroxidation responses in the *Crassostrea gigas* oyster exposed to diesel oil. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 10, p. 1976-1983, 2011.

ZHANG, T. et al. Distribution and Characteristics of Microplastics in Barnacles and Wild Bivalves on the Coast of the Yellow Sea, China. **Plastic Pollution in the Bay Areas**, 2022.

APÊNDICE A

Tabela 4 – MPs/ind e MPs/g tecido mole em cada organismo para cada espécie.

Espécie	Organismo	MPs/ind	MPs/g tecido mole
<i>Crassostrea gigas</i>	1	10	0,201
	2	5	0,093
	3	2	0,041
	4	6	0,117
	5	4	0,079
	6	1	0,016
	7	3	0,059
	8	3	0,048
	9	0	0
	10	3	0,053
<i>Perna perna</i>	1	1	0,036
	2	1	0,019
	3	2	0,065
	4	3	0,052
	5	2	0,059
	6	1	0,02
	7	0	0
	8	1	0,032
	9	2	0,065
	10	0	0
<i>Nodipecten nodosus</i>	1	3	0,121
	2	2	0,091
	3	2	0,083
	4	0	0
	5	0	0
	6	4	0,191
	7	1	0,049
	8	0	0
	9	1	0,056
	10	1	0,061