



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Oceanografia

Marina Ribeiro Corrêa

**Microplásticos em ambientes marinhos e estuarinos:
revisão bibliográfica, distribuição (Baía de Ilha Grande - RJ), composição
do biofilme (Baía de Guanabara - RJ) e alterações na velocidade de
afundamento**

Rio de Janeiro

2023

Marina Ribeiro Corrêa

**Microplásticos em ambientes marinhos e estuarinos:
revisão bibliográfica, distribuição (Baía de Ilha Grande - RJ), composição do biofilme
(Baía de Guanabara - RJ) e alterações na velocidade de afundamento**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Processos Oceanográficos na Interface Continente-Oceano.

Orientadora: Prof.^a Dra. Gleyci Aparecida Oliveira Moser

Rio de Janeiro

2023

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/C

C824 Corrêa, Marina Ribeiro.
Microplásticos em ambientes marinhos e estuarinos: revisão bibliográfica, distribuição (Baía de Ilha Grande - RJ), composição do biofilme (Baía de Guanabara - RJ) e alterações na velocidade de afundamento / Marina Ribeiro Corrêa. – 2023.
107 f. : il.

Orientadora: Gleyci Aparecida Oliveira Moser.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Oceanografia.

1. Plásticos – Aspectos ambientais – Teses. 2. Sedimentos marinhos – Ilha Grande, Baía de (RJ) – Teses. 3. Sedimentos estuarinos – Ilha Grande, Baía de (RJ) – Teses. 4. Biofilmes – Teses.
I. Moser, Gleyci Aparecida Oliveira. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Oceanografia. III. Título.

CDU: 550.461(815.3)

Bibliotecária Responsável: Priscila Freitas Araujo/ CRB-7: 6390

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Marina Ribeiro Corrêa

**Microplásticos em ambientes marinhos e estuarinos:
revisão bibliográfica, distribuição (Baía de Ilha Grande - RJ), composição do biofilme
(Baía de Guanabara - RJ) e alterações na velocidade de afundamento**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Processos Oceanográficos na Interface Continente-Oceano.

Aprovada em 05 de Julho de 2023.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a. Gleyci Aparecida Oliveira Moser
Faculdade de Oceanografia - UERJ

Banca Examinadora: _____

Prof. Dr. Alexandre Macedo Fernandes
Faculdade de Oceanografia - UERJ

Prof.^a Dr.^a. Cristina Russi Guimarães Furtado (suplente interno)
Instituto de Química - UERJ

Prof. Dr. Wilson Thadeu Valle Machado
Universidade Federal Fluminense - UFF

Prof. Dr. Renato da Silva Carreira (suplente externo)
Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2023

AGRADECIMENTOS

Agradeço inicialmente à minha orientadora, Gleyci Moser, pela parceria em todo o processo do mestrado. Foram dois anos e meio de trabalho conjunto que renderam frutos dos quais nos orgulhamos e que me trouxeram de volta a paixão pela ciência. Assim como à toda a equipe do LabCult por todo o apoio com o projeto enquanto eu realizava os embarques; Domênica, Fernanda, Felipe, Júlia, Lara e Matheus. Este foi um trabalho realizado por muitas mãos.

Agradeço também ao professor Alexandre Fernandes por todo o suporte e abertura para discutirmos os resultados dos experimentos realizados neste trabalho. O contato com mestres como a Gleyci e o Alexandre embasou um ambiente saudável para que o processo de pesquisa do meu mestrado ocorresse; coexistindo com outros trabalhos. O apoio da equipe de trabalho foi peça primordial deste trabalho.

Sigo os agradecimentos enaltecendo a casa que me recebeu durante a pandemia, como dava para ser, com o amor e trabalho incrível de mestres que se desdoblaram para retornar os processos de educação, meu muito obrigada a Faculdade de Oceanografia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro pela acolhida. Destaco também meu agradecimento aos projetos CAPES-FCT Aircenter - *Modelagem Computacional e Experimentação Aplicadas ao Estudo da Dinâmica de Microplásticos no Ambiente Marinho* e FAPERJ-FCT Aircenter - *Desenvolvimento de Modelos Computacionais para Avaliação dos Processos de Interação e Transportes de Poluentes no Sistema Marinho*.

Para finalizar agradeço aquelas pessoas que dividem um pouco do peso dos dias, da profissão e da vida pessoal comigo. À profissional da saúde mental que me ajuda a sacudir a poeira toda vez que o patriarcado me deprecia de forma silenciosa; Marcela. À quem divide teto, aguenta minhas crises e minha desordem a tantos anos, além de prestarem apoio em muitas das etapas da realização deste trabalho; Bianca, Nathalia e Felipe. Às companheiras de vida que tão longe fisicamente mas pertinho nos processos; Amanda, Caterina, Gabriela, Larissa, Luana, Luciana, Samanta e Vitorya. À minha “primeira orientadora”, a mulher que me ensinou a estudar, que com toda a paciência organizou e enfeitou de *flor* meu jardim confuso de letras que saíam do lugar e linhas que se cruzavam, para eu conseguir me concentrar e aprender algo tão difícil como ler; Valentina. E por último e mais importante que tudo acima, é meu agradecimento a mulher que me trouxe ao mundo, me criou, me mandou estudar incansavelmente e me encorajou em todas as etapas até aqui; Sônia.

RESUMO

CORRÊA, Marina Ribeiro. **Microplásticos em ambientes marinhos e estuarinos**: revisão bibliográfica, distribuição (Baía de Ilha Grande - RJ), composição do biofilme (Baía de Guanabara - RJ) e alterações na taxa de afundamento. 2023. 107 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

As partículas de plástico menores que 5 mm são classificadas como microplásticos (MP), e representam a categoria numericamente mais abundante nos ambientes marinhos devido a constante fragmentação das partículas depois de liberadas no meio ambiente. Uma vez liberados nos corpos hídricos, os polímeros sintéticos são rapidamente colonizados por microrganismos incrustantes e/ou formadores de biofilme que secretam substâncias poliméricas extracelulares na superfície do plástico possibilitando a agregação de partículas e outros microrganismos. A formação de biofilmes pode acarretar o aumento da palatabilidade, assim como interferir na densidade e conseqüentemente na flutuabilidade das partículas de MP. As comunidades microbianas colonizadoras de MP divergem das comunidades de microrganismos formadores de biofilmes em substratos naturais, assim como destoam dos microrganismos que não formam biofilmes e estão suspensos ou soterrados no ambiente marinho, sugerindo que a presença de MP em ambientes marinhos pode favorecer o desenvolvimento de comunidade microbianas exóticas em detrimento das nativas, afetando negativamente as funções ecológicas e alterando os processos biogeoquímicos, além da capacidade de carregar organismos patogênicos. O presente trabalho é dividido em três capítulos. O Capítulo 1 consiste em uma revisão bibliográfica, cujo objetivo é identificar as principais lacunas existentes na pesquisa relacionada aos MP em ambientes marinhos e estuarinos, e indicar possíveis direções para expandir tanto o conhecimento global quanto o regional acerca da formação de biofilmes em MP e da composição das comunidades microbianas associadas a essas partículas. O Capítulo 2 abrange um estudo descritivo sobre a distribuição quantitativa e qualitativa de MP na Baía de Ilha Grande, visando avaliar a poluição por microplásticos nessa região, que foi pouco investigada até o momento. O Capítulo 3 é uma abordagem experimental com o propósito de descrever as comunidades de microrganismos associadas à micropartículas de diferentes polímeros incubados na Baía de Guanabara, assim como examinar as alterações ocasionadas pela presença de biofilmes no comportamento hidrodinâmico dos MP, com vistas a sua futura aplicação em modelos hidrodinâmicos para a Baía de Ilha Grande e Baía de Guanabara.

Palavras-chave: microplástico; biofilme; plastisfera.

ABSTRACT

CORRÊA, Marina Ribeiro. **Microplastics in marine and estuarine environments:** bibliographic review, distribution (Ilha Grande Bay - RJ), biofilm composition (Guanabara Bay - RJ) and changes in sinking rate. 2023. 107 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Plastic particles smaller than 5 mm are classified as microplastics (MP), and represent the numerically most abundant category in marine environments due to the constant fragmentation of particles after being released into the environment. Once released into water bodies, synthetic polymers are quickly colonized by biofilm-forming microorganisms that secrete extracellular polymeric substances on the surface of the plastic, enabling the aggregation of particles and other microorganisms. The formation of biofilms can lead to increased palatability, as well as interfere with the density and consequently the buoyancy of MP. The microbial communities that colonize MP differ from the communities of microorganisms that form biofilms on natural substrates, as well as differ from microorganisms that do not form biofilms and are suspended or buried in the marine environment, suggesting that the presence of MP in marine environments may favor the development of exotic microbial community to the detriment of native ones, negatively affecting ecological functions and altering biogeochemical processes, in addition to the ability to carry pathogenic organisms. This work is divided into three chapters. Chapter 1 consists of a literature review, whose objective is to identify the main gaps in research related to MP in marine and estuarine environments, and to indicate possible directions to expand both global and regional knowledge about the formation of biofilms in MP and the composition of the microbial communities associated with these particles. Chapter 2 covers a descriptive study on the quantitative and qualitative distribution of MP in Ilha Grande Bay, aiming to assess MP pollution in this region, which has been little investigated so far. Chapter 3 is an experimental approach with the purpose of describing the communities of microorganisms associated with microparticles of different polymers incubated in Guanabara Bay, as well as examining the changes caused by the presence of biofilms in the hydrodynamic behavior of MP, with a view to its future application. in hydrodynamic models for Ilha Grande Bay and Guanabara Bay.

Keywords: microplastics; biofilm; plastisphere.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Mapa global com símbolos indicativos da localização de amostras ou incubações realizadas por estudos descritivos da comunidade microbiana associada a MP publicados até final de 2022 em plataformas abertas ao acesso científico institucional.	22
Figura 2 –	Mapa de localização da Baía de Ilha Grande	38
Figura 3 –	Malha amostral dos pontos de coleta de microplásticos	39
Figura 4 –	Microplásticos coletados fotografados em microscópio eletrônico de varredura	43
Figura 5 –	Concentração e tipo de microplásticos < 1mm encontrados na Baía de Ilha Grande.....	45
Figura 6 –	Mapa de localização da Baía de Guanabara com destaque para o setor Urca e o local de incubação das micropartículas plásticas.....	57
Figura 7 –	Estrutura química do PET.....	58
Figura 8 –	Estrutura química do PE.....	59
Figura 9 –	Estrutura química do PLA	59
Figura 10 –	Estrutura de incubação de microplástico em ambientes aquáticos.....	60
Figura 11 –	Estrutura de incubação instalada em uma poita no setor Urca da Baía de Guanabara.....	64
Figura 12 –	Fotografia em microscópio estereoscópico binocular dos microplásticos após 30 dias de incubação.....	65
Figura 13 –	Análise de Componentes Principais (ACP), plano fatorial representado pelos componentes 1 e 2. Distribuição das comunidades de microorganismos associados à micropartículas de ácido polilático (PLA), polietileno (PE) e polietileno tereftalato (PET) após 30 dias (A) e 60 dias (B) de incubação na Baía de Guanabara.	68
Figura 14 –	Análise de Componentes Principais (ACP), plano fatorial representado pelos componentes 1 e 2. Distribuição das comunidades de microorganismos associados à micropartículas de ácido polilático (PLA), polietileno (PE) e polietileno tereftalato (PET) após 30 dias e 60 dias de incubação na Baía de Guanabara no plano fatorial.....	69

- Figura 15 – Foto em microscópio óptico Nikon em aumento de 400x de parte de um agregado de PLA, as áreas delimitadas por contorno azul são os MP e a massa cinza escura que envolve os MP é um espesso filme microbiano..... 71
- Figura 16 – Boxplot da velocidade de afundamento (W_s) das partículas de PET e PLA. Os pontos pretos representam a média de cada série, a linha vermelha representa a mediana, e a caixa em azul corresponde aos percentis 25 e 75 dos dados. Os limites das linhas tracejadas representam os valores máximo e mínimo amostrados, enquanto os limites da linha sólida o desvio padrão. Os pontos em X representam os agregados..... 72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Artigos que abordam a presença de microrganismos do biofilme em MP em ambientes marinhos no Brasil	32
Tabela 2 –	Metadados da coleta das amostras de água.....	41
Tabela 3 –	Informações das estações e proximidades observadas durante a coleta.	42
Tabela 4 –	Peso do material seco	44
Tabela 5 –	Categorização dos microplásticos menores que 1mm em tipo, cor e concentração	46
Tabela 6 –	Razões elementares das micropartículas plásticas analisadas em MEV-EDS.....	47
Tabela 7 –	Composição e abundância relativa da comunidade de microrganismos associados à micropartículas de ácido poliáctico (PLA), polietileno (PE) e polietileno tereftalato (PET) após 30 dias (A) e 60 dias (B) de incubação na Baía de Guanabara	66
Tabela 8 –	Variação do maior diâmetro das partículas utilizadas nos experimentos de sedimentação e velocidades de afundamento (W_s) mínima e máxima, assim como a velocidade de afundamento média, medidas para cada conjunto de partículas virgens	72
Tabela 9 –	Resultados do pós-teste de Dunn para os valores de velocidade de afundamento medidos para cada grupo de partículas.....	74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA-TAMOIOS	Área de Proteção Ambiental de Tamoios
BG	Baía de Guanabara
BIG	Baía de Ilha Grande
EDS	Espectroscopia por energia dispersiva
FT-IR	Infra-vermelho com Transformada de Fourier
MEV	Microscopia eletrônica de varredura
MP	Microplástico/Microplásticos
PE	Polietileno
PES	Poliéster
PEAD	Polietileno de alta densidade
PEBD	Polietileno de baixa densidade
PEBDL	Polietileno de baixa densidade linear
PET	Polietileno tereftalato
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PUR	Resina de poliuretano
PVC	Policloreto de vinila
SPE	Substâncias poliméricas extracelulares
UNESCO	Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
±	Mais ou menos
Δs	Deslocamento
Δt	Intervalo de tempo
ν	Viscosidade cinemática
°C	Graus Celsius
Al	Alumínio
C	Carbono
Ca	Cálcio
Cl	Cloro
Cr	Cromo
Cu	Cobre
Fe	Ferro
K	Potássio
kV	Quilovolts
Km ²	Quilômetro quadrado
L	Litro
m/s	Metro por segundo
mL	Mililitro
m ³	Metro cúbico
mg	Miligrama
cm	Centimetro
mm	Milímetro
nm	Nanômetro
μm	Micrômetro
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
Na	Sódio
O	Oxigênio

PSU	<i>Practical Salinity Unit</i>
Re	Número de Reynolds
S	Enxofre
Sn	Estanho
Ti	Titânio
Ws	Velocidade de afundamento
Zn	Zinco

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL.....	15
1	BIOFILMES EM MICROPLÁSTICOS: DA FORMAÇÃO AOS IMPACTOS	19
1.1	Introdução.....	19
1.2	Biofilmes em microplástico e seus efeitos ecológicos.....	21
1.3	Toxicidade e patógenos	23
1.4	Sedimentação de microplásticos.....	25
1.5	Uma solução para a poluição por plásticos?.....	28
1.6	Cenário brasileiro.....	30
1.7	Considerações finais.....	33
2	CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS NA BAÍA DE ILHA GRANDE (RJ).....	34
2.1	Introdução.....	34
2.2	Objetivos.....	36
2.3	Caracterização da área de estudo.....	37
2.4	Métodos.....	39
2.4.1	<u>Coleta e triagem das amostras de microplástico.....</u>	39
2.4.2	<u>Microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia de energia dispersiva ..</u>	40
2.5	Resultados.....	41
2.5.1	<u>Amostras coletadas.....</u>	41
2.5.2	<u>Análises quali-quantitativas dos microplásticos</u>	42
2.5.3	<u>Análise dos elementos químicos presentes nos microplásticos</u>	46
2.6	Discussão.....	48
2.7	Considerações finais.....	51
3	BIOFILMES EM MICROPLÁSTICOS DA BAÍA DE GUANABARA - RJ: COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES E ALTERAÇÕES NA VELOCIDADE DE AFUNDAMENTO	53
3.1	Introdução.....	53
3.2	Objetivos.....	55
3.3	Caracterização da área de estudo.....	56

3.4	Métodos	57
3.4.1	<u>Polímeros utilizados</u>	57
3.4.2	<u>Incubação de microplásticos para colonização natural</u>	60
3.4.3	<u>Análise de agregados e caracterização das comunidades de microrganismos</u>	60
3.4.4	<u>Experimento de sedimentação e cálculo da velocidade de afundamento das partículas e agregados</u>	61
3.4.5	<u>Análises estatísticas</u>	62
3.5	Resultados	64
3.5.1	<u>Incubação <i>in situ</i></u>	64
3.5.2	<u>Composição da comunidade da plastisfera</u>	64
3.5.3	<u>Formação de agregados</u>	70
3.5.4	<u>Alterações na velocidade de afundamento</u>	71
3.6	Discussão	74
3.6.1	<u>Comunidades da plastisfera</u>	74
3.6.2	<u>Alterações na velocidade de afundamento</u>	76
3.7	Considerações finais	79
	CONCLUSÃO GERAL	80
	REFERÊNCIAS	82
	APÊNDICE A – Ficha de comunidade da plastisfera de PET incubado por 30 dias na Baía de Guanabara.	100
	APÊNDICE B – Ficha de comunidade da plastisfera de PE incubado por 30 dias na Baía de Guanabara.	101
	APÊNDICE C – Ficha de comunidade da plastisfera de PLA incubado por 30 dias na Baía de Guanabara.	102
	APÊNDICE D – Ficha de comunidade da plastisfera de PET incubado por 60 dias na Baía de Guanabara.	103
	APÊNDICE E – Ficha de comunidade da plastisfera de PE incubado por 60 dias na Baía de Guanabara.	104
	APÊNDICE F – Ficha de comunidade da plastisfera de PLA incubado por 60 dias na Baía de Guanabara.	105
	ANEXO A – Boxplots representando os resultados dos experimentos realizados por Kaiser <i>et al.</i> (2017). Velocidade de afundamento medida dos MP de PS e PE ao longo das semanas de incubação; os números dentro dos painéis	

fornecem o aumento relativo na velocidade média de afundamento em comparação com as partículas virgens..... 106

ANEXO B – Boxplots representando os resultados dos experimentos realizados por Karkanorachaki *et al.* (2021). Velocidade de afundamento de amostras de filmes positivamente flutuantes e pellets (virgens e envelhecidos) ao longo do tempo de incubação (m/s). As linhas tracejadas vermelhas indicam dias com velocidades de vento extremas. 107

INTRODUÇÃO GERAL

A comercialização em larga escala de plásticos começou no início do século XX, a partir da produção da baquelite (BAEKELAND, 1909), uma resina sintética resistente, quimicamente estável e produzida a partir do polifenol que passou a compor diversos produtos como eletrodomésticos, câmeras fotográficas e revestimento de móveis. Em 1950 a manufatura de produtos plásticos girava em torno de 1,5 milhões de toneladas anuais e em 2019 contabilizou-se 370 milhões de toneladas produzidas globalmente (PLASTICSEUROPE, 2020). A explosão da produção em escala industrial de plásticos utilitários e, posteriormente descartáveis, derivados em sua maioria de petroquímicos, acarretou o descarte inadequado de bilhões de toneladas de polímeros sintéticos na natureza (GEYER, JAMBECK & LAW, 2017; GEYER, 2020). Atualmente, a abundância e o espalhamento dos poluentes plásticos nos ambientes aquáticos é tão significativo que estão sendo utilizados como marcadores geológicos do Antropoceno, era geológica na qual a ação humana é capaz de influenciar o estado, dinâmica e futuro do planeta (ZALASIEWICZ *et al.*, 2016). A presença dos detritos plásticos nos ambientes marinhos é considerada fundamentalmente irreversível pela inviabilidade de removê-los, tamanha a quantidade e constante fragmentação das partículas (LAW & THOMPSON, 2014).

Atualmente existe uma vasta gama de resinas plásticas sintéticas produzidas em escala industrial para diferentes aplicações. O mercado de embalagens utiliza principalmente resinas de polietileno (PE), polipropileno (PP) e polietileno tereftalato (PET), o setor de construção usa 69% do policloreto de vinila (PVC) produzido e 19% dos polímeros em forma de fibra, enquanto outros setores utilizam polietileno de alta densidade (PEAD), polietileno de baixa densidade (PEBD), poliestireno (PS); polietileno de baixa densidade linear (PEBDL), resinas de poliuretano (PUR); fibras de poliéster (PES) e poliamida (PA) e acrílico (GEYER, JAMBECK & LAW, 2017). Os polímeros mais produzidos em escala global são PE, PP, PVC, PET, PUR e PS; juntos, esses grupos respondem por 92% de todos os plásticos já fabricados (GEYER, JAMBECK & LAW, 2017).

A problemática acerca dos produtos plásticos no meio ambiente, mais especificamente no ambiente marinho, é consequência principalmente da má gestão do descarte de resíduos sólidos, e o conhecimento acerca do tempo de residência e degradação destas partículas no meio é limitado (VILLARRUBIA-GÓMEZ, CORNELL & FABRES, 2018). A maior parcela dos detritos plásticos que adentram os ambientes marinhos é

proveniente de fontes terrestres como descarte indevido, efluentes industriais e domésticos, escoamento superficial de terras agrícolas e áreas urbanas, operações portuárias, turismo, desgaste de pneus e marcações rodoviárias, dentre outras, atividades que juntas chegam a somar mais de 75% do total do plástico que atinge os oceanos (ANDRADY, 2011; COLE *et al.*, 2011; THUSHARI *et al.*, 2017; RODRÍGUEZ-SEIJO & PEIREIRA, 2019; KOLE *et al.*, 2017). O percentual restante tem por origem fontes marítimas como pesca comercial, resíduos da navegação, turismo aquático e aquacultura (DERRAIK, 2002; THUSHARI & SENEVIRATHNA, 2020).

Depois de liberado no meio, o plástico passa por inúmeros estágios de degradação e fragmentação atingindo tamanhos cada vez menores. As partículas menores que 5 mm são classificadas como microplástico (MP), enquanto as que medem entre 1 e 100 nm são classificadas como nano plástico e representam a categoria numericamente mais abundante em ambientes aquáticos (MATTSSON *et al.*, 2018). A primeira evidência científico-acadêmica de partículas de plástico em tamanhos menores que 5 mm em ambiente marinho foi encontrada na superfície do Mar de Sargaço (Atlântico Norte) (CARPENTER & SMITH, 1972); de lá pra cá estudos quali-quantitativos a respeito da presença de microplásticos (MP) ao redor do mundo mostraram que essas partículas são ubíquas nas regiões costeiras e oceânicas (ERNI-CASSOLA *et al.*, 2019).

Atualmente, diversas linhas de pesquisa estão direcionadas à investigação da presença e dos impactos dos MP nos ecossistemas marinhos (e.g. XU *et al.*, 2020; YAO *et al.*, 2019 ocorrência, acumulação e efeitos biológicos; LIU *et al.*, 2022 adsorção de metais; ZHANG, 2017 modelagem do transporte dos MP em ambientes costeiros; IVAR DO SUL & LABRENZ, 2020 marcadores geológicos). O estudo e monitoramento da concentração de MP em ambientes costeiros desempenham um papel crucial na compreensão a respeito das principais regiões de fonte, bem como na formulação de possíveis estratégias de mitigação para reduzir sua introdução nos sistemas hídricos. Além disso, os estudos relacionados à distribuição oceânica dos MP, que analisam quali-quantitativamente diferentes frações de MP encontradas em cada região, abrindo horizontes para a compreensão do transporte dessas partículas nos mares e oceanos. Apesar do crescente interesse na poluição causada pelos MP, o conhecimento atual sobre sua distribuição e as consequências ambientais resultantes da interação dessas partículas com o meio ambiente ainda é limitado.

Os ecossistemas costeiros, especialmente aqueles situados em áreas com hidrodinâmica restrita, como estuários e manguezais, e em proximidade com centros urbanos, são particularmente afetados pela presença de concentrações elevadas de MP (e.g. LINS-SILVA *et*

al., 2021). Buscando compreender quais os processos envolvidos na interação dos MP com os ambientes estuarinos, foram desenvolvidos estudos que buscam descrever a interação destas partículas com a microbiota local. Algumas espécies do fitoplâncton são capazes de utilizar a superfície dos MP como substrato para se fixar, possibilitando a formação de biofilme ao redor das partículas e a aderência de outros microrganismos produtores, ou não, de substâncias poliméricas extracelulares (SPE) (DONLAN, 2002; CHENG *et al.*, 2021). A superfície dos plásticos é rapidamente colonizada por comunidades heterogêneas de bactérias, microalgas e fungos; dentre estes microrganismos estão patógenos como *E. coli* e *Vibrio* spp. (SILVA *et al.*, 2019), ou espécies produtoras de toxinas como *Ostreopsis* spp. (TIBIRIÇÁ *et al.*, 2019).

Para além de seu papel no transporte de organismos, a presença de concentrações elevadas de MP pode estimular a proliferação seletiva de microrganismos associados a essas partículas em detrimento de outras espécies (TU *et al.*, 2020). Compreender a ecologia das comunidades que se associam aos MP e os impactos ecológicos decorrentes desse novo nicho é essencial para uma análise abrangente dos ecossistemas. Para tanto, são importantes estudos que visam descrever e caracterizar essas comunidades, bem como investigar as alterações ecossistêmicas provocadas pela presença dos MP em diferentes concentrações. A identificação dos organismos que compõem essas comunidades, bem como a compreensão de suas interações entre si e com outros organismos presentes na coluna d'água, pode contribuir para a previsão de riscos locais e globais associados à presença de MP em ambientes costeiros e oceânicos.

A dispersão dos MP é causada pelas forças dos ventos, correntes, circulação geostrófica (LAW *et al.*, 2010), turbulência, densidade da água do mar (BALLENT *et al.*, 2012, 2013) e fatores humanos como atividades industriais (BARNES *et al.*, 2009). Além disso, propriedades da própria partícula como tamanho, densidade e forma afetam seus padrões de transporte e distribuição vertical (EERKES-MEDRANO *et al.*, 2015; BALLENT *et al.*, 2012, 2013). O desenvolvimento do biofilme ao redor dos MP provoca alterações físico químicas das partículas que afetam diretamente a hidrodinâmica do MP. Desta forma, sabe-se que o transporte de MP nos ambientes marinhos e estuarinos é influenciado por esta interação com a microbiota local; estudos apontam para alterações na densidade, hidrofobicidade, adesão, tamanho, forma, palatabilidade, dentre outros (ZHANG, 2017; VAN MELKEBEKE *et al.*, 2020).

Com o intuito de aprofundar o conhecimento acerca dos microplásticos nos ecossistemas marinhos, este estudo foi conduzido em três fases distintas, as quais são detalhadas no presente trabalho que divide-se em três capítulos. O Capítulo 1 consiste em uma revisão bibliográfica, cujo objetivo é identificar as principais lacunas existentes na pesquisa relacionada aos MP em ambientes marinhos e estuarinos, e indicar possíveis direções para

expandir tanto o conhecimento global quanto o regional acerca da formação de biofilmes em MP e da composição das comunidades microbianas associadas a essas partículas. O Capítulo 2 abrange um estudo descritivo sobre a distribuição quantitativa e qualitativa de MP na Baía de Ilha Grande, visando avaliar a poluição por microplásticos nessa região, que foi pouco investigada até o momento.

Por fim, o Capítulo 3 é uma abordagem experimental com o propósito de descrever as comunidades de microrganismos associadas à micropartículas de diferentes polímeros incubados na Baía de Guanabara, assim como examinar as alterações ocasionadas pela presença de biofilmes no comportamento hidrodinâmico dos MP, com vistas a sua futura aplicação em modelos hidrodinâmicos para a Baía de Ilha Grande e Baía de Guanabara. Vale ressaltar que essas análises foram realizadas no âmbito do projeto intitulado "Modelagem Computacional e Experimentação Aplicadas ao Estudo da Dinâmica de Microplásticos no Ambiente Marinho", sob a coordenação do Professor Dr. Antônio José da Silva Neto (DEMEC, IPRJ- UERJ), com o apoio da CAPES, através do edital CAPES-FCT *Air Centre* de 2020.

1 BIOFILMES EM MICROPLÁSTICOS: DA FORMAÇÃO AOS IMPACTOS

1.1 Introdução

Diante do rápido aumento de MP nos ambientes marinhos, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) incluiu o MP como questão emergencial de preocupação ambiental mundial (United Nations Environment Programme and GRID-Arendal, 2016). Os MP são categorizados como primários ou secundários considerando a sua formação. Os primários são aqueles diretamente manufaturados, subprodutos de processos industriais (GESAMP 2015; COLE *et al.*, 2011) e incluem grânulos, pellets, fibras e pós usados como materiais industriais, produtos de higiene pessoal e aditivos de limpeza (GREGORY, 1996; FENDALL E SEWELL, 2009). Já os secundários são derivados da fragmentação de artigos plásticos maiores (THOMPSON *et al.*, 2004; RYAN *et al.*, 2009) e, por isso, sua abundância nas águas aumenta junto com a crescente entrada de plástico de origens diversas (COLE *et al.*, 2011), resultando na maioria dos MP presentes nos ecossistemas marinhos (ERIKSEN *et al.*, 2014).

Além disso, incrustações microplásticas em rochas de regiões intertidais, denominadas *plasticrusts*, foram relatadas recentemente; presumivelmente geradas a partir da colisão hidrodinâmica contínua de grandes itens de plástico, como cordas marinhas, é provavelmente influenciada pela textura e temperatura da superfície da rocha (GESTOSO *et al.*, 2019; EHLERS *et al.*, 2021).

Há crescentes evidências de mecanismos pelos quais a poluição plástica marinha acarreta efeitos sucessivos nos níveis de organização biológica, impactando diretamente comunidades ecológicas e funções ecossistêmicas (VILARRUBIA-GÓMEZ, CORNELL & FABRES, 2018; ZALASIEWICZ *et al.*, 2016). Na última década foram publicados trabalhos que comprovam que o MP marinho tem impacto direto na natação (SUWAKI, DE-LA-CRUZ & LOPES, 2020) e alimentação (COLE *et al.*, 2013; SETÄLÄ *et al.*, 2014) dos organismos planctônicos, base da teia alimentar marinha. Desta forma, os problemas associados à poluição plástica marinha são considerados componentes chave da ameaça ao limite planetário (SCHEFFER & CARPENTER, 2003; FOLKE *et al.*, 2004).

Uma vez liberados nos corpos hídricos, os polímeros sintéticos são rapidamente colonizados por microrganismos formadores de biofilme que secretam substâncias poliméricas

extracelulares na superfície do plástico possibilitando a agregação de partículas e outros microrganismos (PAZOS, SUÁREZ & GÓMEZ, 2020; LAGARDE *et al.*, 2016; HE *et al.*, 2022; LUO *et al.*, 2022).

Nos oceanos, os biofilmes podem ser produzidos por cianobactérias (DE OLIVEIRA *et al.*, 2020; DELACUVELLERIE *et al.*, 2019; JIN *et al.*, 2020; LEISER *et al.*, 2020), diatomáceas (Long *et al.*, 2016; Cheng *et al.*, 2021), microalgas (LAGARDE *et al.*, 2016), fungos (DE TENDER *et al.*, 2017) dentre outros microrganismos (e.g. XIONG *et al.*, 2021 bactérias; ZHAO *et al.*, 2022 bactérias epifíticas sobre *Zostera marina*). Com o aumento do entendimento sobre os processos de incrustação e agregação que ocorrem na interação de microrganismos e MP, o termo "plastisfera" passou a ser usado para descrever o nicho ambiental formado por esses plásticos (ZETTLER *et al.*, 2013). Além disso, há referência da presença de organismos potencialmente patogênicos associados a este tipo de poluente (MCCORMICK *et al.*, 2014; JIANG *et al.*, 2018), que encontram na plastisfera um ambiente propício para sua fixação e desenvolvimento (ZETTLER *et al.*, 2013).

Como visto, a poluição por MP no ambiente marinho é uma problemática urgente e que vem ganhando espaço dentro das pesquisas da comunidade científica. Para que possamos compreendê-la de forma ampla é necessário analisar os aspectos físicos, químicos, biológicos e geológicos dos MP e das alterações que o mesmo causa no meio ambiente. Este capítulo reúne os conhecimentos pioneiros e atuais sobre a formação de biofilmes em MP em ambientes oceânicos e costeiros e os principais efeitos dessa interação microbiana, buscando encontrar lacunas de conhecimento para orientar estudos futuros, bem como apontar linhas de pesquisa que estão em andamento no Brasil e indicam os próximos passos para ampliar o entendimento regional de biofilmes em MP. Para esta revisão, foram selecionados 170 artigos que abordam os subtemas: formação de biofilme em MP, efeitos ecológicos de biofilmes de MP em ambientes marinhos e estuarinos, efeitos hidrodinâmicos de biofilme em MP, toxicidade e patógenos associados a biofilmes de MP e biodegradação de MP por biofilmes.

Para a seleção dos artigos, foram consultados o Portal CAPES, Elsevier e a base de dados Google Acadêmico com os subtemas informados acima na busca. Os artigos foram selecionados e agrupados por subtemas por meio do Mendeley. Após uma pesquisa inicial para caracterizar os tópicos abordados na bibliografia geral, uma nova pesquisa foi realizada com foco em artigos publicados recentemente (2020 - janeiro de 2023) a fim de caracterizar o cenário atual do conhecimento produzido sobre biofilmes de MP em ambientes oceânicos e costeiros e encontrar as lacunas de conhecimento para orientar estudos futuros.

1.2 Biofilmes em microplástico e seus efeitos ecológicos

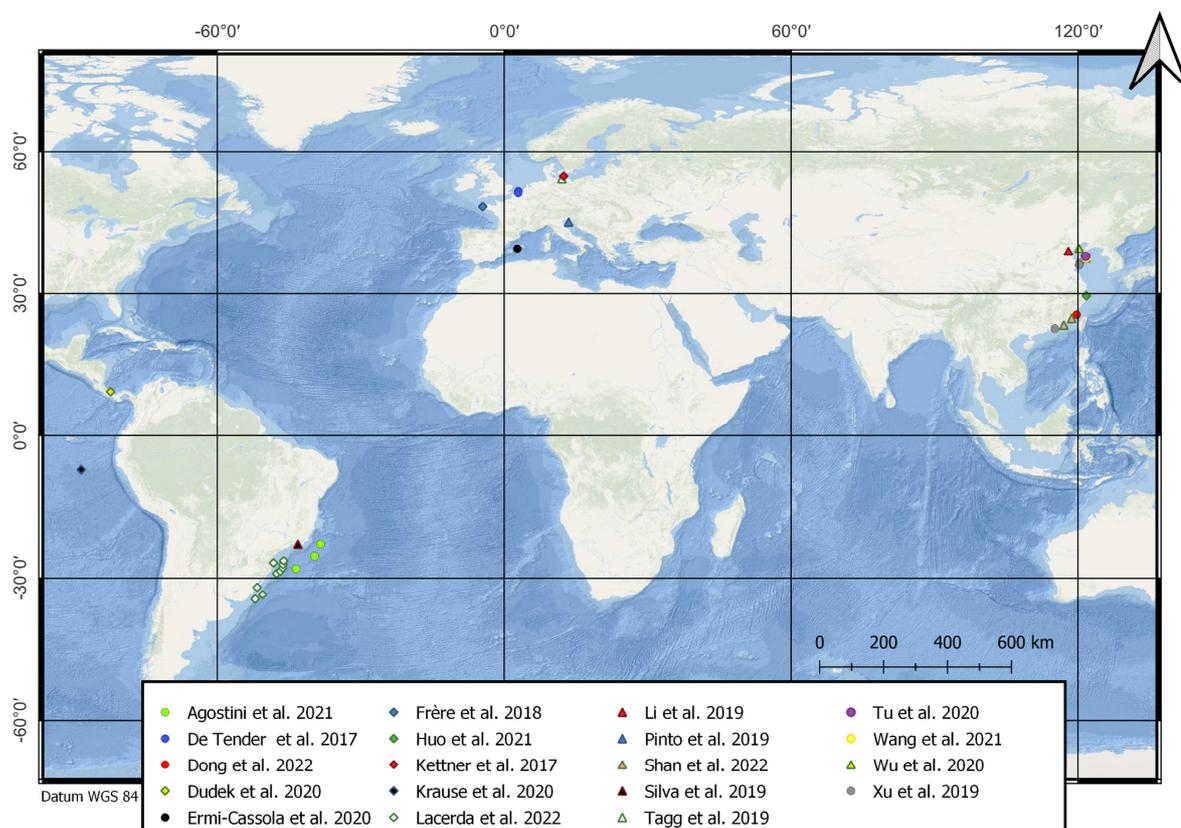
A colonização de um substrato recentemente submerso por organismos incrustantes é um processo complexo influenciado por variáveis como interações físico-químicas entre a parede celular e a superfície de fixação, concentração de nutrientes na interface sólido-água e a formação de um filme condicionante de compostos orgânicos (PALMER *et al.*, 2007). Uma vez que a camada condicionante se forma, nos primeiros dias microrganismos pioneiros se fixam e secretam substâncias poliméricas extracelulares (SPE), que consistem em proteínas, DNA e polissacarídeos, para que em seguida ocorra a acumulação de polissacarídeos e DNA formando um biofilme cada vez mais espesso seguido pela colonização de organismos subsequentes e sucessão da comunidade (DONLAN, 2002; TU *et al.*, 2020; CHENG *et al.*, 2021).

A formação do biofilme nas nano e micropartículas de plástico resulta em agregados de partículas, microrganismos e SPE. De Oliveira *et al.* (2020), observou em sua investigação sobre a interação de cianobactérias e nano/micropartículas de poliestireno (PS), que partículas de nano PS são altamente agregadas e as cianobactérias são distribuídas dentro dos agregados, enquanto os filamentos de substâncias exopoliméricas ficam localizados ao redor das células e ligam as partículas.

Na última década, o crescente interesse científico pelas comunidades microbianas associadas às MP em ambientes marinhos tem levado a muitos estudos, principalmente na costa da China e União Europeia, e no Sudoeste do Oceano Atlântico. Enquanto algumas regiões começam a ter o mapeamento de comunidades microbianas locais associadas a partículas de plástico, outras regiões, como os pólos sul e norte, norte e sudeste do oceano Atlântico e oceano Índico permanecem carentes de informações (Figura 1).

Ao comparar as comunidades bacterianas com base na biogeografia oceânica entre os oceanos Atlântico Norte e Pacífico Norte, elas foram significativamente diferentes (AMARAL-ZETTLER *et al.*, 2015). Apesar das comunidades associadas ao plástico apresentarem famílias bacterianas em comum (ROAGER & SONNENSCHNEIN, 2019; FENG *et al.*, 2020; YANG *et al.*, 2020) a composição das comunidades é afetada por fatores como forma do plástico, tipo de polímero, localidade, estação do ano, geografia e tempo de exposição (DE TENDER *et al.*, 2017), o que reforça a necessidade de realizar estudos com amostras de diferentes regiões para que possamos compreender sua funcionalidade e as interferências nos diferentes ecossistemas.

Figura 1: Mapa global com símbolos indicativos da localização de amostras ou incubações realizadas por estudos descritivos da comunidade microbiana natural associada a MP publicados até final de 2022 em plataformas abertas ao acesso científico institucional.



Fonte: A autora, 2023.

Os experimentos de Miao *et al.* (2019) forneceram evidências de que as comunidades microbianas colonizadoras de MP divergem das comunidades de organismos formadores de biofilmes em substratos naturais, apresentando menor riqueza e diversidade, além de atividades funcionais diferentes. Outros estudos reforçam que há significativas diferenças entre as comunidades microbianas dos biofilmes formados nos MP e as comunidades naturais da água e do sedimento marinho (TU *et al.*, 2020; HOELLEIN *et al.*, 2017; KETTNER *et al.*, 2017).

Estes resultados sugerem que a presença do MP nos ambientes marinhos pode alterar o ecossistema a ponto de afetar as estratégias de sobrevivência das comunidades microbianas naturais da água e do sedimento marinho, afetando negativamente as funções ecológicas e alterando os processos biogeoquímicos. Entretanto, um estudo recente mostra que os biofilmes podem abrigar bactérias degradadoras de plástico, levando a mudanças de grupos

funcionais e hidrofobicidade da superfície e, assim, aumentando a biodegradação de MP (CHEN *et al.*, 2021).

As alterações populacionais das comunidades de microrganismos marinhos provocadas pela introdução das partículas plásticas e a formação das plastisferas nos oceanos afetam diretamente a ecologia dos ecossistemas marinhos. A diversidade bacteriana e a estrutura da comunidade nos biofilmes mostram seletividade e tendem a mudar ao longo do tempo e entre diferentes tipos de polímeros (CHEN *et al.*, 2021). Arias-Andres, Rojas-Jimenez e Grossart (2019) em seu estudo sobre os efeitos colaterais da poluição plástica no ambiente marinho pontuam o alto potencial dos biofilmes em MP de transferir elementos genéticos móveis entre habitats através da transferência horizontal de genes. Além disso, os autores apontam o aumento da atividade heterotrófica e consequências potenciais na ciclagem do carbono orgânico (ARIAS-ANDRES, ROJAS-JIMENEZ, & GROSSART, 2019).

O habitat estável fornecido pelos MP auxilia na formação de comunidades microbianas, aumentando a difusão dos microrganismos e sua resistência a ambientes estressantes (OBERBECKMANN *et al.*, 2015; SHEN *et al.*, 2019). Desta forma, os MP dispersos nos oceanos aceleram a distribuição de organismos, contribuem com a invasão biológica em diversos ambientes e aumentam a transferência de genes, podendo ser fator crítico no aumento da resistência de bactérias a antibióticos (SHEN *et al.*, 2019). Lobelle e Cunliffe (2011) tal qual Webb e colaboradores (2009) indicaram que há uma ampliação na sobrevivência de bactérias heterotróficas associadas aos resíduos plásticos com aumento na frequência de transferência de plasmídeos quando comparado aquelas presentes em agregados naturais ou de vida livre (ARIAS-ANDRES *et al.*, 2018). Além disso, a comunidade da plastisfera apresenta elevações significativas nas vias metabólicas, em comparação com a água do mar e partículas naturais, as quais contribuem para a ocorrência de doenças contagiosas (SUN *et al.*, 2020).

1.3 Toxicidade e patógenos

A formação de biofilmes pode acarretar no aumento da palatabilidade das partículas de MP. Sabe-se que a ingestão dessas partículas ocorre em quase todos os níveis tróficos (VON MOOS *et al.*, 2012; SUSSARELLU *et al.*, 2016; ROCHMAN *et al.*, 2013; DENUNCIO *et al.*, 2011). Vários aditivos podem ser adsorvidos na superfície do MP, dentre

eles metais e metalóides (ERNST *et al.*, 2000; ARAÚJO *et al.*, 2021), além das substâncias tóxicas provenientes do processo de produção do próprio polímero como Bisfenol A, ftalatos, íons de cobre (LI, LIU & CHEN, 2018), polibromado, éteres difenílicos e tetrabromobisfenol A (ERNST *et al.*, 2000). Parte destes compostos, quando ingeridos, podem causar efeito de biomagnificação nos animais de topo de cadeia (SUN *et al.*, 2020). Devido o pH baixo e a temperatura elevada no interior dos organismos (LI, LIU & CHEN, 2018; ALAVA, 2020) a taxa de desorção de contaminantes acumulados pelos organismos é substancialmente mais rápida do que na água do mar (TEUTEN *et al.*, 2007; BAKIR *et al.*, 2014).

Os MP possuem altas concentrações de contaminantes químicos e biológicos fixados em sua superfície, em função disso, podem agir como vetores de doenças para a vida selvagem (ROCHMAN *et al.*, 2013), sendo um risco para o ambiente e para a saúde humana (CARUSO, 2019; MASÓ *et al.*, 2007; CASABIANCA *et al.*, 2019). Poluentes químicos como éteres de difenila polibromados (PBDE), substâncias persistentes, bioacumuláveis e tóxicas (PBTs), bifenilos policlorados (PCBs), poluentes orgânicos persistentes (POPs) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH), são exemplos de compostos químicos adsorvidos em plásticos (MATO *et al.*, 2001; RIOS *et al.*, 2007).

Estudos recentes mostram que biofilmes em MP podem aumentar a capacidade de sorção de íons metálicos, antibióticos e PAHs, bem como MP desenvolvido em biofilme são vetores potenciais para liberar poluentes e microorganismos para ambientes aquáticos (WANG *et al.*, 2021). Apesar dos avanços no conhecimento sobre as interações químicas das MP envolvidas pelo biofilme e o ecossistema, lacunas como o comportamento de sorção da maioria dos poluentes em partículas plásticas com biofilme, quais são as semelhanças e diferenças com a sorção em partículas naturais, quais são as consequências ecotoxicológicas desse processo, precisam ser preenchidas para que seja possível compreender os riscos da contaminação química dos ecossistemas oceânicos e costeiros devido a presença de MP.

Antibióticos assim como metais e metalóides tóxicos podem ser adsorvidos na superfície dos MP, afetando a qualidade da água e levando a uma seleção de organismos resistentes (IMRAN *et al.*, 2019; KIRKPATRICK *et al.*, 2004; KIRSTEIN *et al.*, 2016; ZETTLER *et al.*, 2013).

A troca de genes entre os organismos da comunidade do biofilme tem a capacidade de gerar novas bactérias com genes resistentes a antibióticos, que podem chegar a desenvolver resistência múltipla (LAGANA *et al.*, 2019; SHEN *et al.*, 2019). Como visto, os detritos plásticos atuam como novos substratos para patógenos, aumentando a circulação dos

integrantes dessa comunidade (SHEN *et al.*, 2019; ZETTLER *et al.*, 2013; AMARAL-ZETTLER, ZETTLER, & MINCER, 2020). Bactérias patogênicas de efluentes domésticos e industriais também agregam-se aos MP, visto que os rios são apontados como a principal fonte de microplásticos e micróbios patogênicos nas águas costeiras (PANDEY *et al.*, 2014; VAN WIJNEN, RAGAS, & KROEZE, 2019). Possíveis patógenos, como *Pseudomonas*, *Aquabacterium*, *Arcobacter* e *Aeromonas-like*, comumente relacionados a casos de infecção humana, já foram observados incorporados a plastisfera, assim como espécies de *Vibrio* como *V. parahaemolyticus* (MCCORMICK *et al.*, 2014; TAKEMURA *et al.*, 2014; BAKER-AUSTIN *et al.*, 2010; SILVA *et al.*, 2019).

Esses organismos assim como os próprios MP, possuem efeitos adversos na sobrevivência, crescimento e reprodução das espécies marinhas que através da ingestão destes polímeros adentram a teia alimentar e se dispersam no ambiente (BOERGER *et al.*, 2010; CEDERVALL *et al.*, 2012). Os microrganismos presentes na plastisfera ao serem ingeridos podem passar a habitar o corpo dos organismos que os consumiram, ou percorrer o intestino do animal permanecendo intacto e levando apenas um pulso de nutrientes e exposição de novas cepas capazes de se associar a plastisfera e adentrar a diferentes ecossistemas (ZETTLER *et al.*, 2013; KIERSTEIN *et al.*, 2016; FRÈRE *et al.*, 2018).

Estudos para maior compreensão e acompanhamento dos patógenos e fatores de toxicidade associados à poluição por MP são importantes tanto para a economia, dado a presença de patógenos em animais de cunho comercial (FRÈRE *et al.*, 2018), quanto para o controle de problemas de saúde pública, já que 80% das doenças gastrointestinais que ocorrem em países em desenvolvimento são causadas por água contaminada, em grande parte por rejeitos domésticos e industriais que possuem MP em sua composição (GUERRA *et al.*, 2006; SILVA *et al.*, 2019).

1.4 Sedimentação de microplásticos

Muito pouco se sabe sobre o processo de sedimentação de MP em ambientes aquáticos. Kaiser e colaboradores (2019) realizaram os primeiros estudos empíricos sobre a velocidade de afundamento terminal de partículas microplásticas de formato irregular <1 mm. Os experimentos mostraram, como esperado, que partículas de MP apresentam fluxo laminar na coluna d'água sem agitação, porém as aproximações da Lei de Stokes e da teoria

de afundamento de partículas não foram capazes de descrever resultados semelhantes ao encontrado nos experimentos. Um novo modelo de regressão quadrática múltipla foi proposto, oferecendo a possibilidade de prever cerca de 60% da variabilidade de w_s para microplásticos de formato irregular como uma função do tamanho de partícula e excesso de densidade sobre o fluido circundante (Kaiser *et al.*, 2019). Como alternativa ao modelo de regressão linear quadrática proposto por Kaiser *et al.* (2019), Karkanorachaki *et al.* (2021) propuseram expressões sigmoidais para a correlação do comportamento de afundamento dos plásticos com o tempo, considerando a defasagem inicial na velocidade de afundamento, as mudanças causadas pela formação do biofilme, até o efeito da macro incrustação nas partículas plásticas.

Modelos hidrológicos atuais de transporte de MP em larga escala contam com poucos parâmetros que tenham sido estudados especificamente para micropartículas plásticas em meio aquático. Os primeiros estudos para determinação dos valores de velocidade de deposição de MP em água corrente (rios e córregos), que atuam no input de MP para os ambientes marinhos, foram realizados por Hoellein *et al.* (2019) que observaram influência direta da forma, flutuabilidade e presença de biofilme na taxa de deposição e no transporte dos MP. Van Melkebeke *et al.* (2020) confirmaram que a forma das partículas é um fator importante que influencia a hidrodinâmica dos MP e identificaram descritores de forma (por exemplo, esfericidade, circularidade, razão de aspecto, planicidade e alongamento) adequados para caracterizar quantitativamente as formas de MP mais frequentes no ambiente marinho.

Van Melkebeke *et al.* (2020) também examinaram o potencial impacto do biofilme na flutuabilidade de materiais plásticos, observando que a bioincrustação torna as superfícies plásticas mais hidrofílicas, além da existência de uma relação direta entre a espessura da incrustação e a flutuabilidade das partículas. Chen *et al.* (2019) demonstraram em estudo sobre o afundamento de detritos plásticos de PP flutuantes (de tamanho 5x5 mm e 10x10 mm, e 0,3 mm de espessura), que plásticos podem perder sua flutuabilidade devido ao desenvolvimento de biofilme em sua superfície.

Durante o desenvolvimento do biofilme, minerais em suspensão podem ser adsorvidos ao biofilme (LU *et al.* 2016), corroborando para o aumento da densidade e levando eventualmente ao sumidouro das partículas plásticas incrustadas (CHEN *et al.* 2019). Kaiser, Kowalski & Wanier (2017) comprovaram que a bioincrustação aumenta o afundamento de microplásticos, em estudo onde o desenvolvimento de um biofilme

aumentou a velocidade de afundamento de MP negativamente flutuantes (PS), e a incrustação de macro organismos fez com que os MP flutuantes (PE) afundassem.

Ye e Andrady (1991) demonstraram que os materiais plásticos no meio marinho sofrem um aumento de densidade devido à bioincrustação e, quando perdem a flutuabilidade, permanecem algum tempo na coluna de água, podendo sofrer descalcificação devido a processos físicos e retorno à superfície, antes de sofrer re-incrustação e afundar. A importância dos eventos climáticos extremos que têm a capacidade de alterar a quantidade de bioincrustação aderida e, conseqüentemente, alterar a densidade das partículas plásticas foi confirmada por Karkanorachaki *et al.* (2021).

A interação entre microorganismos excretores de SPE e as micropartículas plásticas possibilita a formação de agregados a partir da incorporação de mais partículas de MP, novas espécies de microorganismos, matéria orgânica e minerais, aumentando de tamanho em razão o tempo de imersão (LAGARDE *et al.*, 2016; LONG *et al.*, 2015). Estes agregados apresentam densidades diferentes das densidades iniciais das partículas plásticas (LAGARDE *et al.*, 2016), o que justifica a presença de materiais que originalmente têm densidade menor do que da água do mar, como PE e PP, em sedimentos marinhos profundos (MISTRI *et al.*, 2018).

Long *et al.* (2015) constataram em experimentos laboratoriais que as taxas de afundamento aumentaram com o aumento do diâmetro esférico equivalente dos agregados, e que a composição biológica dos agregados interferiu diretamente na taxa de sedimentação. A fração biológica ligada tem um impacto linear bem definido na densidade do agregado MP, o lastro biológico pode aumentar ou diminuir a densidade da partícula, enquanto a correlação entre a fração biológica e a arquitetura dos agregados de MP encontrada por Nguyen *et al.* (2020) foi não linear; fazendo com que a velocidade terminal dos agregados de MP seja afetada de forma não linear pela fração biológica.

A formação dos agregados é um dos processos cruciais no transporte de micropartículas inicialmente flutuantes para o fundo oceânico, estes apresentam alta variabilidade de componentes e formatos dependendo da composição da microbiota e dos materiais flutuantes. Para que seja possível prever as taxas de formação e as características bio-físico-químicas se faz necessário a realização de estudos que destrinchem a formação de agregados com MP em ambientes aquáticos e suas características. Compreender o comportamento dinâmico do MP em interação com a comunidade microbiana e a neve marinha é primordial para que seja possível inferir e produzir modelos numéricos capazes de retratar a dispersão do MP nos oceanos, e para isto é necessário avançar em estudos capazes

de descrever com maior detalhamento as interferências da formação do biofilme na hidrodinâmica e sedimentação de MP nos ambiente aquáticos.

A bibliografia ainda carece de estudos que descrevam padrões de formação de agregados, como formatos mais comuns, variações de densidade e arrasto ao longo do tempo, bem como relacionados a diferentes ambientes e hidrodinâmicas. Além desses detalhes ausentes, durante a pesquisa bibliográfica, não foi encontrado nenhum estudo sobre a dinâmica dos microplásticos em ambientes marinhos estratificados. Também não foram realizados estudos sobre as mudanças que ocorrem no biofilme, e conseqüentemente na dinâmica do MP, durante o transporte em colunas d'água estratificadas. Toda esta informação é essencial para responder a questões relacionadas com o tempo de residência das partículas de plástico nos ecossistemas marinhos.

1.5 Uma solução para a poluição por plásticos?

Alguns microrganismos formadores de biofilme em MP são capazes de utilizar o plástico como fonte de carbono para suas atividades metabólicas. Uma série de estudos recentes dão enfoque à capacidade destes organismos de fragmentar e degradar polímeros, buscando uma solução para a crescente poluição por plástico nos mares e oceanos (HO, ROBERTS & LUCAS, 2018; DELACUVELLERIE *et al.*, 2019; ROAGER & SONNENSCHHEIN, 2019; entre outros). Estudos de decomposição plástica realizados por microrganismos marinhos ou estuarinos detectaram algumas espécies bacterianas que participam dos processos de biodeterioração, bio-fragmentação, assimilação e mineralização (DUSSUD & GHIGLIONE, 2014).

A degradação de polímeros por biofilmes naturais começa com a adesão de microrganismos à superfície do plástico, alterando suas propriedades de superfície (por exemplo, hidrofobicidade e adesão), seguida pela lixiviação de aditivos e monômeros através da degradação celular e enzimática e, finalmente, o acúmulo de água e os filamentos microbianos penetram no MP já deteriorado, permitindo o consumo e a excreção de metabólitos completamente oxidados (FLEMMING, 1997; DUSSUD & GHIGLIONE, 2014).

Delacuvellerie *et al.* 2019 descreveu grandes biofilmes formados por *Alcanivorax borkumensis*, uma espécie de bactéria da classe Gammaproteobacteria, já conhecida por sua

capacidade de degradar hidrocarbonetos dispersos na água do mar, também foram capazes de degradar o PEBD. Auta *et al.* (2018) estudaram a biodeterioração de MP de PP por *Bacillus* sp. e *Rhodococcus* sp. isoladas de sedimento de manguezal, e em 40 dias de incubação notou-se a diminuição da massa de MP em 6,4% para *Rhodococcus* sp. enquanto *Bacillus* sp. registou uma perda de peso de 4,0%. Além disso, alterações estruturais, morfológicas e químicas foram observadas no MP usando análises de microscópio eletrônico de varredura e espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier, que apontam para a capacidade dos isolados de utilizar PP como fonte de carbono (Auta *et al.*, 2018).

Nenhum estudo experimental sobre biodegradação de MP com biofilmes marinhos ou estuarinos foi identificado. O estudo experimental mais completo sobre biodegradação de MP por biofilmes naturais publicado é o de Shabbir *et al.* (2020), que avaliaram a biodegradação de MP por biofilmes de água doce incubados em laboratório e após 60 dias notaram uma diminuição significativa no peso das amostras de PP, PE e PET, além de alterações no pH. Adicionar outras fontes de carbono aos experimentos de degradação de MP altera a estrutura, a riqueza e a diversidade das comunidades de biofilme, o que resulta em uma capacidade variável de biodegradação de biofilme para cada MP; a glicose é uma fonte potencial de energia que impulsiona a biodegradação (SHABBIR *et al.*, 2020). Os estudos de Shabbir *et al.* (2020) mostraram que o cultivo de biofilmes naturais tem potencial para ser implementado em estações de tratamento de efluentes visando a biodegradação de MP.

Vale ressaltar que tais estudos nos trazem apenas o início do entendimento da possibilidade de utilização de microrganismos para acelerar a decomposição de poluentes plásticos no meio ambiente, sendo necessário que muitos estudos e investimentos sejam feitos para que esta seja uma realidade viável e segura. Acrescentar novas espécies ou potencializar o crescimento de espécies específicas em ambientes naturais é algo que pode gerar situações de desequilíbrio ambiental. Por enquanto, não podemos apontar soluções reais para a biodegradação em massa de MP em ambientes marinhos e estuarinos. Estudos como o de Shabbir *et al.* (2020), com biofilmes naturais de ambientes marinhos e estuarinos são um bom ponto de partida para se aproximar da compreensão das possibilidades de potencialização da biodegradação de MP nesses ambientes.

1.6 Cenário brasileiro

Estudos sobre a presença de MP em ambientes aquáticos no Brasil mostram que, como esperado, os detritos plásticos possuem ampla distribuição geográfica, estando presentes nos sedimentos de fundo de baías e plataforma continental (e.g. GEROLIN *et al.*, 2021; NETO *et al.*, 2019a; NETO *et al.*, 2019b), e em praias do litoral brasileiro (e.g. CASTRO *et al.*, 2020; CARVALHO e NETO, 2016), assim como em amostras de água coletadas em diferentes áreas do norte ao sul da costa do país (e.g. LINS-SILVA *et al.*, 2021; GARCIA *et al.*, 2020; OLIVATTO *et al.*, 2019). Investigações sobre a presença de MP em organismos marinhos, como peixes e ostras, também encontraram sua presença na grande maioria dos animais estudados (e.g. GARCIA *et al.*, 2020; VIEIRA *et al.*, 2021; MORAIS *et al.*, 2020; DANTAS *et al.*, 2020).

A distribuição de micropartículas plásticas não se restringe à região costeira. A Corrente Equatorial Sul desempenha um papel fundamental no transporte de longa distância dessas partículas levando-as para regiões oceânicas (GARCIA *et al.*, 2020) e alcançando as ilhas do arquipélago de Fernando de Noronha (CARVALHO *et al.*, 2020; MONTEIRO *et al.*, 2020) e Trindade (IVAR DO SUL *et al.*, 2014, SANTOS *et al.*, 2020). Santos *et al.* (2020) descreveram a primeira evidência de *microplasticrusts* (incrustação plástica) na Ilha de Trindade; na amostra descrita (um arenito arredondado de 5 cm de comprimento e 3 cm de largura), foram identificados 39 micropartículas de plástico incrustadas na superfície do arenito, com diâmetro variando de <1 mm a 5 mm, cor verde e superfície lisa com brilho sedoso típico do plástico derretido.

Foram encontrados apenas cinco estudos que analisaram a presença de biofilmes em MP em ambientes costeiros e oceânicos, os quais são apresentados na Tabela 1. Todos os trabalhos foram publicados entre 2019 e 2022 e apresentam resultados da costa sul e sudoeste do Brasil. Neto *et al.* (2019b) e Pinheiro *et al.* (2022) relataram bioincrustação em MP sedimentado no fundo de dois sistemas estuarinos diferentes. Nos sedimentos da Baía de Vitória foram encontrados filamentos de fungos, esporos e células bacterianas associados ao MP sedimentado (NETO *et al.*, 2019), enquanto nas Zonas de Sapal da Lagoa dos Patos - RS foram encontrados bactérias, microalgas e fungos filamentosos associados ao MP coletado na superfície do sedimento e na coluna d'água (PINHEIRO *et al.*, 2022).

A partir da extração do DNA do biofilme Lacerda *et al.* (2022), Agostini *et al.* (2021) e Silva *et al.* (2019) analisaram a comunidade microbiana presente nos MP. Agostini *et al.*

(2021) estudaram a composição do biofilme em oceanos profundos ao longo da costa sudeste do Brasil enquanto Lacerda *et al.* (2022) analisaram a composição do biofilme em águas superficiais ao longo da costa sul do Brasil, ambos encontraram predominância de microrganismos do filo Pseudomonadota (Proteobacteria) nas amostras, as comunidades microbianas de cada região e tipo de MP sejam distintas. Silva *et al.* (2019) comprovaram a capacidade de detritos plásticos atuarem como veículo de dispersão de bactérias na Baía de Guanabara - RJ, encontrando *E. coli* e *Vibrio* spp. (*V. mimicus*, *V. vulnificus* e *V. cholerae*) associados. Além disso, durante o monitoramento de um bloom de dinoflagelados *Ostreopsis* spp, produtores de toxinas, no Arquipélago de Currais - PR, Tibiriçá *et al.* (2019) relataram a adesão desses microrganismos a amostras de diferentes materiais, incluindo macropartículas de polímeros (PP e PEBD).

O interesse da produção acadêmica brasileira a respeito da composição da plastisfera em MP é recente, com os primeiros artigos publicados em 2019. Além do pequeno número de artigos publicados sobre o assunto, não foram encontrados artigos sobre as regiões nordeste e norte do litoral brasileiro. Apenas um dos artigos encontrados por esta revisão comparou a composição da comunidade em diferentes polímeros; mais estudos são necessários com a repetição deste experimento em outras localidades para que seja possível traçar a importância dos fatores regionais e físico-químicos dos polímeros na formação e composição da plastisfera. Existem muitas lacunas a serem preenchidas em relação à formação, composição e efeitos da plastisfera em ambientes marinhos e estuarinos no Brasil; pode-se citar a ausência de estudos sobre sucessão ecológica, adsorção de metais e metalóides, bem como sobre o efeito do biofilme na hidrodinâmica de MP em ambientes costeiros e oceânicos no Brasil.

Tabela 1: Artigos que abordam a presença de microrganismos do biofilme em MP em ambientes marinhos no Brasil.

Local	Objetivo principal	Ambiente de coleta / incubação	Tipo de MP / Polímero	Método de identificação	Biofilme	Referência
Baía de Guanabara - RJ.	Verificar os resíduos de plástico como um veículo para a distribuição de bactérias.	MP flutuante em amostras de água.	PE, PP, PET.	Extração de DNA e teste PCR.	<i>E. coli</i> ; <i>Vibrio</i> spp. (<i>V. mimicus</i> , <i>V. vulnificus</i> e <i>V. cholerae</i>).	Silva <i>et al.</i> (2019)
Baía de Vitória - ES.	Investigar a concentração de MP no sedimento bentônico do sistema estuarino.	Sedimentos.	Filamentos e fragmentos.	Estereomicroscópio e Microscópio Eletrônico de Varredura	Diatomáceas, filamentos fúngicos, esporos, células bacterianas.	Neto <i>et al.</i> (2019)b
Oceano Atlântico, ao longo da costa sudeste do Brasil.	Caracterizar a comunidade de bactérias e arqueas associada a diferentes tipos de substratos plásticos implantados em águas profundas.	Incubação <i>in situ</i> .	Pellets (PP), filmes (HDPE e HDPE-OXO).	Extração de DNA e sequenciamento genético 16S rRNA.	Dominância de Proteobactérias, com comunidades microbianas distintas dependendo do tipo de polímero.	Agostini <i>et al.</i> (2021)
Oceano Atlântico, ao longo da costa sul do Brasil.	Monitorização da poluição microplástica e identificação da microbiota associada.	MP flutuante coletado com arrasto na interface oceano-atmosfera.	Fragments, filaments, pellets, foam and films.	Extração de DNA e teste PCR.	Proteobacteria, Bacteroidetes, Firmicutes, Cyanobacteria, Chlorophyta, Charophyta e Cnidaria, Fungos, Diatomáceas, Dinoflagelados etc.	Lacerda <i>et al.</i> (2022)
Marisma on Patos Lagoon Estuary - RS	Definir os níveis de referência de contaminação da linha de base para meso e MP em uma área de sapal contida no maior sistema lagunar costeiro do mundo.	Amostragem de sedimentos de superfície e água.	Pellets, filamentos, fragmentos e esferas.	Microscópio Eletrônico de Varredura.	Bactérias, microalgas e fungos filamentosos.	Pinheiro <i>et al.</i> (2022)

Fonte: A autora, 2023.

1.7 Considerações finais

Apesar da atenção científica que os MP dispersos em ambientes marinhos e estuarinos têm recebido, ainda há um longo caminho a percorrer para que haja compreensão abrangente da composição, funcionamento e consequências ecossistêmicas da plastisfera. A falta de padronização nos métodos utilizados para investigar a presença e consequências de MP em ambientes aquáticos relatada por Erni-Cassola *et al.* (2019) é um grande obstáculo ao comparar resultados de diferentes pesquisas e regiões, dificultando o mapeamento em larga escala.

O Mar Amarelo e o Mediterrâneo concentram a maior parte dos estudos sobre a composição e diversidade de biofilmes marinhos em MP, enquanto existe uma grande lacuna no conhecimento sobre os organismos que formam biofilmes em MP ao redor da Oceania, África e América do Norte. Os resultados dos primeiros estudos sobre comunidades associadas ao MP em ecossistemas marinhos brasileiros abrangeram pontos na costa e na plataforma continental no sul e sudeste, enquanto estudos sobre esses ecossistemas no norte e nordeste não foram encontrados. Estudos em diferentes localidades são necessários para entender as influências geográficas e climáticas sobre as comunidades da plastisfera. Além disso, mapear os microrganismos capazes de sobreviver nesse ecossistema é um passo importante para entender os riscos à saúde humana e ao meio ambiente que a plastisfera representa.

Outra lacuna importante sobre o MP é a dispersão nos oceanos; fontes e sumidouros, valores de entrada e saída e componentes de circulação. Para resolver isso, é necessário alinhar pesquisas de diferentes áreas oceanográficas em busca de mais informações sobre a interação do MP com o ambiente marinho, considerando seus fatores bióticos e abióticos. Compreender a interferência de biofilmes na sedimentação de MP é uma das frentes de pesquisa essenciais para preencher essa lacuna e compor modelos numéricos que representem a dispersão de MP globalmente e localmente. Além disso, investimentos em estudos futuros sobre a interação de microrganismos no biofilme, bem como a sucessão ecológica nesse habitat, são essenciais para entender a evolução e dispersão de organismos que oferecem riscos à saúde humana e ao meio ambiente, principalmente em áreas costeiras próximas aos grandes centros populacionais.

2 CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS NA BAÍA DE ILHA GRANDE (RJ)

2.1 INTRODUÇÃO

Cinquenta anos após as primeiras evidências de microplásticos (MP) em ambiente marinho serem relatadas (CARPENTER & SMITH, 1972; CARPENTER *et al.*, 1972), estas partículas se encontram presentes em concentrações crescentes em todos os oceanos. As áreas costeiras são as mais impactadas visto à proximidade com centros urbanos e industriais, que utilizam os corpos hídricos como sumidouro de lixo, rejeito e esgoto in natura; sendo os ambientes com hidrodinâmica restrita, em que a troca de água com o oceano se faz de forma periódica, como baías e estuários, os que tendem a apresentar maior concentração de MP (LINS-SILVA *et al.*, 2021). Neste contexto, este trabalho se propõe a quantificar e caracterizar MP da Baía de Ilha Grande (BIG), através de amostras de água superficiais. Além disso, discutiremos os panoramas atuais e perspectivas sobre o manejo da poluição plástica nesse ecossistema, dando enfoque às ações conjuntas entre poder público, comunidade científica e população local.

Identificar a fonte dos MP encontrados em ambientes marinhos é um grande desafio devido ao tamanho reduzido das partículas, porém com estudos amplos de caracterização das frações de MP de cada ambiente, é possível traçar possíveis origens. Apesar de serem caracterizados como lixo marinho, 75% do MP que chegam aos oceanos é proveniente de fontes terrestres como descarte indevido de plásticos maiores que acabam se deteriorando em partículas cada vez menores. As fontes destas partículas costumam ser: efluentes industriais e domésticos, escoamento superficial de terras agrícolas e áreas urbanas, operações portuárias, turismo, desgaste de pneus e marcações rodoviárias, dentre outras atividades (ANDRADY, 2011; COLE *et al.*, 2011; THUSHARI *et al.*, 2017; RODRÍGUEZ-SEIJO & PEREIRA, 2019; KOLE *et al.*, 2017). As fontes de origem marítimas do MP somam em média apenas 25% do montante oceânico de MP, sendo a pesca comercial/industrial, os resíduos da navegação, o turismo aquático e a aquacultura as atividades de maior impacto (DERRAIK, 2002; THUSHARI & SENEVIRATHNA, 2020).

Dentre as formas de MP presentes nos ecossistemas marinhos, as fibras são dominantes (DE-LA-TORRE *et al.*, 2020; LUSHER *et al.*, 2015; FRIAS *et al.*, 2016; MARTIN *et al.*, 2017; ALOMAR *et al.*, 2016; DESFORGES *et al.*, 2014; CESA *et al.*,

2017; LINDEQUE *et al.*, 2020.), sendo encontradas em sedimentos marinhos (CLAESSENS *et al.*, 2011; FRIAS *et al.*, 2016; MARTIN *et al.*, 2017), águas superficiais e na coluna de água (LUSHER *et al.*, 2015b; AYTAN *et al.*, 2016.), assim como na biota (NEVES *et al.*, 2015; BELLAS *et al.*, 2016; GÜVEN *et al.*, 2017).

Sua grande proporção em relação aos outros tipos de partículas provavelmente está relacionada à contínua abrasão de roupas e estofados de tecido sintético, cujos resíduos são liberados por águas residuais de atividades de lavanderia (NAPPER & THOMPSON, 2016; FRIAS *et al.*, 2016) e as fibras de nylon utilizadas pela indústria pesqueira. Diante disso, os fragmentos resultantes da constante quebra de detritos plásticos maiores, compõem o segundo grupo mais abundante (DE-LA-TORRE *et al.*, 2020; LUSHER *et al.*, 2015; FRIAS *et al.*, 2016; MARTIN *et al.*, 2017).

A inserção de MP nos ambientes aquáticos provoca mudanças que afetam diretamente os processos ecossistêmicos, interferindo na alimentação (COLE *et al.*, 2013; SETÄLÄ *et al.*, 2014), movimentação (SUWAKI, DE-LA-CRUZ & LOPES, 2020) e especiação de comunidades planctônicas (TU *et al.*, 2020; MIAO *et al.*, 2019; HOELLEIN *et al.*, 2017; KETTNER *et al.*, 2017). Além disso, pode acelerar a dispersão de microorganismos patogênicos (SILVA *et al.*, 2019) e excretores de toxinas (TIBIRIÇÁ *et al.*, 2019). Van Colen *et al.* (2020) em experimentos laboratoriais observaram a interação de *C. edule* e *L. balthica* com MP (PS com um diâmetro de 4,8 µm) e relataram a alteração nos padrões de posicionamento do zooplâncton na coluna d'água, em que as larvas que consumiram o MP permaneceram próximas à superfície, enquanto as não contaminadas permaneceram próximas ao fundo.

A ingestão de MP e sua transferência entre níveis tróficos aponta para o potencial de bioacumulação das partículas plásticas e de outros contaminantes adicionados aos plásticos (LI, LIU & CHEN, 2018; ALAVA, 2020). Apesar dos plásticos serem considerados materiais inertes, a adição de componentes químicos na sua fabricação, para aperfeiçoar traços como transparência e plasticidade, é uma ameaça aos ecossistemas e à saúde humana. Com o passar do tempo, a exposição ao calor, estresse ambiental, lixiviação de aditivos como o bisfenol A e os ésteres de ftalato resultam em contaminantes disseminados nos ecossistemas. Estes contaminantes, possuem propriedades desreguladoras endócrinas com capacidade de interferir nas ações de muitos hormônios (DARBRE, 2020).

O monitoramento dos padrões de acumulação de MP em ambientes aquáticos é essencial no contexto do gerenciamento de detritos antropogênicos marinhos. Sua aplicação pode auxiliar a detectar as fontes e sumidouros das partículas e avaliar a eficácia das

medidas de mitigação de modo a reduzir a deposição de MP no ambiente (RYAN *et al.*, 2020), além de determinar o grau de contaminação e de risco à saúde humana e ecossistêmica. Estudos quali-quantitativos sobre a presença de MP em ambientes marinhos analisam tipo, cor, quantidade e concentração de MP em amostras de água, sedimento, e também em animais em busca de caracterizar a contaminação plástica nos ecossistemas. Este capítulo traz os resultados das análises de amostras de água coletadas no final do verão e começo do outono de 2018 em 17 estações da BIG e apresenta os primeiros dados sobre a concentração e classificação dos MP deste sistema costeiro.

2.2 Objetivos

O objetivo geral:

Através da quantificação e caracterização do MP da Baía de Ilha Grande (BIG) indicar as áreas mais impactadas e discutir os panoramas atuais e perspectivas sobre o manejo da poluição plástica nesse ecossistema.

Objetivos específicos:

- a. Quantificar a concentração de MP em amostras de água superficial coletadas.
- b. Caracterizar os MP de cada estação de acordo com a cor e o tipo.
- c. Descrever a morfologia dos MP encontrados.
- d. Verificar a composição química das partículas encontradas.

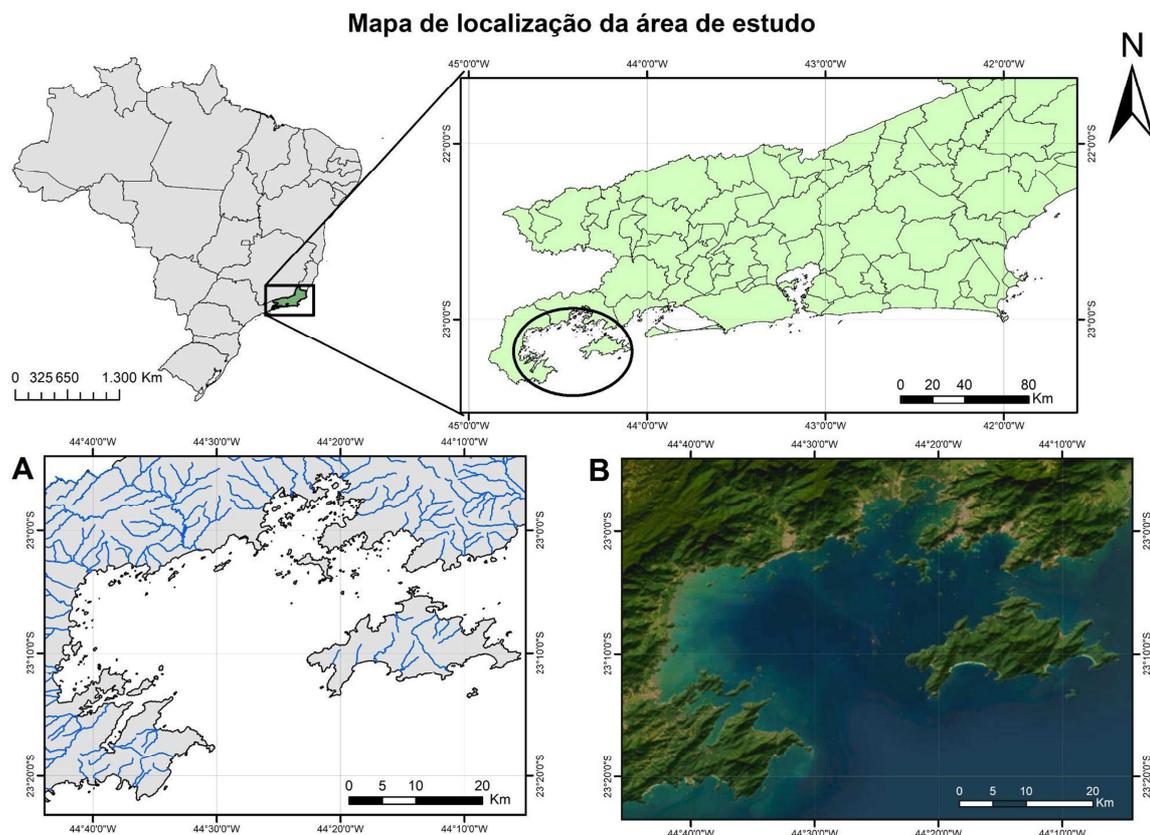
2.3 Caracterização da área de estudo

“A Baía de Ilha Grande abriga uma grande beleza paisagística, e uma rica fauna e flora sendo um santuário de biodiversidade singular (hot-spot) conta com grande diversidade de ecossistemas, manguezais, restingas, extensos trechos de costões rochosos, praias, 189 ilhas e abriga ainda a maior ilha do Estado do Rio de Janeiro e a terceira do Brasil, a Ilha Grande. A BIG apresenta muitas belezas e cores, frutos da sua diversidade de espécies, que se devem às condições geográficas e hidrográficas da região, aliadas a variáveis tais como conectividade dos sistemas costeiros, aporte de matéria orgânica de rios e variação de fatores oceanográficos físicos e químicos. Por essas características é considerada oficialmente um hotspot de biodiversidade marinha no litoral brasileiro e uma das áreas mais produtivas em termos de recursos naturais.”¹

Localizada ao sul do estado do Rio de Janeiro (Figura 2), a BIG é um maretório de uso misto e conflituoso que abriga grande diversidade de ecossistemas e é um *hotspot* de biodiversidade. A região, ocupada por dois municípios (Paraty e Angra dos Reis) conta com significativa presença de povos e populações tradicionais (indígenas, quilombolas e caiçaras) que dividem espaço com atividades industriais e portuárias de grande porte (terminais petrolíferos e de minérios, usinas nucleares e estaleiros de serviços offshore). Com o objetivo de assegurar a conservação do ambiente natural e sua biodiversidade, e proteção dos sistemas hidrológicos do município de Angra dos Reis, em 1986, foi criada a Área de Proteção Ambiental de Tamoios (APA-TAMOIOS), que abrange além da porção continental, grande parte do conjunto de ilhas da Baía de Ilha Grande.

¹ Trecho retirado do livro “Iniciativa BIG 2050”, projeto do Governo do Estado do Rio de Janeiro, por meio da Secretaria de Estado do Ambiente (SEA) e do Instituto Estadual do Ambiente (INEA), em parceria com a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO).

Figura 2: Mapas de localização da área de estudo, com detalhamento da malha hídrica que deságua na Baía de Ilha Grande (A) e imagem de satélite da região (B).



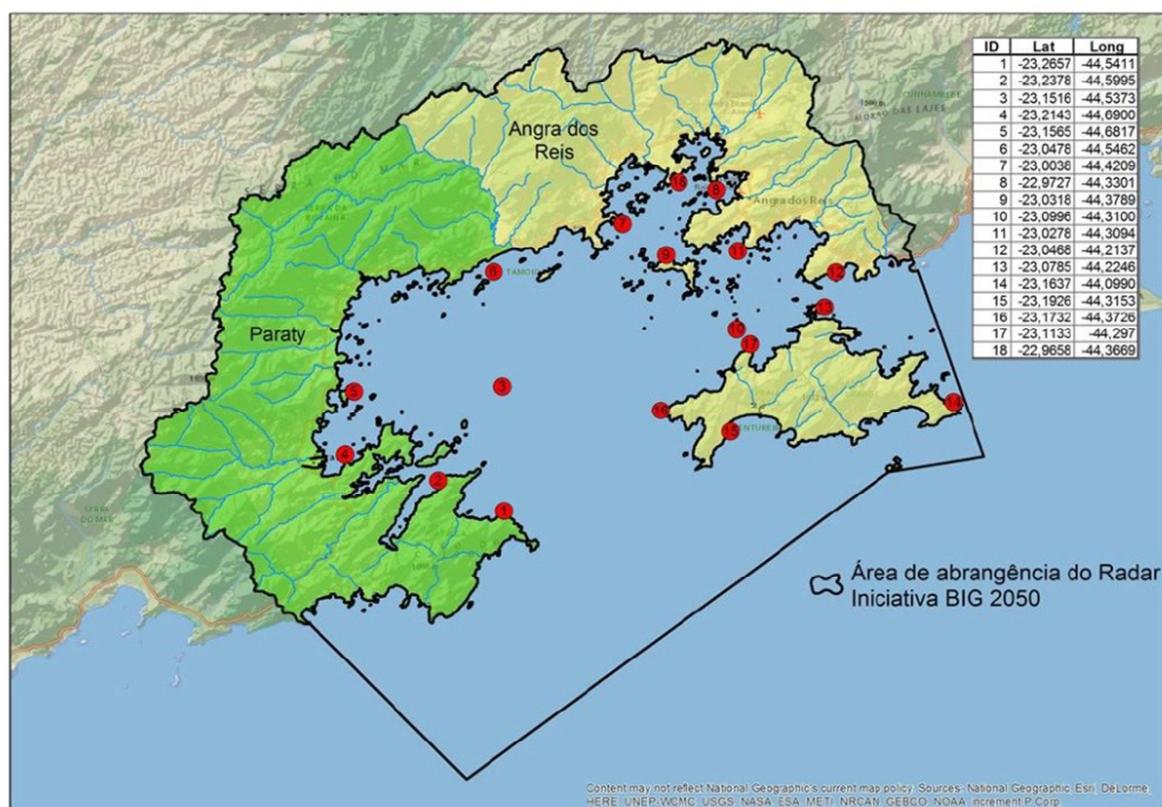
A Ilha Grande adquiriu em 2019 o *status* de Patrimônio Cultural e Natural Mundial da Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura (UNESCO). Apesar do tamanho e importância socioeconômica, este sistema carece de informação acerca da poluição por MP. Em 2020 foi realizado o primeiro diagnóstico acerca da ocorrência e distribuição de MP nos sedimentos das praias da Ilha Grande, que mostrou concentração aproximadamente 10 vezes maior no verão do que no inverno, devido a condições meteorológicas que favorecem o acúmulo de materiais na faixa de areia aumentando o tempo de permanência dos mesmos durante o verão (MACEDO, 2020). A descarga dos rios, o lançamento direto em suas margens e as atividades associadas ao turismo são possivelmente as principais fontes de partículas plásticas para o sistema da BIG (FAO, 2018).

2.4 Métodos

2.4.1 Coleta e triagem das amostras de microplástico

A campanha amostral foi realizada entre os dias 26 e 29 de março de 2018 na BIG, como parte do Radar Iniciativa BIG 2050, através de arrastos horizontais com rede de plâncton de 30 cm de diâmetro, 70 cm de comprimento e malha de 50 µm, munida de fluxômetro. Os pontos de coleta estão apresentados na Figura 3. Para calcular o volume de água filtrada pela rede durante o arrasto em cada arrasto, usamos a seguinte equação: $V = N \times A \times C$, onde N é o número de spins no fluxômetro, A é a área da abertura da rede e C é o fator de correção da vazão (BAINI *et al.*, 2018).

Figura 3: Malha amostral dos pontos de coleta de microplásticos.



Fonte: Radar Iniciativa BIG 2050, 2018.

No laboratório foi realizada a lavagem, para retirada de sais e do fixador, e secagem em estufa por 24 horas, à 60°C. Posteriormente, cada amostra foi pesada em balança

analítica, de 0,01 mg de precisão, para a determinação do peso seco total de cada amostra. Após ter este valor, cada amostra foi transferida para um esquema empilhado de peneiras de aço inoxidável (Bertel), sendo a peneira de malha 250 μm posicionada abaixo, seguida da peneira de 0,5 mm, a de 1 mm e a peneira de 4 mm acima (metodologia descrita na revisão de Montagner *et al.*, 2021). Após a etapa da separação das frações, cada fração foi pesada, também em balança analítica, de 0,01 mg de precisão, para a determinação do peso.

Para o procedimento da triagem foi utilizado um microscópio estereoscópico binocular e microscópio óptico Nikon, com sistema de captura das imagens (ImagingSource, Image Pro- insight). A concentração é representada em partículas por m^3 e por peso seco por m^3 (MOORE, 2001). As amostras foram categorizadas de acordo com o tipo morfológico do material e a cor simultaneamente. Para o tipo de material considera-se as seguintes categorias já descritas na literatura: pellet, fragmento rígido, fragmento flexível, filme, isopor, borracha, grânulo e fibras (OGI & FUKUMOTO, 2000; ENDO *et al.*, 2005; HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012; SUTTON *et al.*, 2016). Já a classificação por cor segue as seguintes classes: amarelo, branco, marrom, preto, rosa, transparente e vermelho.

A identificação dos polímeros foi feita por espectroscopia no Infra-vermelho com Transformada de Fourier (FT-IR), que mede o espectro de absorção da radiação infravermelha pelas ligações químicas de um material, cujos picos de intensidade são característicos para cada grupo funcional químico.

2.4.2 Microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia de energia dispersiva

Para observação detalhada dos MP foi utilizado um microscópio eletrônico de varredura (MEV) Field Emission Gun - JEOL, modelo JSM-7100TF, com espectroscopia de energia dispersiva (EDS) que permite analisar os elementos químicos presentes nas partículas plásticas. As análises foram executadas em parceria com a Profa. Dra. Cristina Russi e colaboradores.

As amostras foram previamente cobertas com uma fina camada de ouro, utilizando um metalizador à vácuo, para fornecer uma superfície condutora à superfície das amostras. Após a metalização, as amostras foram levadas ao microscópio eletrônico de varredura com 0° de inclinação da amostra. Para a análise de EDS utilizou-se 20 kV de tensão de aceleração de elétron para identificar elementos na superfície dos MP.

2.5 Resultados

2.5.1 Amostras coletadas

Os dados referentes à coleta das amostras e às condições oceanográficas relevantes para discussão dos resultados das análises realizadas neste trabalho estão apresentadas abaixo nas Tabelas 2 e 3.

Tabela 2: Metadados da coleta das amostras de água para análise quali-quantitativa da poluição por microplásticos na Baía de Ilha Grande.

Estações	Localização	Profundidade local (m)	Data	Hora de início	Horário final	Maré	Intensidade do vento (m/s)	Direção do vento
1	23°15.966'S 44°32.436'W	14	29/03/2018	07:10	07:30	vazante	0	-
2	23°14.357' S 44°36.031' W	9,6	29/03/2018	07:50	08:11	vazante	0	-
3	23°09.039'S 44°32.233'W	18,8	27/03/2018	11:25	11:47	vazante	0	-
4	23°13.228'S 44°41.545'W	6,5	29/03/2018	09:10	09:25	enchente	0	-
5	23°09.294'S 44°40.859'W	6,6	29/03/2018	09:30	09:50	enchente	0	-
6	23°02.899'S 44°32.776'W	9	27/03/2018	12:20	12:50	vazante	1.2	S
7	23°00.158'S 44°25.442'W	10,7	28/03/2018	11:37	12:00	preamar	0.2	SW
8	22°58.374'S 44°19.785'W	6,8	28/03/2018	13:40	13:55	vazante	1.5	SW
9	23°01.885'S 44°22.688'W	8,8	28/03/2018	10:38	11:00	enchente	0.5	N
10	23°05.422'S 44°18.549'W	12,5	26/03/2018	11:54	12:25	vazante	0.7	W
11	23°01.497'S 44°18.220'W	4	27/03/2018	08:45	09:00	enchente	0	-
12	23°02.990'S 44°13.104'W	6,9	27/03/2018	18:00	18:28	vazante	2.2	SW
13	23°04.598'S 44°13.762'W	8,8	26/03/2018	16:10	16:37	vazante	2.5	SW
14	23°09.943'S 44°05.526'W	13,1	26/03/2018	15:10	15:36	vazante	2.8	SW
15	23°11.484'S 44°18.883'W	16	27/03/2018	07:30	07:55	baixa-mar	0	-
16	23°09.889'S 44°21.640'W	8,2	27/03/2018	09:20	09:38	enchente	0	-
17	22°57.966'S 44°22.021'W	11,7	28/03/2018	13:10	13:25	vazante	1.5	SW

Fonte: Ficha de coleta e tábua de marés, 2018.

Tabela 3: Informações das estações e proximidades observadas durante a coleta.

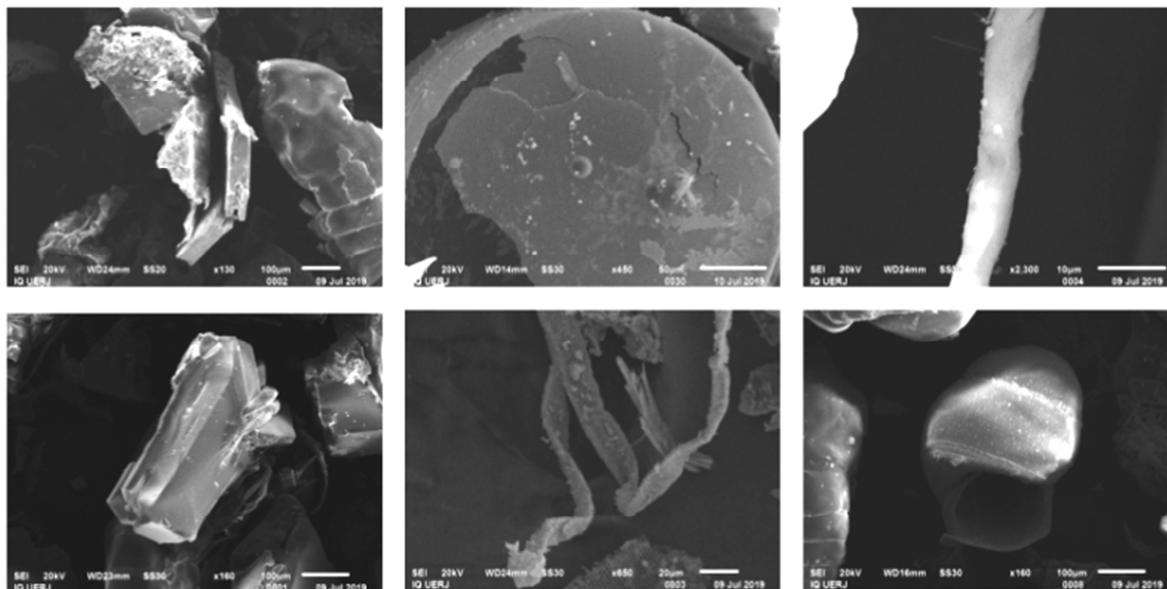
Estações	Presença de construções próximas	Resíduos na água	Saída de água pluvial	Saída de água de outra fonte	Embarcações	Outras informações relevantes
1	Casas de pescadores	-	-	Influência de aporte da comunidade pesqueira (esgoto)	Barcos/traineiras	Presença de rede de pesca
2	Casas / Pier	-	-	-	2 Barcos/traineiras	Presença de rede de pesca
3	-	-	-	-	Navios	-
4	2 Marinas / Igreja / Casas em ilhas próximas	2 garrafas de plástico	-	Influência das marinas	Barcos / Veleiros / Lanchas / Traineiras	-
5	-	-	-	-	-	-
6	-	-	-	-	-	-
7	1 Casa / Usina (ao longe)	-	-	-	-	Possível influência de descarga de água da usina
8	1 Casa com pier	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	-	-
10	-	-	-	-	-	-
11	Casas e 1 pier	-	-	-	1 Traineira	-
12	Terminal TEBIG	-	-	-	Navios	-
13	Terminal TEBIG	-	-	-	Navios	-
14	Farol	1 embalagem plástica	-	-	Navios	-
15	Pequeno Cais / Casas	-	Aporte de água doce	-	Barcos / Lanchas	-
16	Pequena casa	-	-	-	-	-
17	Ilhas com casas	-	-	-	-	-

Fonte: ficha de coleta, 2018.

2.5.2 Análises quali-quantitativas dos microplásticos

As análises mostraram MP de formato, tamanho e composição variados. A análise em MEV mostrou de forma detalhada fragmentos de diferentes formas fractais e arredondadas, filamentos isolados e filamentos agrupados (Figura 4).

Figura 4: Microplásticos coletados fotografados em microscópio eletrônico de varredura.



Fonte: A autora, 2023.

O resultado da pesagem do material seco total e das frações de tamanho está apresentado na Tabela 4. Após a pesagem e análise em microscópio foi decidido fazer a triagem apenas das frações de partículas menores que 1mm, pois a fração de partículas entre 4 mm e 1 mm foi a de menor peso e apresentou maior concentração de material orgânico do que MP, dificultando a triagem, e foi considerada de pouca relevância em relação à concentração total amostrada nas outras frações.

Tabela 4: Peso do material seco.

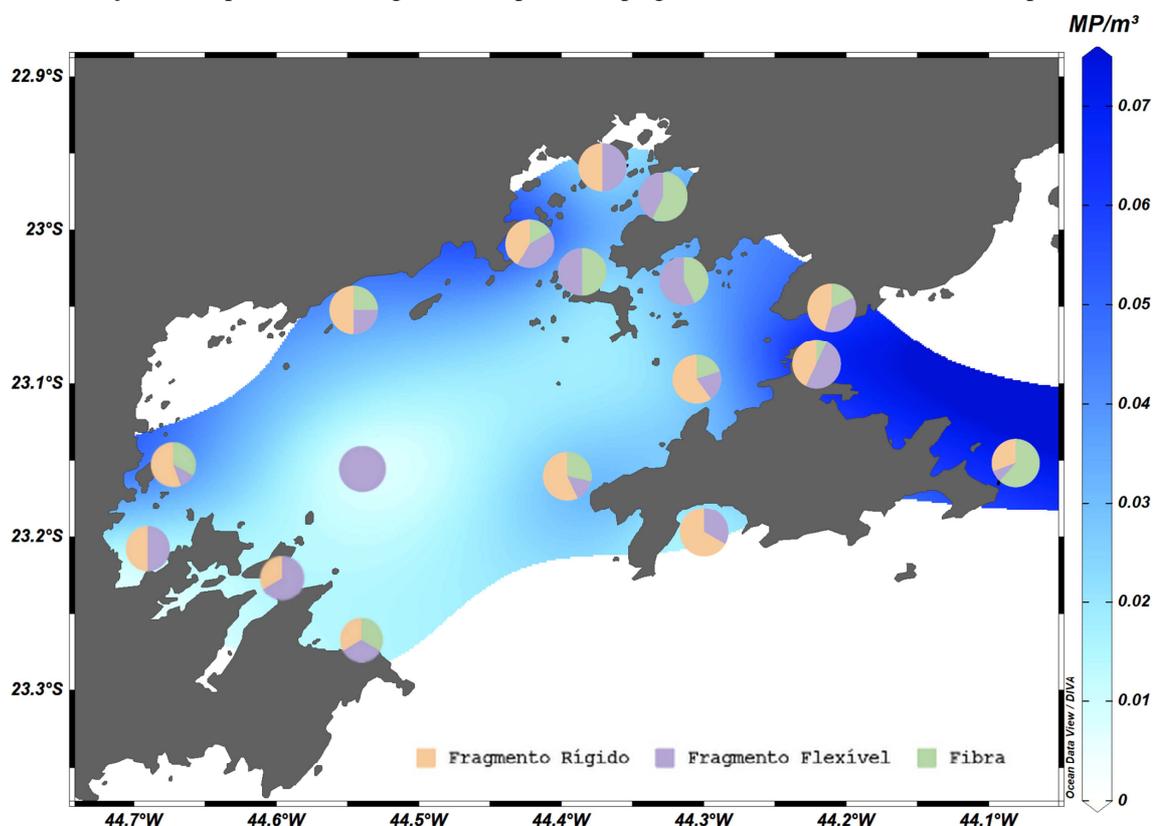
Estações	Peso Total*	Peso da fração 4mm - 1mm*	Peso da fração 1mm - 0.5mm*	Peso da fração 0.5mm - 0.25mm*	Peso da fração menor que 0,25 mm*	Classificação tipo de material e/ou fonte
1	2.5907	0.1664	0.8315	0.9125	0.6620	<i>microplástico, material orgânico, mat. de rede pesca</i>
2	1.3973	0.2718	0.2816	0.6516	0.1598	<i>microplástico, material orgânico</i>
3	1.4682	0.0235	0.1874	0.5983	0.6438	<i>microplástico, material orgânico, mat. de rede pesca</i>
4	0.421	0.0324	0.0514	0.1670	0.1344	<i>microplástico, material orgânico, mat. de rede pesca</i>
5	0.4259	0.0000	0.0494	0.1869	0.1879	<i>microplástico, material orgânico, mat. de rede pesca</i>
6	0.339	0.0116	0.0415	0.1636	0.0997	<i>microplástico, material orgânico, mat. de rede pesca</i>
7	0.9924	0.2088	0.1116	0.3912	0.2243	<i>microplástico, material orgânico</i>
8	1.413	0.5036	0.1315	0.4425	0.3249	<i>microplástico, material orgânico</i>
9	1.3369	0.2370	0.2238	0.7863	0.0729	<i>microplástico, material orgânico</i>
10	0.2971	0.0182	0.0267	0.1412	0.1012	<i>microplástico, material orgânico</i>
11	0.9099	0.1075	0.1070	0.4686	0.2042	<i>microplástico, material orgânico</i>
12	1.8453	0.5262	0.4155	0.8034	0.0948	<i>microplástico, material orgânico</i>
13	1.6436	0.2909	0.2253	0.9147	0.1367	<i>microplástico, material orgânico</i>
14	2.6105	0.4729	0.4737	1.4220	0.1612	<i>microplástico, material orgânico</i>
15	0.3342	0.0159	0.0363	0.0176	0.1146	<i>microplástico, material orgânico</i>
16	0.5296	0.1193	0.0680	0.2248	0.1134	<i>microplástico, material orgânico</i>
17	1.6287	0.1566	0.2118	0.7373	0.5041	<i>microplástico, material orgânico, mat. de rede pesca</i>
Total	20.7409	3.1895	3.5425	9.2262	4.1936	

Fonte: A autora, 2022.

*Peso em g/m³.

As análises quali-quantitativas das frações < 1 mm estão apresentadas abaixo. A concentração em partículas por m³ esteve entre 0,015 e 0,07 MP/m³. As estações com maior concentração de MP se encontram no canal entre a Ilha Grande e o continente, nas proximidades do terminal de óleo e gás TEBIG, localizado em Angra dos Reis. Como esperado, as áreas próximas às regiões continentais mais populosas também apresentaram concentrações elevadas de MP em relação ao centro da baía (Figura 5).

Figura 5: Concentração e tipo de microplásticos < 1mm (MP/m³) encontrados na Baía de Ilha Grande. A porcentagem de cada tipo de MP (fragmento rígido, fragmento flexível e fibras/filamentos) de cada estação está representada nos gráficos de pizza. Mapa gerado no Ocean Data View © adaptado.



Fonte: A autora, 2023.

Foram encontrados apenas três tipos de MP nas amostras analisadas, sendo eles: fragmentos rígidos, fragmentos flexíveis e filamentos/fibras (Tabela 5). Sendo a categoria mais abundante a dos fragmentos, seguido pelos fragmentos flexíveis e dos filamentos/fibras. A análise preliminar em FT-IR indicou o predomínio de nylon (análises realizadas pela Profa Dra Cristina Russi e colaboradores), entretanto, estes resultados estão em revisão pelo grupo de pesquisa da referida professora por apresentarem contaminantes orgânicos.

Tabela 5: Categorização dos MP menores que 1 mm em tipo (filamentos/fibra, fragmento flexível e fragmento rígido), cor, quantidade e concentração em partículas por m³ de cada tipo.

Amostra	Concentração total (MP/m ³)	Fibra	Cor	MP/m ³	Fragmento Flexível	Cor	MP/m ³	Fragmento Rígido	Cor	MP/m ³
1	0,015	1	A	0,005	1	B	0,005	1	P	0,005
2	0,015	0	-	0	2	B	0,01	1	P	0,005
3	0,005	0	-	0	1	B	0,005	0	-	0
4	0,010	0	-	0	1	B	0,005	1	P	0,005
5	0,045	3	T, T, A	0,015	1	B	0,005	5	P	0,025
6	0,040	2	A	0,01	2	B	0,01	4	-	0,02
7	0,060	2	V, A	0,01	5	B	0,025	5	P	0,025
8	0,035	4	P, P, A, T	0,02	3	B	0,015	0	-	0
9	0,020	2	P	0,01	2	B	0,01	0	-	0
10	0,025	1	A	0,005	1	B	0,005	3	P	0,015
11	0,035	3	V, A, B	0,015	4	B	0,02	0	-	0
12	0,055	2	A	0,01	4	B	0,02	5	P	0,025
13	0,070	1	P	0,005	7	B	0,035	6	R	0,03
14	0,065	8	6A, 2T	0,04	1	B	0,005	4	R, P, M, A	0,02
15	0,015	0	-	0	1	B	0,005	2	P	0,01
16	0,035	2	A, R	0,01	1	B	0,005	4	P	0,02
17	0,020	0	A	0	2	B	0,01	2	P	0,01

Legenda: Amarelo (A), branco (B), marrom (M), preto (P), rosa (R), transparente (T), vermelho (V).

Fonte: A autora, 2022.

2.5.3 Análise dos elementos químicos presentes nos microplásticos

A análise em MEV-EDS dos elementos químicos dos microplásticos amostrados mostrou a presença de elementos maiores da água do mar (Cl, Na, Mg, K, S, Ca), além de elementos metálicos como cobre (Cu), alumínio (Al) e zinco (Zn), e não metálicos como enxofre (S) e silício (Si), e enxofre (S). As razões elementares encontradas nas amostras estão apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6: Razões elementares, em porcentagem atômica, das micropartículas plásticas analisadas em MEV-EDS.

Amostra	C-K	N-K	O-K	Mg-K	Al-K	Cl-K	Na-K	Si-K	Ca-K	S-K	Cu-K	Zn-K
#1 MP9(2)_pt 2	0	38.79	30.53	10.98	2.58	16.69	-	-	-	-	-	-
#1 MP9(5)_pt 1	0	-	59.83	7.71	0.91	6.45	3.28	-	4.58	-	1.96	-
#1 M9(7)_pt1	24.96	-	75.04	-	-	-	-	-	-	-	-	-
#1 M9(7)_pt2	22.85	-	77.15	-	-	-	-	-	-	-	-	-
#2 M9(3)_pt1	11.03	-	82.03	-	-	1.25	1.71	3.50	-	-	-	-
#2 M9(3)_pt2	11.59	-	81.33	0.89	-	1.87	2.19	2.12	-	-	-	-
#5 M9(1)_pt1	0.23	35.58	31.05	10.96	0.60	19.50	-	-	-	-	0.93	0.92
#5 M9(2)_pt1	0.92	25.75	36.64	12.71	0.35	22.64	0.29	-	-	-	0.69	-
#5 M9(2)_pt2	04.01	4.72	66.61	02.09	-	17.16	5.35	-	-	-	07.05	-
#6 M9(1)_pt1	2.91	-	52.07	-	8.21	-	-	1.99	-	1.49	20.74	12.11
#7 M9(1)_pt1	14.40	-	82.38	-	-	1.59	-	-	-	-	-	-
#7 M9(1)_pt2	21.47	-	73.65	-	-	02.04	-	-	-	-	1.29	-
#7 M9(2)_pt1	14.27	10.74	55.50	0.81	12.05	1.97	1.67	-	-	-	0.90	-
#7 M9(2)_pt2	2.4	-	26.54	1.38	44.77	15.69	-	-	-	1.44	1.46	0.79
#11 M9(1)_pt1	3.46	-	67	-	4.28	8.68	-	6.94	3.16	-	-	-
#11 M9(2)_pt1	2.47	5.96	68.24	1.28	06.07	9.5	06.07	0.97	1.07	0.59	1.8	-
#13 M9(1)_pt3	3.1	8.29	63.88	0.57	-	-	3.74	-	-	0.1	-	-
#15 M9(1)_pt1	10.67	14.22	59.7	0.86	3.72	4.7	4.58	-	-	0.82	-	-
#15 M9(1)_pt2	10.04	14.89	58.95	0.8	-	6.83	5.32	-	0.27	0.56	-	-

Legenda: K: potássio, C: carbono, O: oxigênio, Mg: magnésio, Al: alumínio, Cl: cloro, Na: sódio, Si: sílica, Ca: cálcio, S: enxofre, Cu: cobre, Zn: zinco.

2.6 Discussão

Este trabalho traz dados inéditos sobre a poluição por MP nas águas da BIG. Como previsto, as áreas próximas ao continente e aos centros urbanos apresentam maior concentração de MP, funcionando como regiões de *input* de MP para o sistema da BIG. Os pontos de amostragem 5, 6, 7, 12, 13 situados próximos à costa de Paraty, Angra dos Reis e a vila de Abraão na Ilha Grande, apresentaram maior concentração de fragmentos, provenientes da quebra e deterioração de partículas plásticas maiores. Já no ponto 14, próximo a praia de Lopes Mendes, na Ilha Grande, ocorreu a predominância de fibras e filamentos, possivelmente de nylon, proveniente de apetrechos de pesca utilizados pela frota pesqueira e roupas esportivas. Pontos próximos a atividades industriais de grande porte como do Terminal da Baía de Ilha Grande utilizado pela indústria de óleo e gás, e das usinas nucleares de Angra dos Reis apresentam as concentrações mais altas de MP analisados neste estudo.

Macedo (2020) constatou que dentre as praias da Ilha Grande, as que se encontram no setor sul (voltadas para o continente) apresentaram maior concentração de MP no sedimento praial do que as do setor norte (praias oceânicas), indo de acordo com os dados obtidos neste estudo, que apontam que a região mais impactada por MP na BIG é a faixa entre o continente e a vila de Abraão e a praia de Lopes Mendes, na Ilha Grande. Dentre os tipos de MP, o mais encontrado nas amostras de sedimento praial na Ilha Grande foi o isopor, seguido de fragmentos e depois fibras (MACEDO, 2020). Já nas amostras de água analisadas no presente estudo não houve presença de isopor, o que pode indicar que a principal origem destas partículas seja a utilização de isopor para acondicionamento de gelo nas praias e embarcações (SILVA *et al.*, 2016), e a tendência destas partículas em se concentrarem nas praias já que sua baixíssima densidade dificulta a entrada na coluna d'água e sedimentação em ambientes marinhos.

Diferença similar entre os tipos de MP encontrados nos sedimentos praial e nas amostras de água foi observada por Castro *et al.* (2020) na região costeira de Niterói - RJ, onde as amostras de água superficial continham apenas fragmentos, filamentos e filmes, enquanto no sedimento praial, além destes foi encontrada presença de micropartículas de isopor.

Os resultados obtidos na análise dos elementos químicos presentes nos MP apresentaram grande diferença entre as partículas indicando que há variabilidade entre os

tipos de plásticos e suas origens. Algumas amostras apresentaram concentrações baixas de alumínio e cobre; tal contaminação de polímeros por metais pode ocorrer durante o processo de manufatura a partir do desgaste do maquinário e da adição de pigmentos e retardantes de chama ao polímero, ou por adsorção do meio (VEDOLIN, 2014). O cobre é largamente utilizado em tintas anti-incrustantes aplicadas em barcos e navios, representando um contaminante cuja concentração ocorre em ambientes costeiros, principalmente no sedimento devido à tendência de adsorver a partículas suspensas na água que acabam se depositando.

Esta tendência vem aumentando nas últimas décadas (BROOKS & WALDOCK, 2009), de modo que, a adsorção no meio aquático crie uma possível fonte da contaminação por cobre nas partículas analisadas. Vedolin (2014) comparou a concentração de contaminantes (Al, Cr, Cu, Fe, Mn, Sn, Ti, Zn) em *pellets* virgens e coletados em praias do litoral de São Paulo e observou que nos *pellets* coletados no ambiente as concentrações de alumínio e ferro eram consideravelmente maiores, comprovando a adsorção destes elementos nas partículas plásticas após introdução no meio.

O magnésio, assim como o cloro, foi identificado na maioria das amostras e é utilizado na forma de hidróxido de magnésio como aditivo antichama em alguns polímeros. Já o cloro faz parte da estrutura dos polímeros PVC, PE e PET, assim como carbono, hidrogênio e oxigênio. As análises de FTIR apontaram para a possível predominância de nylon nas amostras estudadas neste trabalho, como dito anteriormente estes resultados estão sendo revistos, o que pode explicar a grande quantidade de partículas contendo cloro. Cabe ressaltar que PET e PE geralmente são os fragmentos mais abundantes na coluna de água em regiões urbanas densamente ocupadas (GHIGLIONE *et al.*, 2023).

A leste da BIG encontra-se a Baía de Guanabara (BG), ambiente sujeito a grande pressão antrópica e está entre os sistemas aquáticos com concentrações de MP mais altas relatadas na literatura (OLIVATTO *et al.*, 2019). Estudos realizados na BG encontraram 1,40 a 21,3 partículas de MP por m³ de água superficial (OLIVATTO *et al.*, 2019), enquanto para o sedimento praias as concentrações variaram de 12 à 1300 MP por m² de sedimento durante o verão e 3 à 743 MP por m² de sedimento no inverno (CARVALHO & NETO, 2016). No sedimento de fundo da plataforma continental adjacente à BG a concentração média encontrada foi 1 MP para cada 10 g de sedimento (NETO *et al.*, 2019). Estes resultados, em comparação aos obtidos neste estudo, mostram que as amostras de água da BIG apresentam concentração de MP até dez vezes menores do que as da BG.

O cenário em que a BG se encontra atualmente pode representar um futuro panorama da BIG se políticas de saneamento básico, educação ambiental e coleta de resíduos não forem aplicadas na região enquanto os centros urbanos adjacentes se expandem. Os resultados obtidos neste estudo devem servir como ponto de partida para elaboração de estudos mais complexos, em que seja possível monitorar a concentração de MP juntamente com os fatores hidrodinâmicos locais, para então nortear medidas de contenção e manejo da poluição por MP na BIG. Desta forma, será possível manter o exuberante berçário de biodiversidade marinha e uma boa qualidade de vida para as populações que vivem associadas a ela.

Evitar a chegada de MP aos ecossistemas aquáticos é a maneira mais eficiente de garantir que este estressor ecossistêmico não assuma proporções cada vez maiores, causando consequências à nível de saúde pública. Blackburn & Green (2022) classificaram os efeitos dos MP na saúde humana em três grandes categorias: químicos, físicos e biológicos. A ingestão de MP pode causar danos aos organismos por meio de sua presença física (efeitos abrasivos levando a inflamação, estresse oxidativo e citotoxicidade), sua carga química (lixiviação de aditivos ou produtos químicos adsorvidos do ambiente, causando toxicidade reprodutiva e de desenvolvimento ou invocando uma resposta imune) ou suas comunidades microbianas (patógenos que causam infecção, disbiose intestinal ou micróbios resistentes a antimicrobianos que entram no corpo) (BLACKBURN & GREEN, 2022).

A problemática do MP não se restringe a contaminação física, química e biológica causada pela presença das partículas dispersas no meio; a onipresença dessas partículas nas regiões costeiras e oceânicas do globo é resultante da produção desenfreada impulsionada pelo sistema social vigente. Somado a isto, há um complexo emaranhado de fatores estressantes ambientais intrínsecos ao capitalismo. Enxergar as estressantes e os impactos ambientais de forma desconexa do panorama sociopolítico nos limita à medidas paliativas que mascaram a manutenção das atividades verdadeiramente responsáveis pela crise ambiental. A poluição por MP está diretamente associada a estressantes como esgoto bruto (doméstico e industrial), atividade marítima e pesqueira de larga escala, descarte inadequado de resíduos sólidos, dentre outros, que juntos causam graves danos a sistemas costeiros e estuarinos como a BIG, e conseqüentemente a saúde pública local.

A importância de mantermos corpos hídricos limpos com ecossistemas saudáveis é crucial; do ar que respiramos aos alimentos e água que ingerimos, a vida humana depende da saúde dos rios e oceanos. Contudo, o investimento em saneamento básico no município

de Angra dos Reis atende apenas 59,44% da população e não há dados sobre o tratamento de esgoto no município de Paraty (SNIS, 2020).

Um sistema integrado de preservação é fundamental para que qualquer ecossistema costeiro urbano se mantenha saudável. Atualmente a BIG é campo de pesquisas nacionais e internacionais que buscam compreender e monitorar os aspectos bióticos e abióticos responsáveis por tamanha beleza e biodiversidade local. A Iniciativa BIG 2050, contexto em que foram feitas as coletas do material analisado neste estudo, surgiu da parceria da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) e do Instituto Estadual do Ambiente (IneaRJ), como parte do Projeto BIG financiado com recursos do Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF) e apoio das Prefeituras de Angra dos Reis e Paraty, tem como objetivo garantir a conservação e o uso sustentável da BIG e de sua biodiversidade.

O desafio de garantir a conservação e o uso sustentável de um sistema com usos tão diversos como a BIG só é possível com comprometimento do poder público e privado, e com o impulsionamento da educação ambiental crítica da população que utiliza o maretório. Os resultados obtidos por este e outros trabalhos de monitoramento da BIG só são verdadeiramente significativos se utilizados para nortear ações aplicadas de preservação de ecossistemas costeiros. A comunicação e colaboração entre academia, tomadores de decisões e a população associada à BIG é premissa para conservação local.

2.7 Considerações finais

Os resultados deste trabalho servem de alerta para a situação da poluição por MP da BIG. Apesar das concentrações encontradas não serem alarmantes, todas as amostras estavam contaminadas com MP, o que aponta a grande dispersão destas partículas na área de estudo. A predominância de fragmentos, possivelmente de PET e PE nos pontos amostrais próximos à costa indicam que os detritos de origem continental são os principais responsáveis pela poluição por MP na região, também consideravelmente impactada pelas micro fibras, possivelmente de nylon (aguardando re-análise em FTIR) . O incentivo público ao descarte correto e reciclagem de materiais plásticos na região, além de projetos de educação ambiental e reaproveitamento dos petrechos de pesca danificados, podem contribuir para que os índices de MP na BIG não aumentem. Para melhor compreensão da

dinâmica destas partículas neste sistema, estudos futuros sobre as concentrações de MP em amostras de água e sedimento de fundo que analisem dados sobre o transporte realizado pela circulação costeira e forçantes antrópicas na região se fazem necessários.

A poluição por MP não é um fator que possa ser analisado isoladamente, já que está diretamente ligado a uma complexa rede de fatores que funcionam como estressores ambientais. A saúde dos ecossistemas costeiros é refletida na saúde pública da população associada à costa, sendo assim, a presença de MP em todas as amostras de água é um alerta para a urgência de investimentos em áreas como saneamento básico, fiscalização da atividade marítima e turística, e coleta seletiva de resíduos. Manter os corpos hídricos saudáveis é uma responsabilidade coletiva que deve ser guiada por conhecimento científico, como os produzidos neste trabalho, gerida e financiada pelo poder público, e apoiada pela população local.

3 BIOFILMES EM MICROPLÁSTICOS DA BAÍA DE GUANABARA - RJ: COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES E ALTERAÇÕES NA VELOCIDADE DE AFUNDAMENTO

3.1 Introdução

As partículas plásticas dispersas nos oceanos são substratos ideais para a colonização por microorganismos e posterior incrustação por organismos maiores, à este nicho ecológico deu-se o nome de plastisfera (ZETTLER *et al.*, 2013). A superfície hidrofóbica estimula a rápida formação de biofilme, possibilitando a proliferação de comunidades microbianas heterotróficas, com possíveis relações de parasitismo, competição e sinergismo (SCHLUNDT *et al.*, 2020). Schlundt *et al.* (2020) identificaram Bacteroidetes, Rhodobacteraceae e Gammaproteobacteria em contato direto com diatomáceas ao analisarem as partículas plásticas que foram incubadas *in situ* de 1 à 5 semanas. Sabemos que a composição dos biofilmes varia com a localidade, as estações e o tipo de plástico ao qual estão associados, não obstante as diatomáceas estão presentes em comunidades da plastisfera descritas em diversas localidades (e.g. Mar do Norte: OBERBECKMANN *et al.*, 2014; Baía de Vitória: NETO *et al.*, 2019 b; Mar de Sargasso: CARPENTER & SMITH, 1972; etc).

Neste capítulo busco responder a duas perguntas: 1) Quem são os microorganismos presentes no biofilme de microplásticos (MP) na Baía de Guanabara (BG)?; 2) A formação deste biofilme é capaz de alterar a taxa de sedimentação dos MP?

Detritos plásticos em ambientes aquáticos impulsionam a dispersão de espécies de microorganismos patogênicos e produtores de toxinas que vivem associados a superfície plástica (PANDEY *et al.*, 2014; VAN WIJNEN *et al.*, 2019; MCCORMICK *et al.*, 2014; TAKEMURA *et al.*, 2014; SILVA *et al.*, 2019; TIBIRIÇÁ *et al.*, 2019). Leves, duráveis e facilmente carregados por correntes marinhas, as plastisferas são transportadas através dos sistemas costeiros e oceânicos, podendo impulsionar também a transferência horizontal de genes entre habitats (ARIAS-ANDRES, ROJAS-JIMENEZ & GROSSART, 2019) e a inserção de espécies invasoras nos ecossistemas marinhos (SHEN *et al.*, 2019), além de possibilitar a seleção de organismos resistentes a antibióticos, metais e metalóides tóxicos que podem ser adsorvidos na superfície das partículas plásticas (IMRAN, DAS & NAIK, 2019; KIRSTEIN *et al.*, 2016; ZETTLER *et al.*, 2013).

Neto *et al.* (2019 b) encontraram diatomáceas, filamentos de fungos, esporos e células de bactérias associadas aos MP presentes no substrato da Baía de Vitória - ES, para além deste foram encontrados apenas dois artigos que trazem resultados de análises de biofilmes marinhos em partículas plásticas na costa do Brasil.

Tibiriçá *et al.* (2019) acompanharam a floração de dinoflagelados *Ostreopsis* spp., produtores de toxinas, no Arquipélago de Currais - PR e relataram a adesão destes microorganismos em amostradores de diferentes materiais, incluindo polipropileno (PP) e polietileno de baixa densidade (PEBD), enquanto Silva *et al.* (2019) comprovaram a capacidade de detritos plásticos atuarem como veículo de dispersão de bactérias, encontrando *E. coli* e *Vibrio* spp. (*V. mimicus*, *V. vulnificus* e *V. cholerae*) associadas ao MP da BG. A interação entre microrganismos excretores de SPE e micropartículas de plástico permite a formação de agregados fractais a partir da incorporação de mais partículas de MP, novas espécies de microrganismos, matéria orgânica e minerais, aumentando de tamanho em função do tempo de imersão (LAGARDE *et al.*, 2016; LONG *et al.*, 2015). Estudos mostram que a presença da plastisfera e a formação de agregados é capaz de alterar a densidade inicial das partículas plásticas, provocando o afundamento de polímeros primordialmente flutuantes (CHEN *et al.*, 2019; KAISER *et al.*, 2017; LAGARDE *et al.*, 2016; YE & ANDRADY, 1991).

Ye e Andrady (1991), demonstraram que materiais plásticos em ambiente marinho sofrem acréscimo de densidade devido a bioincrustação, e que, ao perderem a flutuabilidade permanecem na coluna d'água por algum tempo, podendo sofrer desincrustação devido a processos físicos e retornar à superfície antes de sofrer re-incrustação e sedimentar. Em estudo recente, Karkanorachaki *et al.* (2021) comprovaram a ocorrência de desincrustação de partículas plásticas já submersas, e consequente alteração da densidade e hidrodinâmica, devido a variação de condições meteoceanográficas.

Modelos hidrológicos atuais de transporte de MP em larga escala contam com poucos parâmetros que tenham sido estudados especificamente para micropartículas plásticas em meio aquático. Os primeiros estudos para determinação dos valores de velocidade de deposição de MP em água corrente (rios e córregos), que atuam no *input* de MP para os ambientes marinhos, foram realizados por Hoellein *et al.* (2019) que observaram influência direta da forma, flutuabilidade e presença de biofilme na taxa de deposição e no transporte dos MP. Van Melkebeke *et al.* (2020) confirmaram que o formato das partículas é um fator de importante influência na hidrodinâmica dos MP e identificaram descritores de forma (e.g. circularidade, esfericidade, achatamento, proporção, alongamento) adequados

para caracterizar quantitativamente as formas de MP mais frequentes no ambiente marinho. Van Melkebeke *et al.* (2020) também examinaram o impacto potencial do biofilme na fluutuabilidade dos materiais plásticos, percebendo que a bioincrustação torna as superfícies dos plásticos mais hidrofílicas, além da existência de relação direta entre a espessura da incrustação e a densidade total da partícula.

Contudo ainda é necessário encontrar parâmetros que permitam descrever de forma mais apurada as variáveis locais e globais que influenciam o transporte de MP, e que estão diretamente ligadas à formação do biofilme nas partículas (e.g. variação de densidade, taxas de sedimentação, período de incubação, formato dos agregados, composição bioquímica). Quanto mais descobrimos sobre as consequências dos MP no meio ambiente para a saúde dos ecossistemas e também humana, mais fica nítida a necessidade de compreender como funciona o transporte dessas partículas pelos oceanos, quais as taxas de entrada e saída no sistema, assim como, quais espécies de microorganismos são carregadas junto com eles. Este capítulo traz os resultados obtidos a partir da incubação de MP na BG durante os meses de Junho, Julho e Agosto de 2022, com o objetivo de descrever as comunidades da plastisfera local e a alteração causada pela presença do biofilme no comportamento hidrodinâmico dos MP. Neste contexto foram desenvolvidas as seguintes hipóteses:

H0: A formação de biofilme nos MP não influenciará na velocidade de afundamento dos MP.

H1: A formação do biofilme afetará a velocidade de afundamento dos MP.

3.2 Objetivos

Objetivo geral:

Estudar a composição das plastisferas desenvolvidas em MP de diferentes polímeros incubados na Baía de Guanabara, e as alterações provocadas por esta interação na hidrodinâmica das partículas.

Objetivos específicos:

- a. Caracterizar a comunidade de microalgas associadas aos MP de diferentes polímeros incubados por 30 e 60 dias na Baía de Guanabara.
- b. Analisar a diferenciação das comunidades devido ao polímero e ao tempo.
- c. Avaliar experimentalmente as alterações na taxa de afundamento dos MP antes e após os períodos de incubação.

3.3 Caracterização da área de estudo

A BG é um sistema estuarino que ocupa uma área total de 384 km², com ilhas localizadas em seu interior as quais somam 56 km², que juntamente com bancos de areias e a variação de profundidade em seu interior influenciam a circulação de água interna devido a canalização das correntes de maré que variam de 0,2 a 0,5 m/s perto da entrada da baía, até menos de 0,1 m/s em áreas rasas internas (SAMPAIO, 2003; KJERFVE *et al.*, 1997). A BG vem sendo submetida, desde a época colonial, à interferências antrópicas com alterações principalmente em sua geomorfologia, descarga fluvial e qualidade da água (BÉRGAMO, 2006).

Atualmente é cronicamente impactada por esgoto bruto, resíduos de petróleo e efluentes industriais, mas ainda representa um sistema costeiro de considerável biodiversidade, tanto no sistema pelágico quanto no bentônico, provendo a atividade pesqueira e o crescimento de mexilhões (COSTA *et al.*, 2018; SOARES-GOMEZ *et al.*, 2016).

O estudo de Olivatto *et al.* (2019) apontou a BG como uma das baías mais impactadas por MP do mundo. Foram encontradas concentrações altas de MP em amostras de água (OLIVATTO *et al.*, 2019), sedimento praias (CARVALHO & NETO, 2016) e mexilhões (BIRNSTIEL *et al.*, 2019), assim como nos sedimentos de fundo da plataforma continental adjacente a baía (NETO *et al.*, 2019a). Além de apresentar concentrações elevadas de coliformes nos MP, o que sugere que a principal via de entrada destas partículas neste ambiente se dá pela descarga dos rios e pelo lançamento direto de esgoto em suas margens, foram detectados *Vibrio* spp. e *Escherichia coli*, espécies patogênicas na água e

nos detritos plásticos, sugerindo que o MP pode atuar como dispersor de bactérias potencialmente patogênicas nesta região (SILVA *et al.*, 2019).

Figura 6: Mapa de localização da Baía de Guanabara com destaque para o setor Urca e o local de incubação das micropartículas plásticas.



Fonte: A autora, 2023.

3.4 Métodos

3.4.1 Polímeros utilizados

A escolha dos polímeros foi feita levando em conta os plásticos comumente utilizados no dia a dia da população e encontrados nos ambientes marinhos. Investigações anteriores apontaram que o montante de MP em ambientes marinhos é composto principalmente de PE, PP, PS, PVC, PA e PET (ANDRADY, 2017; HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012). Em geral partículas virgens de PE e PP tem flutuabilidade positiva em água do mar, devido a baixa densidade, permanecendo na superfície da coluna d'água, enquanto PVC, PS, PET e PA tem originalmente densidade maior que a da água do mar, portanto tendem a

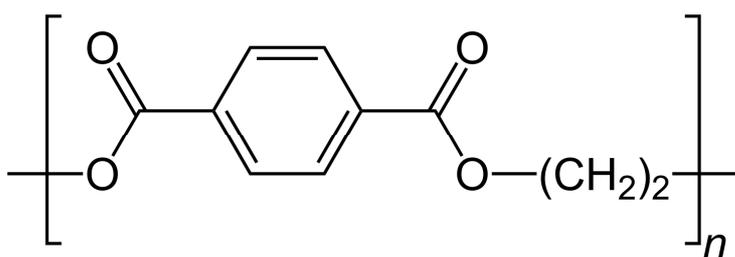
afundar e são comumente encontrados em amostras de sedimentos (GUO *et al.*, 2019; ERNI-CASSOLA *et al.*, 2019).

Visando ter MP com diferenças na hidrodinâmica e na composição para análise da comunidade do biofilme associado após a incubação, assim como das alterações na flutuabilidade, neste estudo foram utilizadas micropartículas de três tipos de polímeros com características físicas e químicas diferentes; PE, PET e poliácido láctico (PLA). Dentre os polímeros pré-selecionados para realização deste trabalho estavam incluídas fibras de nylon, porém as fibras se mostraram capazes de transpassar as incubadoras utilizadas neste estudo, desta forma os polímeros utilizados foram:

Polietileno Tereftalato (PET)

Largamente utilizado para envasamento de água e refrigerantes, o PET é formado pela reação entre ácido tereftálico e o etileno glicol. Com densidade de 1,3 g/cm³ à 20°C, este polímero tem flutuabilidade negativa na água do mar. Possui o grupo funcional éster na sua cadeia principal, portanto é um poliéster, e possui propriedades termoplásticas, isto é, pode ser reprocessado diversas vezes pelo mesmo ou por outro processo de transformação permitindo que o material seja reciclado. Os MP de PET utilizados neste estudo foram produzidos a partir do corte de garrafas de água mineral, foram feitas partículas de formatos diversos que variavam de 1,13mm a 2,6mm.

Figura 7: Estrutura química do PET

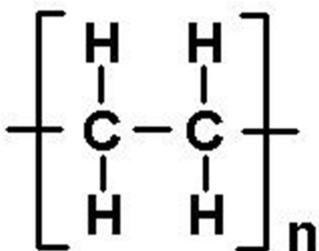


Polietileno (PE)

Um dos polímeros mais produzidos em escala mundial, o PE é produzido a partir da polimerização do etileno. Por ser um termoplástico barato e de fácil processamento, é muito utilizado para a produção de sacolas, embalagens, potes e utensílios de cozinha e farmacêuticos sem transmitir odor ou sabor. Com densidade inferior à da água do mar, variando de 0,90 g/cm³ a 0,97 g/cm³ em temperatura ambiente, as partículas de PE virgens

têm flutuabilidade positiva em ambientes marinhos. Os MP de PE utilizados neste estudo foram adquiridos da empresa Bianquímica, e variavam de 0,36 mm a 1,46 mm.

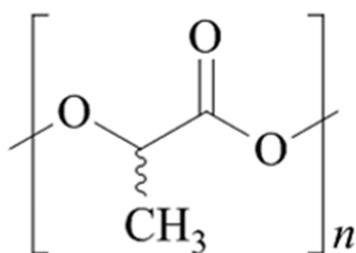
Figura 8: Estrutura química do PE



Poliácido Láctico (PLA)

Com o avanço das pesquisas e possibilidades de bioplásticos (polímeros sintetizados a partir de compostos orgânicos e biodegradáveis), escolhemos utilizar o PLA como forma de compreender melhor as diferenças práticas entre os plásticos atualmente produzidos em larga escala (petroquímicos) e os bioplásticos quando dispersos em ambientes marinhos. O PLA é considerado um dos polímeros biodegradáveis mais promissores, o PLA atualmente é utilizado principalmente em embalagens de alimentos e impressão 3D. Este polímero é constituído por moléculas de ácido láctico de origem biológica e tem densidade de 1,24 g/cm³, apresentando flutuabilidade negativa em ambientes estuarinos e marinhos. Embora seja biodegradável, a baixa taxa de degradação principalmente em água do mar faz com que a liberação deste polímero no ambiente seja um risco para os ecossistemas expostos (DEROINÉ *et al.*, 2014). Os MP de PLA utilizados neste estudo foram cedidos pelo Laboratório de Polímeros do Instituto de Química da UERJ, e foram macerados para obtenção de partículas menores. As partículas utilizadas no experimento tinham tamanhos que variavam de 0,48 mm a 3,06 mm.

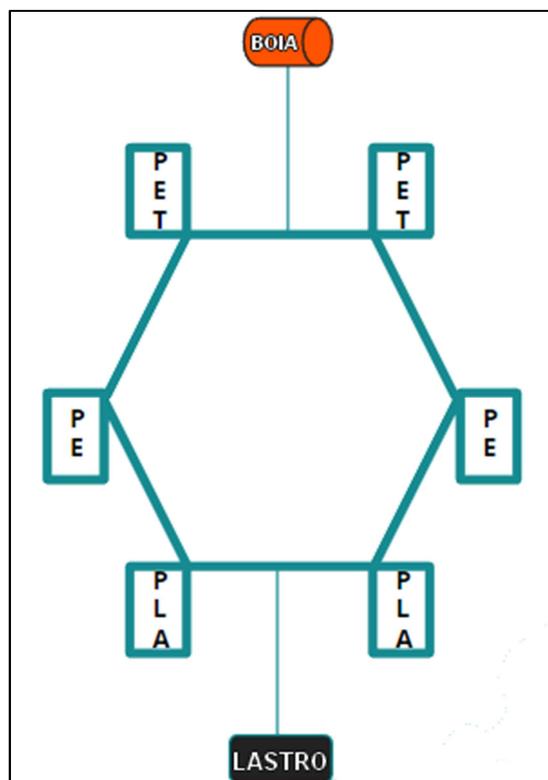
Figura 9: Estrutura química do PLA



3.4.2 Incubação de microplásticos para colonização natural

Os microplásticos foram incubados no setor Urca da Baía de Guanabara - RJ (GRASSI, 2014). Para tal foram confeccionadas incubadoras de tecido voal, cuja malha é de 200 μm , para que a água e os microorganismos possam permeá-la, que foram fixadas a uma estrutura que permitiu que ficassem imersas em profundidade conhecida da coluna d'água (Figura 10). Cada incubadora foi preenchida com $2.5 \pm 0,1$ g de micropartículas de polietileno (PE), ácido polilático (PLA) ou politereftalato de etileno (PET). As incubadoras foram alocadas em profundidade entre 5 e 15 cm abaixo da superfície, fixadas em uma poita náutica. Duas incubadoras de cada polímero foram retiradas após 4 e 8 semanas de incubação e transportadas em água da estação para o laboratório.

Figura 10: Estrutura de incubação de microplásticos em ambientes aquáticos.



Fonte: a autora, 2023

A estrutura foi testada previamente em um experimento piloto realizado na Marina da Glória, situada também na BG. Nesta ocasião os MP ficaram imersos 15 dias e então retirados para análise.

3.4.3 Análise de agregados e caracterização das comunidades de microrganismos

A presença de agregados foi verificada com as amostras frescas, fotografada e medida em microscópio estereoscópico binocular (aumento de 40 x e 100 x) e microscópio óptico Nikon Eclipse E 200 (aumento de 200 x e 400 x), com sistema de captura das imagens (câmera Imaging Source). O mesmo sistema de análise de imagem foi utilizado para identificação e contagem dos microrganismos que adentraram as incubadoras e que

estavam presentes nas plastisferas, para a contagem parte das amostras foi fixada em lugol e sonicadas a fim de desfazer os agregados.

A análise quali-quantitativa da comunidade de microalgas e outros protistas seguiu o protocolo de contagem descrito em Uehlinger (1964) e Sournia (1978). A identificação e contagem dos organismos foram feitas até a estabilização da curva de espécies novas por campos aleatórios, foram contadas um mínimo de 200 células, o que corresponde a um erro menor do que 10% (LUND, 1958). O resultado final é apresentado como abundância relativa de células. A presença de filme bacteriano e fungos foi observada em microscopia de campo claro e contraste de fase, assim como através de microscopia eletrônica de varredura (MEV), descrito a seguir.

Com o objetivo de caracterizar e compreender mais detalhadamente a sucessão de microrganismos no biofilme, as amostras foram analisadas em microscopia eletrônica de varredura (MEV) Denton Vacuum (Desk V). Em amostras com predominância de diatomáceas foi realizado o tratamento de oxidação descrito por Boyle et al. (1984) modificado por Cusack et al. (2004) na preparação dos *stubs*.

3.4.4 Experimento de sedimentação e cálculo da velocidade de afundamento das partículas e agregados

Para a estimativa da velocidade de afundamento das partículas e agregados, adaptamos a metodologia utilizada por Kaiser *et al.* (2017) e Karkanorachaki *et al.* (2021). As medições foram realizadas em um ambiente com temperatura controlada pelo aparelho de ar condicionado do laboratório (20° C, \pm 1° C), em bancada fixa sem agitação. Os experimentos foram realizados em um cilindro volumétrico de vidro de 2 L, e uma câmera Canon EOS Rebel T6 foi utilizada para filmar o afundamento das partículas.

O cilindro foi preenchido de água do mar deixando apenas os últimos 5 cm livres. Na superfície externa foram feitas marcações que delimitam a área de aceleração inicial das partículas (15 cm) e a cada 5 cm na área de velocidade constante. As medições foram realizadas em bancada de alta resistência, sem que nenhuma vibração externa afetasse o comportamento de afundamento das amostras examinadas. Foram excluídas das análises as medições em que as partículas se deslocaram para a parede ou apresentaram bolhas de ar visíveis nas partículas.

A água do mar utilizada foi filtrada em filtro de papel, com malha de 0,7 μm , e a temperatura medida no início e ao fim dos lançamentos, apresentando variação inferior a 0,5° C durante os experimentos. As amostras foram inseridas no cilindro apenas quando foi verificada a estabilidade térmica da coluna de água. A salinidade da água do mar foi medida com um refratômetro (35 psu).

Este experimento foi realizado com as partículas virgens (que não passaram pelo processo de incubação) e com as amostras após 4 e 8 semanas de incubação. Foram realizados 14 lançamentos para cada polímero em cada etapa de incubação. As amostras foram lançadas aproximadamente a 1 cm abaixo da superfície, garantindo que não houvesse interferência da tensão superficial, com pinça ou espátula metálica. Os materiais que apresentaram flutuabilidade positiva foram submetidos a agitação com objetivo de descrição do comportamento dinâmico das partículas e agregados.

A fim de conferir o regime de escoamento, foram calculados os Números de Reynolds (Re) para as partículas utilizadas através da equação:

$$Re = \frac{Ws \partial}{\nu_i}, \text{ onde } Ws = \Delta s / \Delta t$$

A componente da velocidade de afundamento (Ws) foi calculada através da análise do deslocamento das partículas na área de velocidade constante do cilindro com água do mar e o valor da viscosidade cinemática (ν) da água do mar à 35 psu e 20° C foi retirada da tabela de propriedades da água do mar do MIT (2017). Os diâmetros das partículas foram medidos e utilizados o maior e o menor valor de cada tipo de MP utilizado para calcular Re dentro da variação de tamanho das partículas.

3.4.5 Análises estatísticas

As análises estatísticas dos dados foram realizadas no software Past® versão 4.03 (PALEONTOLOGICAL STATISTICS SOFTWARE PACKAGE FOR EDUCATION AND DATA ANALYSIS, Øyvind Hammer, Natural History Museum, University of Oslo <http://folk.uio.no/ohammer/past/>).

Comunidades da plastisfera:

Com intuito de explorar as diferenças na composição das comunidades de protistas da plastisfera foram realizadas 5 (cinco) Análises de Componentes Principais com os valores de abundância relativa das comunidades de cada polímero nos dois períodos de incubação. Os dados foram normalizados através do $\log(x+1)$, onde x é a variável da abundância relativa de cada comunidade. A normalidade foi testada após este procedimento (Teste de Shapiro-Wilk e Jarque-Bera), pois a ACP é uma análise paramétrica.

Análise de Componentes Principais (ACP) consiste numa técnica exploratória para análise de séries estatísticas multidimensionais, dessa forma as matrizes de dados foram montadas da seguinte maneira: matriz 1- com 20 linhas, representadas pelos organismos e 3 colunas representadas pela abundância relativa das espécies em cada tipo de MP após 30 dias de incubação; matriz 2- com 22 linhas representadas pelos organismos e 3 colunas representadas pela abundância relativa das espécies em cada tipo de MP após 60 dias de incubação; matriz 3- com 25 linhas representadas pelos organismos e 2 colunas representadas pela abundância relativa das espécies por tempo de incubação do PLA; matriz 4- com 13 colunas representadas pelos organismos e 2 colunas representadas pela abundância relativa das espécies por tempo de incubação do PE; matriz 5- com 15 linhas representadas pelos organismos e 2 colunas representadas pela abundância relativa das espécies por tempo de incubação do PET.

Experimentos de sedimentação:

Para avaliar a existência de diferenças globais nos resultados das velocidades de afundamento antes e após os períodos de incubação foi realizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para PET e PLA. O método de Dunn foi aplicado para comparação entre os dados experimentais da velocidade de afundamento de cada grupo de MP estudado; MP virgens, MP incubados por 30 dias, MP incubados por 60 dias. Este método foi escolhido devido ao baixo n amostral, inviabilizando uma análise paramétrica para o experimento. Para otimizar a visualização dos dados, também é apresentado um boxplot realizado no software MATLAB®.

3.5 Resultados

3.5.1 Incubação *in situ*

A estrutura de incubadoras proposta para o desenvolvimento deste estudo (Figura 11) se mostrou eficiente para formação *in situ* de biofilme nas partículas plásticas, de tal forma que a plastisfera foi formada em ambiente natural, submetida a mudanças físicas e químicas do ambiente, assim como a competição da comunidade planctônica local. A malha do tecido (voal - 200 μm) determinou o tamanho mínimo das partículas a serem incubadas, e não permitiu que fizéssemos o experimento com fibras de nylon e nanopartículas, pois essas transpassam o tecido utilizado.

Figura 11: Estrutura de incubação instalada em uma poita no setor Urca da Baía de Guanabara.



Fonte: a autora, 2023

3.5.2 Composição das comunidades da plastisfera

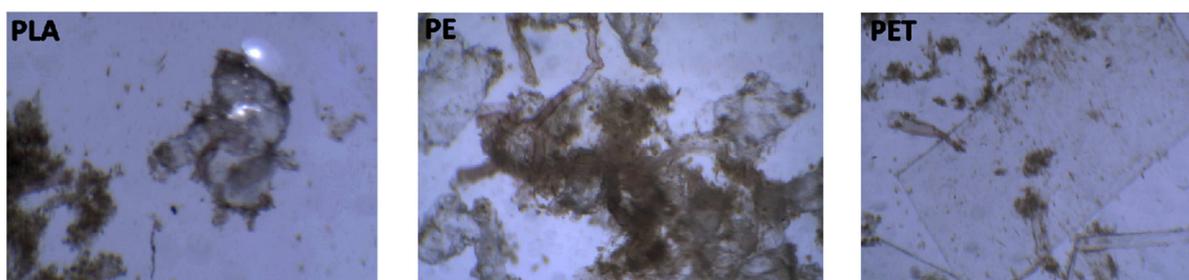
Os resultados das análises das comunidades formadas na plastisfera após 30 e 60 dias de incubação na BG estão apresentados na Tabela 6 e nas Fichas de Comunidade (Apêndices A ao F). Em todas as amostras analisadas as Bacillariophyta (diatomáceas - autotróficas estritas) foram o grupo mais abundante do biofilme formado nos MP. Dentre os tipos de plásticos utilizados o PET foi o menos afetado por incrustações, enquanto o PLA foi o que apresentou maior densidade e diversidade de organismos associados. Após 30 dias de incubação havia filme bacteriano bem estabelecido em todos os plásticos, cobrindo a maior parte das partículas de PE e PLA, enquanto o PET permaneceu parcialmente descoberto (Figura 12).

A contagem da comunidade fitoplanctônica associada ao MP mostrou predominância de *Navicula* spp. e *Licmophora* spp. em todos os tipos de plásticos (Tabela 7). Ademais, é importante destacar que indivíduos de espécies potencialmente produtoras de toxinas diarréicas, *Dinophysis acuminata* e *Prorocentrum* sp, foram encontrados associados ao biofilme de PLA (30 dias) e PET (60 dias), respectivamente (Tabela 7).

Nas amostras recolhidas com 60 dias de incubação o PLA continuou sendo o polímero com o biofilme mais desenvolvido e o PET o de menor aderência. As partículas de PE foram envoltas por biofilme e espessa camada de SPE, fazendo com que as partículas se aglutinassem na *placa de petri*, porém sem a barreira da incubadora as partículas eram facilmente separadas pelo contato com a água.

Figura 12: Fotografia em microscópio estereoscópico binocular dos microplásticos após 30 dias de incubação.

Aumento de 40 x utilizado para PLA e PET e 100 x para PE.



Fonte: A autora, 2023.

Tabela 7: Composição e abundância relativa das comunidades de microorganismos associados à micropartículas de ácido polilático (PLA), polietileno (PE) e polietileno tereftalato (PET) após 30 dias (A) e 60 dias (B) de incubação na Baía de Guanabara.

A - 30 dias de incubação

ÁCIDO POLILÁCTICO - PLA		POLIETILENO - PE		POLIETILENO TEREFTALATO - PET	
Táxon	Abundância Relativa	Táxon	Abundância Relativa	Táxon	Abundância Relativa
<i>Navicula spp.</i>	53,99%	<i>Licmophora spp.</i>	41,35%	<i>Navicula spp.</i>	36,11%
<i>Licmophora spp.</i>	17,02%	<i>Navicula spp.</i>	33,65%	<i>Licmophora spp.</i>	32,41%
<i>Gomphonema spp.</i>	13,83%	<i>Thalassionema spp.</i>	10,38%	<i>Thalassionema spp.</i>	18,52%
<i>Thalassionema spp.</i>	10,11%	<i>Thalassionematacea</i>	8,65%	<i>Gomphonema spp.</i>	7,64%
<i>Chaetoceros spp.</i>	1,60%	<i>Diatomácea cêntrica*</i>	1,54%	<i>Thalassionematacea</i>	1,85%
<i>Coscinodiscus spp.</i>	1,60%	<i>Naviculacea</i>	1,35%	<i>Coscinodiscus spp.</i>	1,39%
<i>Dinophysis acuminata</i>	0,53%	<i>Thalassiosira spp.</i>	0,96%	<i>Diatomácea cêntrica*</i>	1,39%
<i>Gyrodinium spp.</i>	0,53%	<i>Paralia spp.</i>	0,77%	<i>Pleurosigma spp.</i>	0,46%
<i>Dinophysis caudata</i>	0,27%	<i>Gomphonema spp.</i>	0,58%	<i>Guinardia spp.</i>	0,23%
<i>Scrippsiella spp.</i>	0,27%	<i>Prorocentrum micans</i>	0,38%		
<i>Tripus spp.</i>	0,27%	<i>Dactyliosolen spp.</i>	0,38%		

*Diatomácea cêntrica não identificada

B - 60 dias de incubação

ÁCIDO POLILÁCTICO - PLA		POLIETILENO - PE		POLIETILENO TEREFTALATO - PET	
Taxon	Abundância relativa	Táxon	Abundância relativa	Táxon	Abundância relativa
<i>Navicula spp.</i>	32,93%	<i>Navicula spp.</i>	60%	<i>Navicula spp.</i>	32%
<i>Meuniera membranacea</i>	22,16%	<i>Licmophora spp.</i>	12%	<i>Licmophora spp.</i>	28%
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	13,77%	<i>Thalassiosira spp.</i>	10%	<i>Thalassionematacea</i>	15%
<i>Pleurosigma/Gyrosigma</i>	10,78%	<i>Gomphonema spp.</i>	5%	<i>Prorocentrum sp.</i>	10%
<i>Melosira moniliformis</i>	5,99%	<i>Thalassionemataceae</i>	5%	<i>Coconeis spp.</i>	5%
<i>Gomphonema spp.</i>	4,19%	<i>Guinardia spp.</i>	1,5%	<i>Surirella spp.</i>	5%
<i>Paralia sulcata</i>	4,19%	<i>Coscinodiscus spp.</i>	1%	<i>Amphora spp.</i>	2%
<i>Thalassiosira spp.</i>	1,8%	<i>Pleurosigma/Gyrosigma</i>	0,5%	<i>Thalassiosira spp.</i>	1,5%
<i>Pseudanabaenaceae</i>	1,5%	* Dinoflagelado tecido não identificado		<i>Pleurosigma/Gyrosigma</i>	1,5%
<i>Fragillariopsis sp.</i>	0,6%				
Dinoflagelado tecido*	0,6%				
<i>Amphora sp.</i>	0,3%				
<i>Biddulphia sp.</i>	0,3%				
<i>Cyclotella sp.</i>	0,3%				
<i>Cocconeis sp.</i>	0,3%				
<i>Oscillatoriales</i>	0,3%				

Fonte: A autora, 2023.

Para explorar os dados e analisar a diferenciação das comunidades devido ao tipo de polímero e ao tempo foram realizadas Análises de Componentes Principais (ACP) entre as comunidades de cada polímero e também entre as comunidades do mesmo polímero com 30 e 60 dias de incubação (Figuras 13 e 14); todas as análises apresentaram variação na composição das populações nos dois primeiros componentes. Ao comparar as comunidades dos polímeros utilizados com 30 dias de incubação (Figura 13A), o componente 1 (90,5% da variação ambiental) foi representado em sua porção positiva pelos vetores PE, PET e PLA, e pelos organismos *Thalassionema*, *Licmophora*, *Navicula* e *Gomphonema*. Já o componente 2, com explicação ambiental de 7,8%, foi representado em sua porção positiva pelos vetores PE e PET e em sua porção negativa pelo vetor PLA, assim como pelos organismos identificados como *Gomphonema*, *Licmophora*, *Navicula*, e *Thalassionematacea*. Com baixa explicação ambiental, este componente agrega informação sobre os organismos associados

ao PE (Thalassionematacea) e ao PLA (*Gomphonema*). A Análise de Componentes Principais realizada com as comunidades das plastisferas após 60 dias de incubação (Tabela 11B) evidenciou padrões de dominância. O componente 1 (variação ambiental de 77,7%) em sua porção positiva, representado principalmente pelo vetor PE, pela dominância de *Navicula* neste MP e abundância nos demais MP, além da abundância de *Licmophora* em PE e PET. Na porção negativa do componente 1 estão as espécies de menor abundância, tanto de hábito planctônico quanto bentônico (Figura 13B). O componente 2 (variação ambiental de 17,4%) foi representado, em sua porção positiva pelo vetor PLA e as espécies exclusivamente encontradas neste MP, enquanto a porção negativa foi representada pelo vetor PET e as espécies de maior abundância.

A seguir descrevo os resultados obtidos na Análise de Componentes Principais realizada entre as comunidades após diferentes tempos de incubação para cada tipo de MP utilizado (Figura 14).

Na análise temporal das comunidades de PLA o componente 1 (representação ambiental de 82%) em sua porção positiva é representado pelas espécies bentônicas do gênero *Navicula*, que apresentou um padrão de dominância no PLA em 30 dias e se manteve como grupo abundante ao longo do experimento. Na porção negativa ocorreram espécies de dinoflagelados e diatomáceas, em sua maioria de hábito planctônico. Já o componente 2 (representação ambiental 18%) é representado em sua porção positiva pelo vetor temporal de 60 dias e pelos organismos que ocorreram exclusivamente neste período e na porção negativa pelo vetor temporal de 30 dias e os organismos exclusivos deste período.

A análise temporal das comunidades de PE apresenta o componente 1 (variância ambiental de 85,8%) com sua porção positiva representado pela codominância de organismos dos gêneros *Licmophora* e *Navicula* nos vetores temporais de 30 e 60 dias, considerando que a maior abundância de *Licmophora* foi encontrada na comunidade após 30 dias de incubação, enquanto *Navicula* dominou em 60 dias de incubação. Já na porção negativa do componente 1 encontram-se os organismos que ocorreram em menor densidade. Já o componente 2 (variância ambiental 14,2%) em sua porção positiva é representado pelo vetor temporal de 30 dias e os organismos exclusivos deste período, enquanto a porção negativa é representada pelo vetor temporal 60 dias e os organismos exclusivos deste período. Os resultados obtidos para as comunidades associadas ao PET nos diferentes tempos de incubação apresentaram o componente 1 (variação ambiental de 87,2%) representado pela codominância de *Navicula* e *Licmophora* em ambos os períodos temporais na porção positiva, enquanto na porção negativa encontram-se os organismos de menor

Figura 14: Análise de Componentes Principais (ACP), plano fatorial representado pelos componentes 1 e 2. Distribuição das comunidades de microrganismos associados à micropartículas de ácido poliláctico (PLA), polietileno (PE) e polietileno tereftalato (PET) após 30 dias e 60 dias de incubação na Baía de Guanabara no plano fatorial. (Continua).

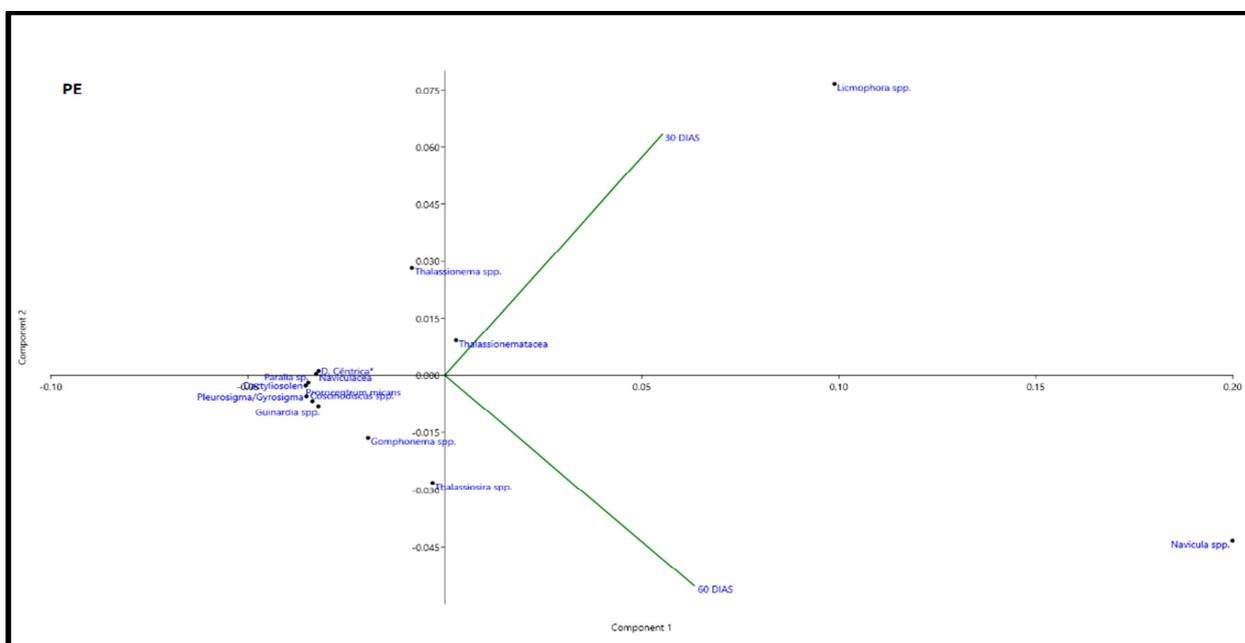
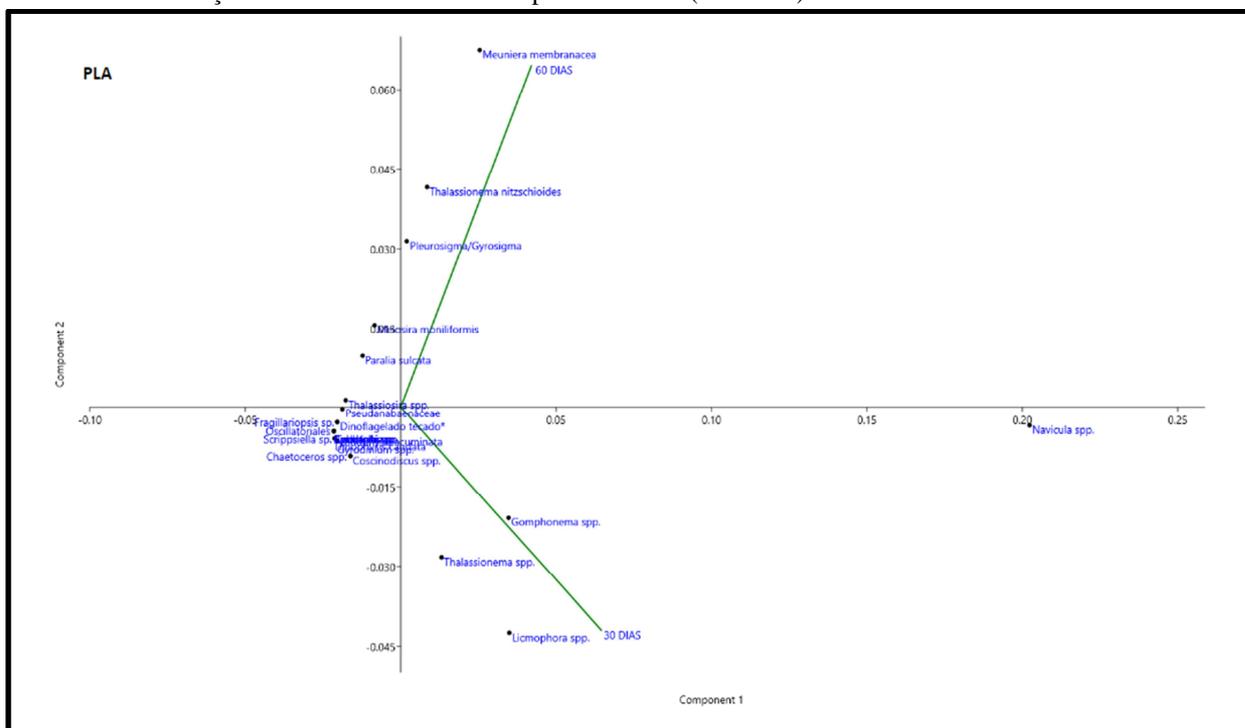
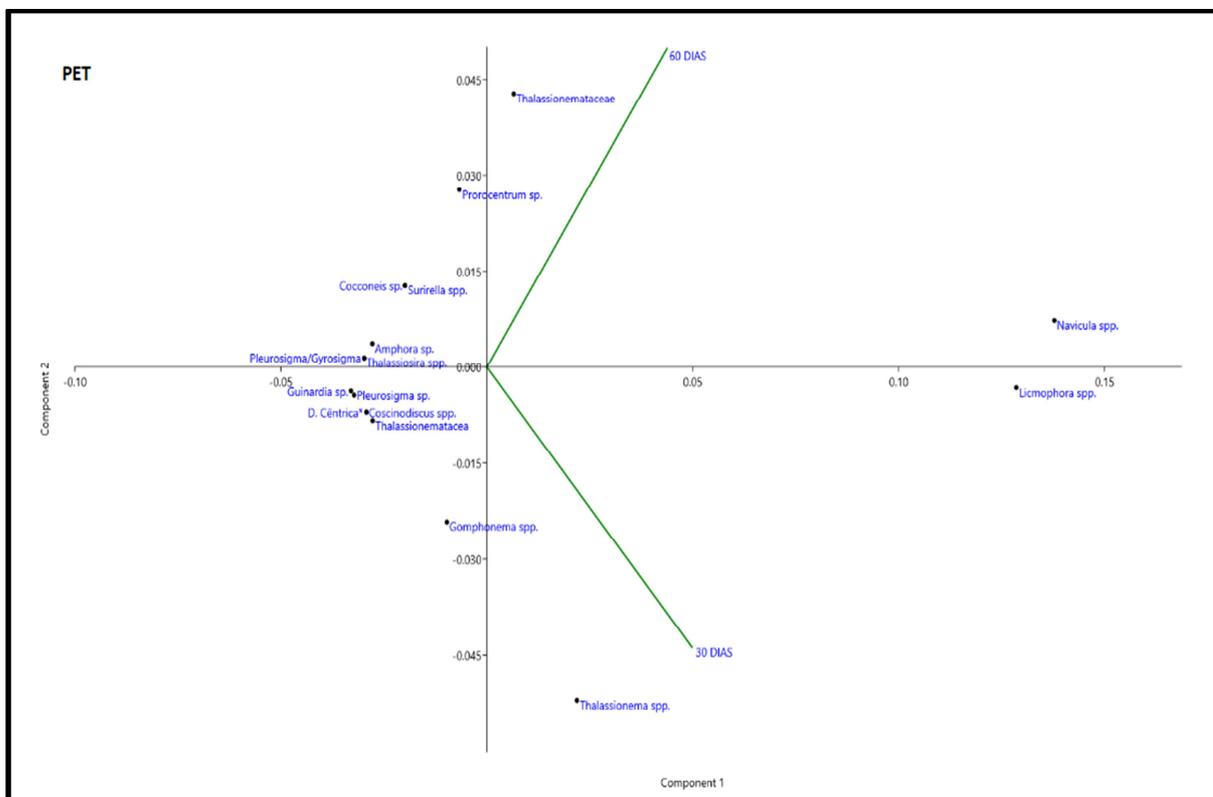


Figura 14: Análise de Componentes Principais (ACP), plano fatorial representado pelos componentes 1 e 2. Distribuição das comunidades de microrganismos associados à micropartículas de ácido polilático (PLA), polietileno (PE) e polietileno tereftalato (PET) após 30 dias e 60 dias de incubação na Baía de Guanabara no plano fatorial. (Conclusão).

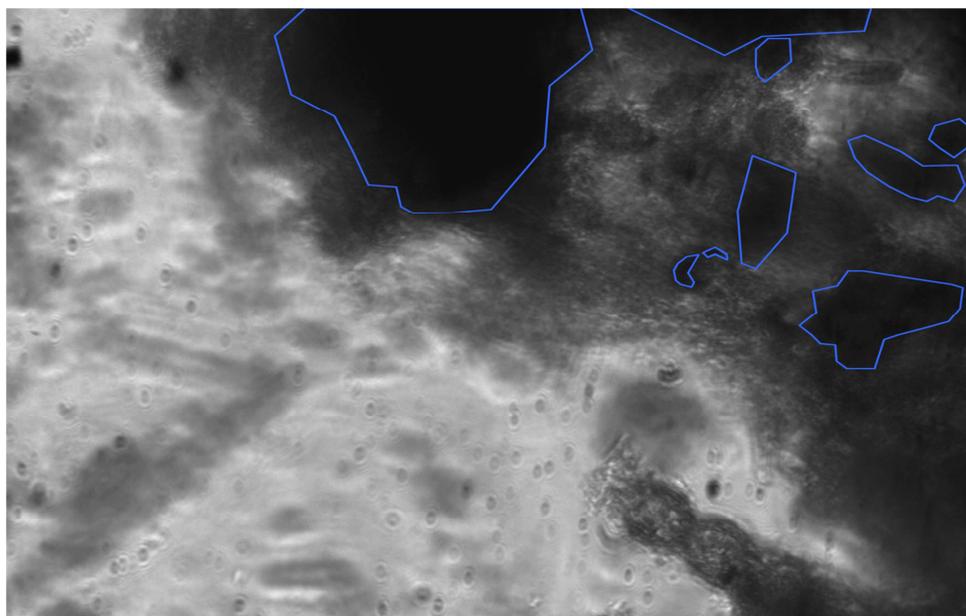


Fonte: A autora, 2023.

3.5.3 Formação de agregados

Em todos os tipos de plástico utilizados o filme microbiano possibilitou a formação de agregados, onde mais de uma partícula permaneceram unidas totalmente ou parcialmente envoltas pelo biofilme. Nas amostras de PET e PLA retiradas tanto com 30 como com 60 dias de incubação foram identificados agregados resistentes à movimentação (que permaneceram como uma única partícula até o final dos experimentos), enquanto as partículas de PE se aglutinaram mas não formaram agregados resistentes. No caso do PET, os agregados formados eram compostos de duas microplacas de PET, com biofilme pouco desenvolvido fixado apenas em algumas partes dos MP, os agregados tinham formato similar ao das microplacas. Já nas partículas de PLA se desenvolveu biofilme espesso envolvendo e aglutinando as partículas formando agregados robustos de diversos formatos (Figura 15).

Figura 15: Foto em microscópio óptico Nikon em aumento 400x de parte de um agregado de PLA, as áreas delimitadas por contorno azul são os MP e a massa cinza escura que envolve os MP é um espesso filme microbiano.



Fonte: A autora, 2023.

3.5.4 Alterações na velocidade de afundamento

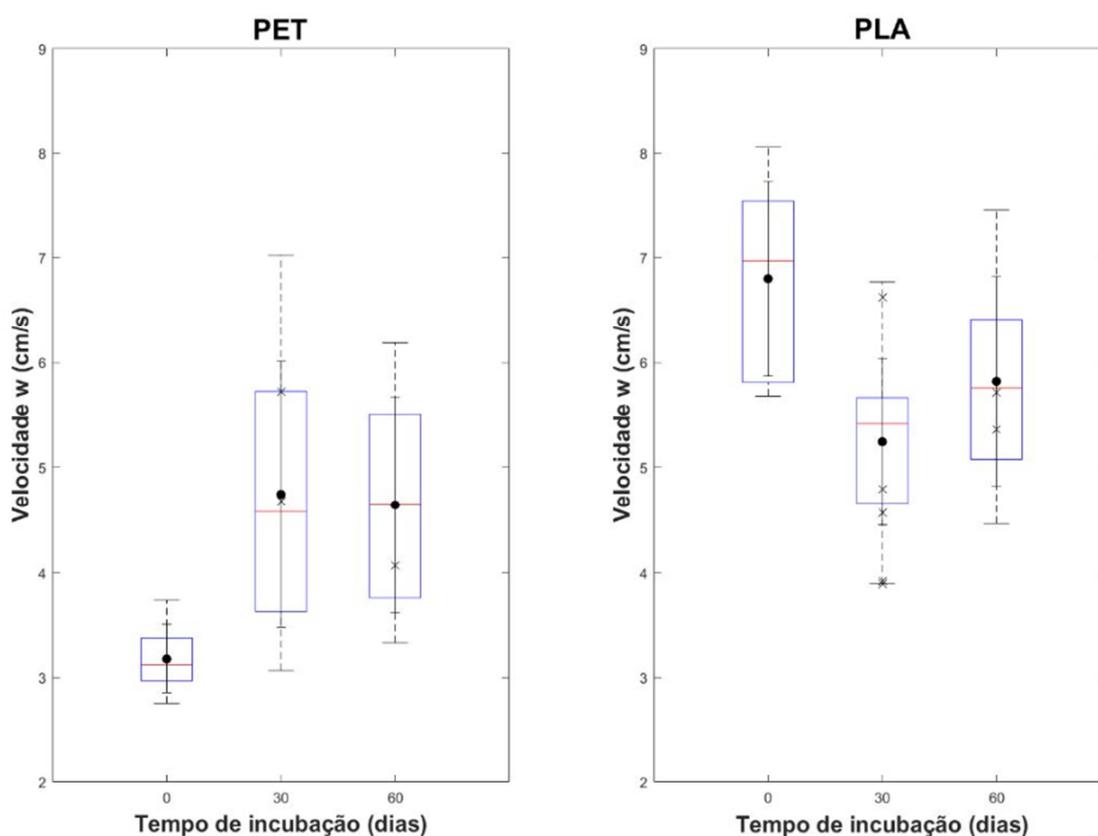
Os dados de tamanho das partículas virgens e os valores de W_s controle para cada polímero são apresentados na Tabela 8, enquanto os resultados das medições de W_s após os diferentes tempos de incubação estão apresentados na Figura 16. A faixa de W_s obtida junto com o tamanho variando de 0,48 a 3,06 mm e a viscosidade cinemática da água $1,05 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$, resultou em números de Reynolds variando entre 25,97 e 543,03 caracterizando um regime de transição entre escoamentos laminar e turbulento. W_s apresentou notável dependência com o tamanho da área de referência do corpo, medida como o maior diâmetro, apontando para a importância do arrasto no transporte vertical das partículas.

Tabela 8: Variação do maior diâmetro das partículas utilizadas nos experimentos de sedimentação e velocidades de afundamento (W_s) mínima e máxima, assim como a velocidade de afundamento média, medidas para cada conjunto de partículas virgens.

Conjunto de partículas virgens	PLA	PET	PE
Maior diâmetro (mm)	3,06 - 0,48	2,6 - 1,13	1,46 - 0,36
W_s Média (cm/s)	7,54	3,12	-
W_s Min (cm/s)	0,57	2,75	-
W_s Máx (cm/s)	8,63	3,72	-

Fonte: A autora, 2022.

Figura 16: Boxplot da velocidade de afundamento (W_s) das partículas de PET e PLA. Os pontos pretos representam a média de cada série, a linha vermelha representa a mediana, e a caixa em azul corresponde aos percentis 25 e 75 dos dados. Os limites das linhas tracejadas representam os valores máximo e mínimo amostrados, enquanto os limites da linha sólida o desvio padrão. Os pontos em X representam os agregados.



Fonte: A autora, 2023.

Os grupos de partículas apresentaram diferentes comportamentos de sedimentação durante o experimento. As partículas de PE virgem apresentam maior hidrofobicidade e mesmo com agitação permaneceram na superfície da coluna d'água. Após 30 dias de incubação a coloração das partículas passou de branco para marrom claro e, apesar de permanecerem na superfície, quando submetidas a agitação superficial afundaram e permaneceram na coluna d'água por poucos segundos antes de emergir novamente. Com 60 dias de incubação as partículas tornaram-se marrom escuro e a grande maioria permaneceu suspensa na coluna d'água após o lançamento sem demonstrar W_s mensurável.

Já as partículas de PET e PLA apresentam flutuabilidade negativa e foram medidos os valores de W_s para as três etapas do experimento; padrão feito com as partículas virgens e após 30 e 60 dias de incubação na BG. O teste de Kruskal-Wallis mostrou que existe uma significativa diferença entre as medianas de W_s antes e após a incubação para ambos os polímeros (p -PLA = 0,007924, p -PET = 0,003069), validando H1 para PLA e PET. Os MP de PE não apresentaram flutuabilidade negativa em nenhum momento do experimento, encaixando-se em H0. A comparação estatística entre as velocidades de afundamento de cada grupo de MP nos diferentes tempos de incubação (Tabela 9) mostraram que existe diferença significativa entre os valores de W_s antes e após a incubação, porém, ao comparar as velocidades das partículas após 30 e 60 dias de incubação a diferença entre as medianas não foi significativa, o que pode indicar a estabilização de W_s após o primeiro mês de incubação.

O PLA utilizado apresentou a maior variação de tamanho, com partículas de aproximadamente meio milímetro a três milímetros e formatos diversos (Tabela 8), apresentou também a maior variação de W_s dentre as partículas virgens e manteve um alto desvio padrão depois de 30 e 60 dias de incubação (Figura 16). A análise das medianas de W_s mostra que as velocidades de afundamento diminuíram consideravelmente depois da incubação; depois de 30 dias de incubação houve diminuição dos valores de W_s medidos, em relação às partículas virgens, e após 60 dias observou-se um ligeiro aumento, ainda abaixo das medições realizadas com as partículas virgens.

Tabela 9: Resultados do pós-teste de Dunn para os valores de velocidade de afundamento medidos para cada grupo de partículas.

PLA	Padrão	30 dias	60 dias
Padrão		0,001881	0,06325
30 dias	0,001881		0,1973
60 dias	0,06325	0,1973	

PET	Padrão	30 dias	60 dias
Padrão		0,003196	0,002487
30 dias	0,003196		0,8765
60 dias	0,002487	0,8765	

3.6 Discussão

3.6.1 Comunidades da plastisfera

Após incubação, todos os MP estavam envoltos em filme microbiano bem desenvolvido, com biofilme composto majoritariamente por diatomáceas (Bacillariophyta); semelhante ao observado por Shan *et al.* (2022) em MP de PP incubados no Mar Amarelo. Estudos de sucessão ecológica mostraram que as diatomáceas são comumente encontradas em grande concentração em plásticos recém inseridos no meio, porém ao decorrer do tempo as plastisferas apresentam maior concentração de Proteobactérias (AMARAL-ZETTLER *et al.*, 2020). A identificação de Proteobactérias em microscópio óptico não é eficiente, desta forma não foi possível comparar a abundância relativa destes microrganismos neste trabalho, porém as análises em MEV mostraram que mesmo após 60 dias de incubação a predominância de indivíduos na amostra ainda era de diatomáceas.

Através da análise qualitativa das amostras em MEV observou-se bactérias e diatomáceas coexistindo na plastisfera, enquanto os dinoflagelados foram encontrados apenas na contagem das amostras em microscópio óptico, devido a sua baixa abundância, o mesmo foi relatado por Schlundt *et al.* (2020), além disso, ao observarmos a abundância de diatomáceas através da contagem de microscopia de campo claro e contraste de fase, optamos pelo tratamento para limpeza das frústulas, para identificar as diatomáceas ao nível de gênero e espécies..

Apesar das comunidades associadas aos MP serem compostas principalmente de *Navícula* spp. e *Licmophora* spp., com exceção da comunidade associada ao PLA após 60 dias de incubação, houve diferença significativa ao compararmos a abundância relativa de

cada grupo de microrganismos e os tipos de polímero e também ao compararmos as comunidades associadas a cada polímero em diferentes períodos de incubação. Estes resultados reforçam a relevância do tipo de polímero e do tempo de exposição na composição da comunidade do biofilme, como relatado por Xu *et al.* (2019).

Os MP de PET apresentaram menor cobertura de biofilme, o que pode estar relacionado às características físicas das partículas, que eram muito lisas, dificultando a fixação tanto do filme bacteriano inicial como do biofilme de microalgas. Renner e Weibel (2011) sugeriram que a rugosidade da superfície afeta a força de cisalhamento das comunidades com a água, ademais Bradford *et al.* (2017) e Bradford *et al.* (2018) apontaram que a presença de rugosidade poderia influenciar a força de interação entre (bio)colóides e a interface sólido-água em nanopartículas de plástico. No entanto, nos estudos de Sousa *et al.* (2009), Cai *et al.* (2019) e Rodríguez-Hernández *et al.* (2013) a rugosidade da superfície não foi um fator dominante a influenciar a adesão bacteriana em superfícies microplásticas.

Desta forma, para melhor compreensão da interferência da rugosidade da superfície na cobertura de biofilmes em MP, é necessária a realização de experimentos que visem analisar mais detalhadamente esta relação, com a abrasão de partículas virgens ou com a utilização de MP coletados diretamente da natureza.

Cai *et al.* (2019) revelaram que a dureza superficial dos plásticos é possivelmente o fator chave dentre as características físicas e químicas na seleção dos organismos da plastisfera, o que possivelmente explica a maior adesão de organismos às partículas de PLA, um plástico de baixa dureza superficial consideravelmente mais macio que os demais utilizados neste estudo. Além de maior cobertura, os MP de PLA também apresentaram maior riqueza de espécies na plastisfera.

Estudos sobre a formação de biofilme natural e as comunidades da plastisfera que envolvam o PLA ainda são escassos e com resultados divergentes; Delacuvellerie *et al.* (2021) estudaram a composição do biofilme bacteriano em (PET, PE, PLA, dentre outros) incubados *in situ* no Mar Vermelho e não observaram diferenciação da composição das comunidades em relação ao tipo de polímero.

Dinoflagelados potencialmente tóxicos, *Dinophysis acuminata* e *Prorocentrum* sp. foram encontrados na plastisfera de PLA e PET respectivamente; tais espécies já foram relatadas em estudos sobre as comunidades fitoplanctônicas da BG (BARRERA-ALBA *et al.*, 2019; COSTA, 2018; VILLAC & TENENBAUM, 2010). Apesar de não serem espécies que se destaquem na abundância relativa das comunidades, a presença desses indivíduos inseridos nos biofilmes de MP merece atenção, já que o aumento da concentração destes polímeros no

meio pode representar o aumento da proliferação destes organismos. Dinoflagelados do gênero *Dinophysis* e *Prorocentrum*, são implicados em eventos de produção de toxinas diarreicas e fechamentos de praias e estuários ao redor do mundo (GAYOSO *et al.*, 2002; MARANDA *et al.*, 2007; YASUMOTO *et al.*, 1980; HALLEGRAEFF, 1993; VAN DOLAH, 2000; VALE *et al.*, 2008; REGUERA *et al.*, 2012).

Considerando que as partículas de PLA e PET são originalmente mais densas que a água do mar, estas só permanecem suspensas na coluna d'água em situações naturais devido a movimentação das massas d'água e ressuspensão das partículas sedimentadas, e como no presente trabalho a incubação foi realizada na superfície da coluna d'água, indica-se a repetição dos experimentos com incubação próxima ao fundo para avaliar as semelhanças e diferenças entre as comunidades da plastisfera formadas na superfície e no fundo da BG.

3.6.2 Alterações na velocidade de afundamento

Foram registradas alterações significativas no afundamento dos MP devido a formação do biofilme. Os resultados obtidos no presente trabalho são congruentes com os resultados de estudos que conduziram experimentos semelhantes, os quais são expostos nos Anexos A e B. O trabalho de Karkanorachaki *et al.* (2021) apresentou resultados de padrões de alterações da velocidade de afundamento diferentes para MP de propriedades físicas e químicas diferentes. Os resultados obtidos para PET são similares aos encontrados por Karkanorachaki *et al.* (2021) para MP de LDPE virgem (ANEXO B), em que a formação do biofilme resultou no aumento significativo da velocidade de afundamento dos MP após um mês de incubação, e uma estabilização em relação ao mês seguinte.

Enquanto a maioria dos MP perdem flutuabilidade após a formação do biofilme (KAISER *et al.*, 2017, KARKANORACHAKI *et al.*, 2021), os resultados com PLA deste trabalho mostram o contrário. Após um mês de incubação, as partículas de PLA apresentaram velocidade de afundamento média significativamente menor do que as partículas virgens, padrão similar ao relatado por Karkanorachaki *et al.* (2021) apenas para MP intemperizados de LDPE incubados pelo mesmo período de tempo do realizado para o PLA neste estudo (ANEXO B).

Como visto anteriormente, muitos fatores podem ser responsáveis por essa alteração na taxa de sedimentação. A velocidade de afundamento está diretamente ligada ao arrasto

hidrodinâmico e a densidade das partículas; para partículas não esféricas, o coeficiente de arrasto, usado para quantificar a força de arrasto, depende do número de Reynolds e da forma da partícula, e pode ser expresso em diferentes fórmulas empíricas (VAN MELKEBEKE *et al.*, 2020). Após a formação de biofilme espesso, como o ocorrido com o PLA, as partículas apresentam variação na forma, principalmente quando ocorre a formação de agregados, e conseqüentemente no arrasto hidrodinâmico das partículas.

As partículas de PLA foram as que apresentaram biofilme mais espesso e os maiores agregados, o que pode ser explicado devido a composição deste plástico resultado da fermentação de produtos ricos em amido. Por ser feito de produtos biológicos o PLA é possivelmente, além de substrato, fonte de energia para os microrganismos incrustantes, impulsionando o desenvolvimento da comunidade da plastisfera. Com biofilmes mais espessos, a superfície de contato da partícula fica completamente coberta, conseqüentemente a forma é alterada e o arrasto hidrodinâmico é afetado; maiores superfícies de contato refletem maior arrasto hidrodinâmico e conseqüentemente valores menores de velocidade de afundamento (ZHANG, 2017).

Estudos a respeito da decomposição de PLA em ambientes simulados mostram que, apesar deste polímero se degradar através da hidrólise e oxidação as taxas de degradação são muito baixas em temperatura ambiente e a decomposição é ainda mais lenta em água do mar devido a presença de sais (DEROINÉ *et al.*, 2014), o que faz com que seja descartada a possibilidade de decomposição dos MP incubados, neste estudo, devido a hidrólise. Além disso, não foram encontrados estudos que analisem a decomposição de PLA por biofilmes naturais, o que faz com que não seja descartada a possibilidade de diminuição da massa dos MP devido ao consumo biológico. Experimentos específicos para analisar o consumo a partir da incubação destas partículas em meio propício à formação de biofilmes naturais e a mensuração periódica da massa dos MP são necessários para que seja possível verificar e quantificar a capacidade de biofilmes heterotróficos de acelerar a decomposição de PLA; assim como demonstrado por Shabbir *et al.* (2020) para MP de PP, PE e PET.

Além disso, nos experimentos realizados no atual trabalho apenas o desenvolvimento do biofilme nas micropartículas de PE não foi capaz de aumentar a densidade específica das partículas a ponto delas afundarem, assim como o relatado por Kaiser *et al.* (2017) onde os MP de PE só afundaram após macro incrustação de pequenos crustáceos nas partículas (ANEXO A). Apesar de continuarem com flutuabilidade positiva as partículas de PE apresentaram aparente diminuição na hidrofobicidade e aumento da densidade após a formação do biofilme, o que permitiu com que as partículas fossem carregadas para o

interior da coluna d'água após agitação, sendo suscetíveis aos processos de “subida e descida” na coluna d'água descrito por Ye & Andradý (1991) e modelado por Kooi *et al.* (2017). Estes resultados são semelhantes aos observados por Kaiser *et al.* (2017) que descreveram alterações físicas e hidrodinâmicas similares para MP de PE, e Van Melkebeke *et al.* (2020) que também examinaram o potencial impacto do biofilme na flutuabilidade de materiais plásticos, observando que a bioincrustação torna as superfícies plásticas mais hidrofílicas, além da existência de uma relação direta entre a espessura da incrustação e a flutuabilidade das partículas.

Os modelos matemáticos de dispersão de MP utilizam uma estrutura de modelagem abrangente que incorpora mecanismos únicos e críticos para o transporte de MP; a mudança dinâmica na densidade de partículas e distribuição de tamanho precisa ser explicitamente descrita para explicar os mecanismos de sumidouro devido à bioincrustação e agregação (ZHANG, 2017). Os resultados a respeito da variação de W_s obtidos neste estudo são parte fundamental para realização de modelos hidrodinâmicos da dispersão de MP na BG e adjacências. O estudo de Kaiser *et al.* (2017) mostrou que o local de incubação influencia o crescimento e a composição dos biofilmes, o que pode afetar diretamente a velocidade de afundamento de MP, ressaltando a importância de estudos como este para o aprimoramento de modelos de dispersão que se aproximem ao máximo da realidade de cada região.

Apesar do baixo n amostral este estudo traz dados descritivos importantes a respeito das alterações na velocidade de afundamento de MP de diferentes polímeros incubados por dois meses na BG. Os estudos de Kaiser *et al.* (2017) e Karkanorachaki *et al.* (2021), realizados neste âmbito, também apresentam n amostral relativamente baixos (20-40 e 3 respectivamente) e utilizaram testes estatísticos não paramétricos similares ao deste trabalho. Com o intuito de compreender melhor o deslocamento das micropartículas plásticas na coluna d'água recomenda-se a reprodução dos estudos experimentais realizados neste trabalho com n amostral maior. Além disso, experimentos e análises laboratoriais que permitam averiguar a variação da taxa de sedimentação em relação ao tamanho, como realizado por Long *et al.* (2015) para MP de PS, e arquitetura do agregado, através dos descritores de forma especificados para MP no trabalho de Van Melkebeke *et al.* (2020), são importantes para maior compreensão dos efeitos da formação dos agregados para a hidrodinâmica de MP no meio marinho.

3.7 Considerações finais

Este é o primeiro trabalho realizado na BG a descrever qualitativamente as comunidades de microalgas associadas ao MP e os efeitos do biofilme formado *in situ* na sedimentação das partículas, e apresenta resultados importantes para a condução de próximos estudos sobre a comunidade da plastisfera local. O tipo de polímero e o tempo de incubação foram fatores cruciais na composição das comunidades analisadas neste estudo. O crescimento deste nicho ambiental pode provocar alteração nas populações de microalgas (tanto com hábito bentônico como planctônico) locais e a proliferação de microrganismos tóxicos. As diatomáceas (Divisão Bacillariophyta) são os organismos dominantes nos biofilmes de todos os MP analisados neste estudo, sendo *Navicula* spp. e *Licmophora* spp., ambas de hábito bentônico, as mais abundantes. Foram encontrados dinoflagelados potencialmente tóxicos (*Dinophysis acuminata* e *Prorocentrum* sp.) associados às partículas de PLA e PET, acendendo mais um alerta para as consequências do uso desenfreado e má gestão no descarte de plásticos e bioplásticos.

Após incubação as partículas sofreram alteração na hidrofobicidade, densidade e formas, provocando também mudanças na velocidade de afundamento em relação às partículas virgens. As partículas de PE perderam hidrofobicidade e passaram de estritamente flutuantes para partículas que se movimentam na coluna d'água submetida a agitação. As partículas de PET sofreram aumento significativo da velocidade de afundamento após a incubação de 30 e 60 dias, enquanto as partículas de PLA passaram a sedimentar mais devagar após a formação de um espesso biofilme, apontando para alterações hidrodinâmicas diferentes a depender do tipo de polímero.

O PLA, por ser um plástico não petroquímico, tem características físicas e químicas que diferem dos plásticos de maior comercialização. A diminuição da velocidade de afundamento do PLA após incubação precisa de maior aprofundamento experimental para que as seguintes perguntas possam ser respondidas: A alteração da taxa de afundamento está relacionada com a transformação da massa do PLA em biomassa e energia pelos organismos do biofilme? Após quanto tempo no meio o MP adquire flutuabilidade positiva? Quanto tempo o PLA persiste em ambientes como a BG?

CONCLUSÃO GERAL

A revisão bibliográfica conduzida no âmbito deste estudo revelou uma distribuição desigual dos estudos sobre a composição e diversidade de biofilmes marinhos em MP ao redor do mundo. Observou-se uma concentração significativa de pesquisas nessa temática no Mar Amarelo e no Mediterrâneo, enquanto uma lacuna substancial de conhecimento persiste em relação aos organismos que formam biofilmes em MP nas regiões da Oceania, África e América do Norte. Além disso, constatou-se que a costa e a plataforma continental das regiões sul e sudeste do Brasil compõem a porção mais estudada da América do Sul, enquanto pouca ou nenhuma pesquisa foi encontrada nas regiões norte e nordeste do país. Ademais, a revisão identificou outras lacunas importantes de conhecimento relacionadas às fontes e sumidouros dos MP, bem como aos valores de entrada e saída dessas partículas e aos componentes de circulação associados a elas.

Este trabalho apresentou resultados inéditos para as duas maiores baías do estado do Rio de Janeiro. Foi realizado o primeiro panorama sobre a poluição por MP na camada superficial da coluna d'água da BIG, realizado através da análise de amostras coletadas no âmbito do Projeto BIG. A presença apenas de fragmentos e fibras indica que as micropartículas têm origem na fragmentação de plásticos maiores e nos resíduos da indústria pesqueira e naval. O contínuo monitoramento das concentrações de MP é essencial para apontar as possíveis principais regiões fontes e para a elaboração de estratégias de mitigação para reduzir sua introdução nos sistemas hídricos.

As comunidades de microalgas associadas ao MP de diferentes polímeros incubados *in situ* na BG por 30 e 60 dias descritas e comparadas neste estudo apresentaram significativa variação ambiental quando analisadas em relação ao polímero e ao tempo de incubação; indicando a ocorrência de sucessão ecológica e a influência do tipo de polímero na composição da plastisfera. Foram encontrados dinoflagelados potencialmente tóxicos (*Dinophysis acuminata* e *Prorocentrum* sp.) associados às partículas de PLA e PET, acendendo um alerta para as consequências do uso desenfreado e má gestão no descarte de plásticos e bioplásticos.

Além disso, alterações na hidrodinâmica de todos os MP foram notadas e alterações significativas na taxa de afundamento dos MP foram verificadas para PLA e PET. Os diferentes padrões nas alterações da velocidade de afundamento dos MP de PET e PLA apontam para os distintos efeitos hidrodinâmicos do biofilme na sedimentação de MP. Os

MP de PET e PLA, nas dimensões empregadas neste estudo, exibiram flutuabilidade negativa em água do mar ao longo de todo o experimento, indicando que são partículas que sedimentam pouco tempo após serem liberadas no ambiente marinho. Por outro lado, a observação da diminuição gradual da hidrofobicidade e densidade das partículas de PE indicou uma tendência desses MP a permanecerem na coluna d'água, movendo-se verticalmente de acordo com a agitação e a aderência do biofilme.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINI, L., MOREIRA, J. C. F., BENDIA, A. G., KMIT, M. C. P., WATERS, L. G., SANTANA, M. F. M., SUMIDA, P. Y. G., TURRA, A. & PELLIZARI, V. H. (2021). Deep-sea plastisphere: long-term colonization by plastic-associated bacterial and archaeal communities in the Southwest Atlantic Ocean. *Science of the Total Environment*, 793, 148335.
- ALAVA, J. J. (2020). Modeling the bioaccumulation and biomagnification potential of microplastics in a cetacean foodweb of the northeastern pacific: a prospective tool to assess the risk exposure to plastic particles. *Frontiers in Marine Science*, 793.
- ALOMAR, C., ESTARELLAS, F. & DEUDERO, S. (2016). Microplastics in the Mediterranean Sea: deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. *Marine environmental research*, 115, 1-10.
- AMARAL-ZETTLER, L. A., ZETTLER, E. R. & MINCER, T. J. (2020). Ecology of the plastisphere. *Nature Reviews Microbiology*, 18(3), 139-151.
- AMARAL-ZETTLER, L. A., ZETTLER, E. R., SLIKAS, B., BOYD, G. D., MELVIN, D. W., MORRALL, C. E., PROSKUROWSKI, G. & MINCER, T. J. (2015). The biogeography of the Plastisphere: implications for policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(10), 541-546.
- ANDRADY, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A Review. *Marine pollution bulletin*, 119(1), 12-22.
- ANDRADY, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, 62(8), 1596-1605.
- ARAÚJO, F. V., CASTRO, R. O., da SILVA, M. L. & SILVA, M. M. (2021). Ecotoxicological effects of microplastics and associated pollutants. In *Aquaculture Toxicology* (pp. 189-227). Academic Press.
- 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.
- AUTA, H. S., EMENIKE, C. U., JAYANTHI, B., & FAUZIAH, S. H. (2018). Growth kinetics and biodeterioration of polypropylene microplastics by *Bacillus* sp. and *Rhodococcus* sp. isolated from mangrove sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 15-21.
- AYTAN, U., VALENTE, A., SENTURK, Y., USTA, R., SAHIN, F. B. E., MAZLUM, R. E. & AGIRBAS, E. (2016). First evaluation of neustonic microplastics in Black Sea waters. *Marine Environmental Research*, 119, 22-30.
- BAEKELAND, L. H. (1909). The synthesis, constitution, and uses of Bakelite. *Industrial & Engineering Chemistry*, 1(3), 149-161.
- BAINI, M., FOSSI, M. C., GALLI, M., CALIANI, I., CAMPANI, T., FINOIA, M. G., & PANTI, C. (2018). Abundance and characterization of microplastics in the coastal waters of

Tuscany (Italy): the application of the MSFD monitoring protocol in the Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, 133, 543-552.

BAKER-AUSTIN, C., STOCKLEY, L., RANGDALE, R. & MARTINEZ-URTAZA, J. (2010). Environmental occurrence and clinical impact of *Vibrio vulnificus* and *Vibrio parahaemolyticus*: a European perspective. *Environmental Microbiology Reports*, 2(1), 7-18.

BAKIR, A., ROWLAND, S. J. & THOMPSON, R. C. (2014). Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, 14-21.

BALLENT, A., PURSER, A., MENDES, P. J., PANDO, S. & THOMSEN, L. (2012). Physical transport properties of marine microplastic pollution. *Biogeosciences Discussions*, 9(12).

BALLENT, A., PANDO, S., PURSER, A., JULIANO, M. F. & THOMSEN, L. (2013). Modelled transport of benthic marine microplastic pollution in the Nazaré Canyon. *Biogeosciences*, 10(12), 7957-7970.

BARNES, D. K., WALTERS, A. & GONÇALVES, L. (2010). Macroplastics at sea around Antarctica. *Marine Environmental Research*, 70(2), 250-252.

BARRERA-ALBA, J. J., PIEDRAS, F. R., DUARTE, C. L., LOPES, R. N. T., & MOSER, G. A. O. (2019). Caracterização morfológica de dinoflagelados do Complexo *Dinophysis acuminata*/*D. saculus* na Baía de Guanabara, Brasil. *Biota Neotropica*, 19.

BELLAS, J., MARTINEZ-ARMENTAL, J., MARTINEZ-CÁMARA, A., BESADA, V., & MARTINEZ-GÓMEZ, C. (2016). Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 55-60.

BERGMANN, M., GUTOW, L. & KLAGES, M. (2015). *Marine anthropogenic litter* (p. 447). Springer Nature.

BÉRGAMO, A. L. (2006). Características hidrográficas, da circulação e dos transportes de volume e sal na Baía de Guanabara (RJ): variações sazonais e moduladas pela maré. Tese de doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, SP. doi:10.11606/T.21.2006.tde-22052007-161032.

BIRNSTIEL, S., SOARES-GOMES, A., & DA GAMA, B. A. (2019). Depuration reduces microplastic content in wild and farmed mussels. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 241-247.

BLACKBURN, K., & GREEN, D. (2022). The potential effects of microplastics on human health: What is known and what is unknown. *Ambio*, 51(3), 518-530.

BOWLEY, J., BAKER-AUSTIN, C., PORTER, A., HARTNELL, R., & LEWIS, C. (2021). Oceanic hitchhikers—assessing pathogen risks from marine microplastic. *Trends in Microbiology*, 29(2), 107-116.

BOERGER, C. M., LATTIN, G. L., MOORE, S. L. & MOORE, C. J. (2010). Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 60(12), 2275-2278.

- BONEY, A. D. (1975). Phytoplankton. *Inst. Biol./Stud. Biol.*, 52. London: Edward Arnold, 116p.
- BRADFORD, S. A., KIM, H., SHEN, C., SASIDHARAN, S., & SHANG, J. (2017). Contributions of nanoscale roughness to anomalous colloid retention and stability behavior. *Langmuir*, 33(38), 10094-10105.
- BRADFORD, S. A., SASIDHARAN, S., KIM, H., & HWANG, G. (2018). Comparison of types and amounts of nanoscale heterogeneity on bacteria retention. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 56.
- BROOKS, S.J., & WALDOCK, M. (2009). Copper Biocides in the Marine Environment. In: Arai, T., Harino, H., Ohji, M., Langston, W.J. (eds) *Ecotoxicology of Antifouling Biocides*. Springer, Tokyo. https://doi.org/10.1007/978-4-431-85709-9_24
- CAI, L., WU, D., XIA, J., SHI, H. & KIM, H. (2019). Influence of physicochemical surface properties on the adhesion of bacteria onto four types of plastics. *Science of the Total Environment*, 671, 1101-1107.
- CARPENTER, E. J. & SMITH, K. L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 175(4027), 1240-1241.
- CARPENTER, E. J., ANDERSON, S. J., HARVEY, G. R. & MIKLAS, H. P., PECK, B. B. (1972). Polystyrene Spherules in Coastal Waters. *Science*, 178, 749.
- CARUSO, G. (2019). Microplastics as vectors of contaminants. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 921-924.
- CARVALHO, D. G. & NETO, J. A. B. (2016). Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 128, 10-17.
- CARVALHO, J. P., SILVA, T. S. & COSTA, M. F. (2021). Distribution, characteristics and short-term variability of microplastics in beach sediment of Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 112212.
- CASABIANCA, S., CAPELLACCI, S., GIANCOBBE, M. G., DELL' AVERSANO, C., TARTAGLIONE, L., VARRIALE, F., NARIZZANO, R., RISSO, F., MORETTO, P., DAGNINO, A., BERTOLOTTI, R., BARBONE, E., UNGARO, N. & PENNA, A. (2019). Plastic-associated harmful microalgal assemblages in the marine environment. *Environmental Pollution*, 244, 617-626.
- CASTRO, R. O., DA SILVA, M. L., MARQUES, M. R. & DE ARAÚJO, F. V. (2020). Spatio-temporal evaluation of macro, meso and microplastics in surface waters, bottom and beach sediments of two embayments in Niterói, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111537.
- CEDERVALL, T., HANSSON, L. A., LARD, M., FROHM, B. & LINSE, S. (2012). Food chain transport of nanoparticles affects behaviour and fat metabolism in fish. *PloS one*, 7(2), e32254.
- CESA, F. S., TURRA, A. & BARUQUE-RAMOS, J. (2017). Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: a review from a textile perspective with a focus on domestic washings. *Science of the Total Environment*, 598, 1116-1129.

- CHEN, G., LI, Y., & WANG, J. (2021). Occurrence and ecological impact of microplastics in aquaculture ecosystems. *Chemosphere*, 274, 129989.
- CHEN, X., XIONG, X., JIANG, X., SHI, H. & WU, C. (2019). Sinking of floating plastic debris caused by biofilm development in a freshwater lake. *Chemosphere*, 222, 856-864.
- CHENG, Y., SONG, W., TIAN, H., ZHANG, K., LI, B., DU, Z., ZHANG, W., WANG, J., WANG J. & ZHU, L. (2021). The effects of high-density polyethylene and polypropylene microplastics on the soil and earthworm *Metaphire guillelmi* gut microbiota. *Chemosphere*, 267, 129219.
- CLAESSENS, M., DE MEESTER, S., VAN LANDUYT, L., DE CLERCK, K. & JANSSEN, C. R. (2011). Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 62(10), 2199-2204.
- COLE, M., LINDEQUE, P., HALSBAND, C. & GALLOWAY, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588-2597.
- COLE, M., LINDEQUE, P., FILEMAN, E., HALSBAND, C., GOODHEAD, R., MOGER, J., GALLOWAY, T. S. (2013). Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 47, 6646–6655.
- COSTA, Giselle da Silva. (2018). Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton da Baía de Guanabara (RJ) definida por estratégias funcionais. 2018. 66 f. (Dissertação de Mestrado em Conservação e Utilização da Biodiversidade) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- COSTA, L. A. A., PESSOA, D. M. M., & DA SILVA CARREIRA, R. (2018). Chemical and biological indicators of sewage river input to an urban tropical estuary (Guanabara Bay, Brazil). *Ecological Indicators*, 90, 513-518.
- CUSACK, C., RAINE, R., & PATCHING, J. W. (2004). Occurrence of species from the genus *Pseudonitzschia* Peragallo in Irish waters. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 104B(1), 55-74.
- DA SILVA, E. F., DO CARMO, D. D. F., MUNIZ, M. C., DOS SANTOS, C. A., CARDOZO, B. B. I., DE OLIVEIRA-COSTA, D. M., DOS ANJOS, R. M. & VEZZONE, M. (2022). Evaluation of microplastic and marine debris on the beaches of Niterói Oceanic Region, Rio De Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113161.
- DANTAS, N. C., 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. *Marine Pollution Bulletin*, 153, 110959.
- DARBRE, P. D. (2020). Chemical components of plastics as endocrine disruptors: Overview and commentary. *Birth Defects Research*, v. 112, n. 17, p. 1300-1307.
- DE-LA-TORRE, G. E., DIOSES-SALINAS, D. C., CASTRO, J. M., ANTAY, R., FERNÁN, N. Y., ESPINOZA-MORRIBERÓN, D. & SALDAÑA-SERRANO, M. (2020). Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of Lima, Peru. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110877.

DE OLIVEIRA, T. T. S., ANDREU, I., MACHADO, M. C., VIMBELA, G., TRIPATHI, A. & BOSE, A. (2020). Interaction of cyanobacteria with nanometer and micron-sized polystyrene particles in marine and fresh water. *Langmuir*, 36(14), 3963-3969.

DE TENDER, C., DEVRIESE, L. I., HAEGEMAN, A., MAES, S., VANGHEYTE, J., CATTRIJSE, A., DAWYNDT, P. & RUTTINK, T. (2017). Temporal dynamics of bacterial and fungal colonization on plastic debris in the North Sea. *Environmental science & technology*, 51(13), 7350-7360.

DELACUVELLERIE, A., CYRIAQUE, V., GOBERT, S., BENALI, S. & WATTIEZ, R. (2019). The plastisphere in marine ecosystem hosts potential specific microbial degraders including *Alcanivorax borkumensis* as a key player for the low-density polyethylene degradation. *Journal of hazardous materials*, 380, 120899.

DENUNCIO, P., BASTIDA, R., DASSIS, M., GIARDINO, G., GERPE, M. & RODRÍGUEZ, D. (2011). Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny, 1844), from Argentina. *Marine pollution bulletin*, 62(8), 1836-1841.

DEROINÉ, M., LE DUIGOU, A., CORRE, Y. M., LE GAC, P. Y., DAVIES, P., CÉSAR, G., & BRUZAUD, S. (2014). Accelerated ageing of polylactide in aqueous environments: Comparative study between distilled water and seawater. *Polymer Degradation and Stability*, 108, 319-329.

DERRAIK, J. G. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine pollution bulletin*, 44(9), 842-852.

DESFORGES, J. P. W., GALBRAITH, M., DANGERFIELD, N. & ROSS, P. S. (2014). Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. *Marine pollution bulletin*, 79(1-2), 94-99.

DONG, X., Zhu, L., JIANG, P., WANG, X., LIU, K., LI, C., & LI, D. (2021). Seasonal biofilm formation on floating microplastics in coastal waters of intensified mariculture area. *Marine Pollution Bulletin*, 171, 112914.

DONLAN, R. M. (2002). Biofilms: microbial life on surfaces. *Emerging infectious diseases*, 8(9), 881.

DUDEK, K. L., CRUZ, B. N., POLIDORO, B., & NEUER, S. (2020). Microbial colonization of microplastics in the Caribbean Sea. *Limnology and Oceanography Letters*, 5(1), 5-17.

DUSSUD, C., & GHIGLIONE, J. F. (2014). Bacterial degradation of synthetic plastics. In *CIESM workshop monogr* (Vol. 46, pp. 49-54).

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.

EHLERS, S. M., ELLRICH, J. A., & GESTOSO, I. (2021). Plasticrusts derive from maritime ropes scouring across raspy rocks. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112841.

ENDO, S., TAKIZAWA, R., OKUDA, K., TAKADA, H., CHIBA, K., KANEHIRO, H., OGI, H., YAMACHITA, R., & DATE, T. (2005) Concentration of polychlorinated

biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: variability among individual particles and regional differences. *Marine pollution bulletin*, 50(10), 1103-1114.

ERIKSEN, M., LEBRETON, L. C., CARSON, H. S., THIEL, M., MOORE, C. J., BORERRO, 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(12), e111913.

ERNI-CASSOLA, G., WRIGHT, R. J., GIBSON, M. I., & CHRISTIE-OLEZA, J. A. (2020). Early colonization of weathered polyethylene by distinct bacteria in marine coastal seawater. *Microbial ecology*, 79, 517-526.

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, 691-698.

ERNST, W. H. (2000). Evolution of metal hyperaccumulation and phytoremediation hype. *The New Phytologist*, 146(3), 357-358.

Food and Agriculture Organization.(2018). <http://www.fao.org/home/en/>

FENDALL, L. S., & SEWELL, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. *Marine pollution bulletin*, 58(8), 1225-1228.

FENG, Y., SUN, J. W., SHI, W. W., DUAN, J. L., SUN, X. D., FENG, L. J., WANG, L. J., GAN, Y. D. & YUAN, X. Z. (2023). Microplastics exhibit accumulation and horizontal transfer of antibiotic resistance genes. *Journal of Environmental Management*, 336, 117632.

FENG, S., LU, H., TIAN, P., XUE, Y., LU, J., TANG, M. & FENG, W. (2020). Analysis of microplastics in a remote region of the Tibetan Plateau: Implications for natural environmental response to human activities. *Science of The Total Environment*, 739, 140087.

FLEMMING, H. C. (1998). Relevance of biofilms for the biodeterioration of surfaces of polymeric materials. *Polymer degradation and stability*, 59(1-3), 309-315.

FOLKE, C., CARPENTER, S., WALKER, B., SCHEFFER, M., ELMQVIST, T., GUNDERSON, L. & HOLLING, C. S. (2004). Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 557-581.

FRÈRE, L., MAIGNIEN, L., CHALOPIN, M., HUVET, A., RINNERT, E., MORRISON, H., KERNINON, S., CASSONE, A. L., LAMBERT, C., REVEILLAUD, J. & PAUL-PONT, I. (2018). Microplastic bacterial communities in the Bay of Brest: Influence of polymer type and size. *Environmental pollution*, 242, 614-625.

FRIAS, J. P. G. L., GAGO, J., OTERO, V. & SOBRAL, P. (2016). Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters. *Marine environmental research*, 114, 24-30.

GAYOSO, A. M., DOVER, S., MORTON, S., BUSMAN, M., MOELLER, P., FULCO, V. K., & MARANDA, L. (2002). Diarrhetic shellfish poisoning associated with *Prorocentrum lima* (Dinophyceae) in Patagonian gulfs (Argentina). *Journal of Shellfish Research*, 21(2), 461-463.

- GARCIA, T. M., CAMPOS, C. C., MOTA, E. M. T., SANTOS, N. M. O., SANTANA-CAMPELO, R. P., PRADO, L. C. G., MELO-JUNIOR, M. & OLIVEIRA-SOARES, M. (2020). Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110705.
- GARCIA, T. D., CARDOZO, A. L., QUIRINO, B. A., YOFUKUJI, K. Y., GANASSIN, M. J., dos SANTOS, N. C., & FUGI, R. (2020). Ingestion of microplastic by fish of different feeding habits in urbanized and non-urbanized streams in Southern Brazil. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(8), 1-11.
- GEROLIN, C. R., PUPIM, F. N., SAWAKUCHI, A. O., GROHMANN, C. H., LABUTO, G., & SEMENSATTO, D. (2020). Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Science of the Total Environment*, 749, 141604.
- GESAMP. (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP. Rep. Stud., 2015, GESAMP No. 90, p. 96.
- GESTOSO, I., CACABELOS, E., RAMALHOSA, P., & CANNING-CLODE, J. (2019). Plasticrusts: A new potential threat in the Anthropocene's rocky shores. *Science of the total environment*, 687, 413-415.
- GEYER, R. (2020). Production, use, and fate of synthetic polymers. In *Plastic waste and recycling* (pp. 13-32). Academic Press.
- GEYER, R., JAMBECK, J. R. & LAW, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science advances*, 3(7), e1700782.
- GHIGLIONE, J. F., BARBE, V., BRUZAUD, S., BURGAUD, G., CACHOT, J., EYHERAGUIBEL, B., LARTAUD, F., LUDWING, W., MEISTERTZHEIM A. L., PAULPONT, I. PESANT, S., HALLE, A., & THIEBEAULD O. (2023). Mission *Tara* Microplastics: a holistic set of protocols and data resources for the field investigation of plastic pollution along the land-sea continuum in Europe. *Environ Sci Pollut Res* (2023).
- GRASSI, Renata de Michielli. Variabilidade espacial e temporal das concentrações de clorofila na Baía de Guanabara (RJ) utilizando imagens MERIS e dados *in situ*. Dissertação (Mestrado em Caracterização, Diagnóstico e Evolução de Ambientes Marinhos) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.
- GREGORY, M.R. (1996). Plastic “scrubbers” in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Mar. Pollut. Bull.* 32, 867–871.
- GUERRA, N. M. M., OTENIO, M. H., SILVA, M. E. Z., GUILHERMETTI, M., NAKAMURA, C. V., UEDA-NAKAMURA, T. & DIAS-FILHO, B. P. (2006). Occurrence of *Pseudomonas aeruginosa* in drinking water. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 28(1), 13-18.
- GUIRY, M. D., & GUIRY, G. M. (2023). AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Retrieved from <https://www.algaebase.org>; searched on 25 de fevereiro de 2023.

GUO, X. & WANG, J. (2019). Sorption of antibiotics onto aged microplastics in freshwater and seawater. *Marine pollution bulletin*, 149, 110511.

GÜVEN, O., GÖKDAG, K., JOVANOVIĆ, B., & KIDEYS, A. E. (2017). Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environmental pollution*, 223, 286-294.

HE, S., JIA, M., XIANG, Y., SONG, B., XIONG, W., CAO, J., PENG, H., YANG, Y., WANG, W., YANG, Z. & ZENG, G. (2022). Biofilm on microplastics in aqueous environment: Physicochemical properties and environmental implications. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127286.

HALLEGRAEFF, G. M. (1993). A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, 32(2), 79-99.

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 & technology*, 46(6), 3060-3075.

HO, B. T., ROBERT, T. K. & LUCAS, S. (2018). An overview on biodegradation of polystyrene and modified polystyrene: the microbial approach. *Critical reviews in biotechnology*, 38(2), 308-320.

HOELLEIN, T. J., MCCORMICK, A. R., HITTIE, J., LONDON, M. G., SCOTT, J. W., & KELLY, J. J. (2017). Longitudinal patterns of microplastic concentration and bacterial assemblages in surface and benthic habitats of an urban river. *Freshwater Science*, 36(3), 491-507.

HOELLEIN, T. J., SHOGREN, A. J., TANK, J. L., RISTECA, P., & KELLY, J. J. (2019). Microplastic deposition velocity in streams follows patterns for naturally occurring allochthonous particles. *Scientific Reports*, 9(1), 1-11.

HOU, D., HONG, M., WANG, K., YAN, H., WANG, Y., DONG, P., LI, D., LIU, K., ZHOU, Z. & ZHANG, D. (2021). Prokaryotic community succession and assembly on different types of microplastics in a mariculture cage. *Environmental Pollution*, 268, 115756.

IMRAN, M., DAS, K. R. & Naik, M. M. (2019). Co-selection of multi-antibiotic resistance in bacterial pathogens in metal and microplastic contaminated environments: An emerging health threat. *Chemosphere*, 215, 846-857.

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 pollution*, 225(7), 1-13.

IVAR DO SUL, J. A. & LABRENZ, M. (2020). Microplastics into the anthropocene: rise and fall of the human footprint. *Handbook of Microplastics in the Environment*, 1-16.

JIANG, P., ZHAO, S., ZHU, L. & LI, D. (2018). Microplastic-associated bacterial assemblages in the intertidal zone of the Yangtze Estuary. *Science of the total environment*, 624, 48-54.

JIN, M., YU, X., YAO, Z., TAO, P., LI, G., YU, X., ZHAO, J. & PENG, J. (2020). How biofilms affect the uptake and fate of hydrophobic organic compounds (HOCs) in

microplastic: Insights from an In situ study of Xiangshan Bay, China. *Water Research*, 184, 116118.

KAISER, D., KOWALSK, N. & WANIEK, J.J. (2017). Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. *Environmental Research Letters*, 12(12), 124003.

KARKANORACHAKI, K., SYRANIDOU, E., & KALOGERAKIS, N. (2021). Sinking characteristics of microplastics in the marine environment. *Science of The Total Environment*, 793, 148526.

KETTNER, M. T., ROJAS-JIMENEZ, K., OBERBECKMANN, S., LABRENZ, M. & GROSSART, H. P. (2017). Microplastics alter composition of fungal communities in aquatic ecosystems. *Environmental Microbiology*, 19(11), 4447-4459.

KIRKPATRICK, B., FLEMING, L. E., SQUICCIARINI, D., BACKER, L. C., CLARK, R., ABRAHAM, W., BENSON, J., CHENG, Y. S., JOHNSON, D., PIERCE, R., ZAIAS, J., BOSSART, G. D. & Baden, D. G. (2004). Literature review of Florida red tide: implications for human health effects. *Harmful algae*, 3(2), 99-115.

KIRSTEN, I. V., KIRMIZI, S., WICHELS, A., GARIN-FERNANDEZ, A., ERLER, R., LÖDER, M. & GERDT, G. (2016). Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine environmental research*, 120, 1-8.

KJERFVE, B., RIBEIRO, C. H., DIAS, G. T., FILIPPO, A. M., & QUARESMA, V. D. S. (1997). Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. *Continental Shelf Research*, 17(13), 1609-1643.

KOLE, P. J., LÖHR, A. J., VAN BELLEGHEM, F. G. & RAGAS, A. M. (2017). Wear and tear of tyres: a stealthy source of microplastics in the environment. *International journal of environmental research and public health*, 14(10), 1265.

KOOI, M., NES, E. H. V., SCHEFFER, M., & KOELMANS, A. A. (2017). Ups and downs in the ocean: effects of biofouling on vertical transport of microplastics. *Environmental Science & Technology*, 51(14), 7963-7971.

KRAUSE, S., MOLARI, M., GORB, E. V., GORB, S. N., KOSSEL, E., & HAECKEL, M. (2020). Persistence of plastic debris and its colonization by bacterial communities after two decades on the abyssal seafloor. *Scientific reports*, 10(1), 9484.

LACERDA, A. L., TAYLOR, J. D., Rodrigues, L. d.S., KESSLER, F., SECCHI, E., & PROIETTI, M. C. (2022). Floating plastics and their associated biota in the Western South Atlantic. *Science of The Total Environment*, 805, 150186.

LAGANA, P., CARUSO, G., CORSI, I., BERGAMI, E., VENUTI, V., MAJOLINO, D., LA-FERLA, R., AZZARO, M. & CAPPELLO, S. (2019). Do plastics serve as a possible vector for the spread of antibiotic resistance? First insights from bacteria associated to a polystyrene piece from King George Island (Antarctica). *International journal of hygiene and environmental health*, 222(1), 89-100.

LAGARDE, F., OLIVIER, O., ZANELLA, M., DANIEL, P., HIARD, S. & CARUSO, A. (2016). Microplastic interactions with freshwater microalgae: hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environmental pollution*, 215, 331-339.

- LAMBERT, C., REVEILLAUD, J. & PAUL-PONT, I. (2018). Microplastic bacterial communities in the Bay of Brest: Influence of polymer type and size. *Environmental pollution*, 242, 614-625.
- LAW, K., MORÉT-FERGUSON, S., MAXIMENKO, N., PROSKUROWSKI, G., PEACOCK, E., HAFNER, J. & REDDY, C. (2010). Plastic accumulation in the north atlantic subtropical gyre. *Science*, 329, 1185–1188.
- LAW, K. L. & THOMPSON, R. C. (2014). Microplastics in the seas. *Science*, 345(6193), 144-145.
- LEISER, R., JONGSMA, R., BAKENHUS, I., MÖCKEL, R., PHILIPP, B., NEU, T. R. & WENDT-POTTHOFF, K. (2021). Interaction of cyanobacteria with calcium facilitates the sedimentation of microplastics in a eutrophic reservoir. *Water Research*, 189, 116582.
- LI, J., HUANG, W., JIANG, R., HAN, X., ZHANG, D. & ZHANG, C. (2020). Are bacterial communities associated with microplastics influenced by marine habitats?. *Science of The Total Environment*, 733, 139400.
- LI, J., LIU, H. & CHEN, J. P. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water research*, 137, 362-374.
- LI, W., ZHANG, Y., WU, N., ZHAO, Z., XU, W. A., MA, Y., & NIU, Z. (2019). Colonization characteristics of bacterial communities on plastic debris influenced by environmental factors and polymer types in the Haihe Estuary of Bohai Bay, China. *Environmental science & technology*, 53(18), 10763-10773.
- LINDEQUE, P. K., COLE, M., COPPOCK, R. L., LEWIS, C. N., MILLER, R. Z., WATTS, A. J., WILSON-MCNEAL, A., WRIGHT, L. & GALLOWAY, T. S. (2020). Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environmental Pollution*, 265, 114721.
- LINS-SILVA, N., MARCOLIN, C. R., KESSLER, F. & SCHWAMBORN, R. (2021). A fresh look at microplastics and other particles in the tropical coastal ecosystems of Tamandaré, Brazil. *Marine Environmental Research*, 169, 105327.
- LIU, S., HUANG, J., ZHANG, W., SHI, L., YI, K., YU, H., ZHANG, C., LI, S. & LI, J. (2022). Microplastics as a vehicle of heavy metals in aquatic environments: A review of adsorption factors, mechanisms, and biological effects. *Journal of Environmental Management*, 302, 113995.
- LOBELLE, D. & CUNLIFFE, M. (2011). Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Marine pollution bulletin*, 62(1), 197-200.
- LONG, M., MORICEAU, B., GALLINARI, M., LAMBERT, C., HUVET, A., RAFFRAY, J., & SOUDANT, P. (2015). Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: impact on their respective fates. *Marine Chemistry*, 175, 39-46.
- LONG, M., PAUL-PONT, I., HEGARED, H., MORICEAU, B., LAMBERT, C., HUVET, A. & SOUDANT, P. (2017). Interactions between polystyrene microplastics and marine phytoplankton lead to species-specific hetero-aggregation. *Environmental Pollution*, 228, 454-463.

- LU, H., FENG, Y., WANG, J., WU, Y., SHAO, H. & YANG, L. (2016). Responses of periphyton morphology, structure, and function to extreme nutrient loading. *Environmental pollution*, 214, 878-884.
- LUND, J. W. G., KIPLING, C. & LECREN, E. D. (1958), The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*, 11: 143-170.
- LUO, H., LIU, C., HE, D., XU, J., SUN, J., LI, J. & PAN, X. (2022). Environmental behaviors of microplastics in aquatic systems: A systematic review on degradation, adsorption, toxicity and biofilm under aging conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 423, 126915.
- LUSHER, A. (2015). Microplastics in the marine environment: distribution, interactions and effects. In *Marine anthropogenic litter* (pp. 245-307). Springer, Cham.
- MACEDO, A. V. (2020). A influência na dinâmica e os diferentes usos na distribuição e origem dos microplásticos no litoral da Ilha Grande, Angra dos Reis (RJ) (Dissertação de Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- MARANDA, L., CORWIN, S., DOVER, S., & MORTON, S. L. (2007). *Prorocentrum lima* (Dinophyceae) in northeastern USA coastal waters: II: Toxin load in the epibiota and in shellfish. *Harmful Algae*, 6(5), 632-641.
- MARTIN, J., LUSHER, A., THOMPSON, R. C. & MORLEY, A. (2017). The deposition and accumulation of microplastics in marine sediments and bottom water from the Irish continental shelf. *Scientific Reports*, 7(1), 1-9.
- MASÓ, M., GARCÉS, E., PAGÈS, F. & CAMP, J. (2003). Drifting plastic debris as a potential vector for dispersing Harmful Algal Bloom (HAB) species. *Scientia Marina*, 67(1), 107-111.
- MATO, Y., ISOBE, T., TAKADA, H., KANEHIRO, H., OHTAKE, C. & KAMINUMA, T. (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental science & technology*, 35(2), 318-324.
- MATTSSON, K., JOCIC, S., DOVERPRATT, I. & HANSSON, L. A. (2018). Nanoplastics in the aquatic environment. *Microplastic contamination in aquatic environments* (pp. 379-399).
- MCCORMICK, A., HOELLEIN, T. J., MASON, S. A., SCHLUEP, J. & KELLY, J. J. (2014). Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environmental science & technology*, 48(20), 11863-11871.
- MIAO, L., WANG, P., HOU, J., YAO, Y., LIU, Z., LIU, S. & LI, T. (2019). Distinct community structure and microbial functions of biofilms colonizing microplastics. *Science of the Total Environment*, 650, 2395-2402.
- MISTRI, M., INFANTINI, V., SCOPONI, M., GRANATA, T., MORUZZI, L., MASSARA, F., DONATI, M. & MUNARI, C. (2018). Microplastics in marine sediments in the area of Pianosa Island (Central Adriatic Sea). *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 29(4), 805-809.

- MONTAGNER, C. C., DIAS, M. A., PAIVA, E. M., & VIDAL, C. (2021). Microplásticos: Ocorrência Ambiental e Desafios Analíticos. *Química Nova*, 44, 1328-1352.
- MONTEIRO, R. C. P., SUL, J. A. I. D. & COSTA, M. F. (2020). Small microplastics on beaches of fernando de Noronha island, tropical atlantic ocean. *Ocean and Coastal Research*, 68.
- MOORE, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131-139.
- MORAIS, L. M. S., SARTI, F., CHELAZZI, D., CINCINELLI, A., GIARRIZZO, T. & MARTINELLI-FILHO, J. E. (2020). The sea anemone *Bunodosoma cangicum* as a potential biomonitor for microplastics contamination on the Brazilian Amazon coast. *Environmental Pollution*, 265, 114817.
- NAPPER, I. E. & THOMPSON, R. C. (2016). Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine pollution bulletin*, 112(1-2), 39-45.
- NETO, J. A. B., DE-CARVALHO, D. G., MEDEIROS, K., DRABINSKI, T. L., DE-MELO, G. V., SILVA, R. C. O., SILVA, D. C. P., BATISTA, L. S., DIAS, G. T. M., FONSECA, E. M. & DOS-SANTOS-FILHO, J. R. (2019a). The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro/Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110558.
- NETO, J. A. B., GAYLARD, C., BEECH, I., BASTOS, A. C., DA-SILVA-QUARESMA, V. & DE-CARVALHO, D. G. (2019b). Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 169, 247-253.
- NEVES, D., SOBRAL, P., FERREIRA, J. L. & PEREIRA, T. (2015). Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine pollution bulletin*, 101(1), 119-126.
- NG, K. L. & OBBARD, J. P. (2006). Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Marine pollution bulletin*, 52(7), 761-767.
- NGUYEN, T. H., TANG, F. H., & MAGGI, F. (2020). Sinking of microbial-associated microplastics in natural waters. *PLoS One*, 15(2), e0228209.
- NOR, N. H. M. & OBBARD, J. P. (2014). Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Marine pollution bulletin*, 79(1-2), 278-283.
- OBERBECKMANN, S., LÖDER, M. G. & LABRENZ, M. (2015). Marine microplastic-associated biofilms—a review. *Environmental chemistry*, 12(5), 551-562.
- OBERBECKMANN, S., LOEDER, M. G., GERDTS, G., & OSBORN, A. M. (2014). Spatial and seasonal variation in diversity and structure of microbial biofilms on marine plastics in Northern European waters. *FEMS Microbiology Ecology*, 90(2), 478-492.
- OGI, H., & FUKUMOTO, Y. (2000). A sorting method for small plastic debris floating on the sea surface and stranded on sandy beaches. *Bulletin of the Faculty of Fisheries-Hokkaido University (Japan)*.

- 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. *Marine Pollution Bulletin*, 139, 157-162.
- PALMER, J., FILINT, S. & BROOKS, J. (2007). Bacterial cell attachment, the beginning of a biofilm. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 34(9), 577-588.
- PANDEY, P. K., KASS, P. H., SOUPIR, M. L., BISWAS, S. & SINGH, V. P. (2014). Contamination of water resources by pathogenic bacteria. *Amb Express*, 4(1), 1-16.
- PAZOS, R. S., SUAREZ, J. C. & GOMEZ, N. (2020). Study of the plastisphere: biofilm development and presence of faecal indicator bacteria on microplastics from the Río de la Plata estuary.
- PINHEIRO, L. M., BRITZ, L. M., AGOSTINI, V. O., PÉREZ-PARADA, A., GARCIA-RODRIGUEZ, F., GALLOWAY, T. S., & PINHO, G. L. (2022). Salt marshes as the final watershed fate for meso-and microplastic contamination: A case study from Southern Brazil. *Science of The Total Environment*, 838, 156077.
- PINTO, M., LANGER, T. M., HÜFFER, T., HOFMANN, T. & HERNDL, G. J. (2019). The composition of bacterial communities associated with plastic biofilms differs between different polymers and stages of biofilm succession. *PloS one*, 14(6), e0217165.
- PLASTICSEUROPE (2020). *Plastics - the Facts. Plast.- Facts 2020*. Disponível em: www.plasticseurope.de/informations .
- RIOS, L. M., MOORE, C. & JONES, P. R. (2007). Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine pollution bulletin*, 54(8), 1230-1237.
- REGUERA, B., VELO-SUAREZ, L., RAINE, R., & PARK, M. G. (2012). Harmful Dinophysis species: A review. *Harmful Algae*, 14, 87-106.
- RENNER, L. D., & WEIBEL, D. B. (2011). Physicochemical regulation of biofilm formation. *MRS Bulletin*, 36(5), 347-355.
- ROAGER, L. & SONNENSCHNEIN, E. C. (2019). Bacterial candidates for colonization and degradation of marine plastic debris. *Environmental science & technology*, 53(20), 11636-11643.
- ROCHMAN, C., BROWNE, M.A., HALPERN, B., HENTSCHEL, B.T., HOH, E., KARAPANAGIOTI, H.K., RIOS-MENDONZA, L.M., TAKADA, H., TEH, S., THOMPSON, R.C. (2013). Classify plastic waste as hazardous. *Nature*, 494, 169-171.
- ROCHMAN, C. M., HOH, E., KUROBE, T., & TEH, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific reports*, 3(1), 1-7.
- RODRÍGUEZ-HERNÁNDEZ, A. G., MUÑOZ-TABARES, J. A., GODOY-GALLARDO, M., JUÁREZ, A., & GIL, F. J. (2013). *S. sanguinis* adhesion on rough titanium surfaces: Effect of culture media. *Materials Science and Engineering: C*, 33(2), 714-720.
- RODRÍGUEZ-SEIJO, A. & PEREIRA, R. (2019). Microplastics in agricultural soils: Are they a real environmental hazard?. In *Bioremediation of Agricultural Soils* (pp. 45-60). CRC Press.

- RYAN, P.G., MOORE, C.J., VAN FRANEKER, J.A., MOLONEY, C.L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philos. Trans. R. Soc., B: Biol. Sci.*, 364(1526), 1999–2012.
- RYAN, P. G., PICHEGRU, L., PEROLOD, V., & MOLONEY, C. L. (2020). Monitoring marine plastics-will we know if we are making a difference?. *South African Journal of Science*, 116(5-6), 1-9.
- SANTOS, F. A., ANDRADE-NETO, G. F. D., SOUZA, M. C. D., ANGULO, R. J. & GUEDES, C. C. F. (2020). Microplastic crusts on the remote Trindade Island-Brazil [summary]. In MICRO2020 International Conference.
- SAMPAIO, M. (2003). Estudo de circulação hidrodinâmica 3D e trocas de massas d'água da Baía de Guanabara - RJ. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ.
- SCHEFFER, M. & CARPENTER, S. R. (2003). Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in ecology & evolution*, 18(12), 648-656.
- SCHLUNDT, C., MARK WELCH, J. L., KNOCHER, A. M., ZETTLER, E. R., & AMARAL-ZETTLER, L. A. (2020). Spatial structure in the "Plastisphere": Molecular resources for imaging microscopic communities on plastic marine debris. *Molecular Ecology Resources*, 20(3), 620-634.
- SETÄLÄ, O., FLEMING-LEHTINEN, V & LEHTINIEMI, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental pollution*, 185, 77-83.
- SHABBIR, S., FAHEEM, M., ALI, N., KERR, P. G., WANG, L. F., KUPPUSAMY, S., & LI, Y. (2020). Periphytic biofilm: An innovative approach for biodegradation of microplastics. *Science of the Total Environment*, 717, 137064.
- SHAN, E., ZHANG, X., LI, J., SUN, C., TENG, J., YANG, X., CHEN, L., LIU, Y., SUN, X., ZHAO, J. & WANG, Q. (2022). Incubation habitats and aging treatments affect the formation of biofilms on polypropylene microplastics. *Science of The Total Environment*, 831, 154769.
- SHEN, M., ZHU, Y., ZHANG, Y., ZENG, G., WEN, X., YI, H., YE, S., REN, Y. & SONG, B. (2019). Micro (nano) plastics: Unignorable vectors for organisms. *Marine pollution bulletin*, 139, 328-331.
- SILVA, M. L., SALES, A. S., MARTINS, S., DE OLIVEIRA CASTRO, R., & DE ARAÚJO, F. V. (2016). The influence of the intensity of use, rainfall and location in the amount of marine debris in four beaches in Niterói, Brazil: Sossego, Cambinhas, Charitas and Flechas. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1-2), 36-39.
- SILVA, M.M., MALDONADO, G.C., CASTRO, R.O., FELIZARDO, J. S., CARDOSO, R.P., DOS ANJOS, R.M., DE ARAÚJO, F. V. (2019). Dispersal of potentially pathogenic bacteria by plastic debris in Guanabara Bay, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 141, 561-568.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOBRE SANEAMENTO - SNIS. (2020). Acessado em <https://www.aguaesaneamento.org.br/municipios-e-saneamento/> (24/01/2023)

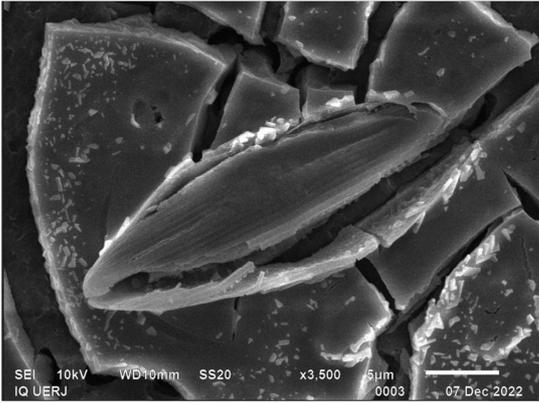
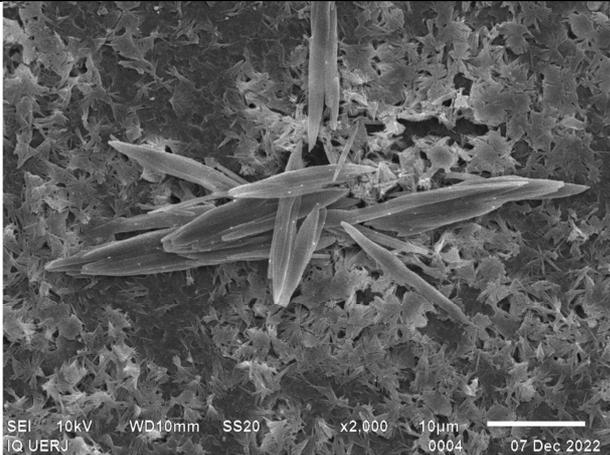
- SOARES-GOMES, A., DA GAMA, B. A. P., NETO, J. B., FREIRE, D. G., CORDEIRO, R. C., MACHADO, W., ... & PEREIRA, R. C. (2016). An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. *Regional Studies in Marine Science*, 8, 319-330.
- SOURNIA, A. (1978). *Phytoplankton manual*. Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris
- SOUSA, C., TEIXEIRA, P., & OLIVEIRA, R. (2009). Influence of surface properties on the adhesion of *Staphylococcus epidermidis* to acrylic and silicone. *International Journal of Biomaterials*.
- SUL, J. A. I. D. (2014). Environmental contamination by microplastics in Fernando de Noronha, Abrolhos and Trindade.
- SUL, J. A. I., COSTA, M. F., BARLETTA, M., & CYSNEIROS, F. J. A. (2013). Pelagic microplastics around an archipelago of the Equatorial Atlantic. *Marine pollution bulletin*, 75(1-2), 305-309.
- SUN, T., WU, H., WANG, X., JI, C., SHAN, X., & LI, F. (2020). Evaluation on the biomagnification or biodilution of trace metals in global marine food webs by meta-analysis. *Environmental pollution*, 264, 113856.
- SUN, X., CHEN, B., XIA, B., LI, Q., ZHU, L., ZHAO, X., GAO., Y. & QU, K. (2020). Impact of mariculture-derived microplastics on bacterial biofilm formation and their potential threat to mariculture: A case in situ study on the Sungo Bay, China. *Environmental Pollution*, 262, 114336.
- SUSSARELLU, R., SUQUET, M., THOMAS, Y., LAMBERT, C., FABIUUX, C., PERNET, M. E. J., GOÏC, N. L., QUILLIEN, V. MINGANT, C. EPELBOIN, Y., CORPOREAU, C., GUYOMARCH, J., ROBBENS, J., PAUL-PONT, I., SOUDANT, P. & HUVET, A. (2016). Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the national academy of sciences*, 113(9), 2430-2435.
- SUTTON, R., MASON, S. A., STANEK, S. K., WILLIS-NORTON, E., WREN, I. F., & BOX, C. (2016). Microplastic contamination in the San Francisco Bay, California, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 230-235.
- SUWAKI, C. H., DE-LA-CRUZ, L. T. & LOPES, R. M. (2020). Impacts of Microplastics on the Swimming Behavior of the Copepod *Temora turbinata* (Dana, 1849). *Fluids*, 5(3), 103.
- TAGG, A. S., OBERBECKMANN, S., FISCHER, D., KREIKEMEYER, B., & LABRENZ, M. (2019). Paint particles are a distinct and variable substrate for marine bacteria. *Marine pollution bulletin*, 146, 117-124.
- TAKEMURA, A. F., CHIEN, D. M. & POLZ, M. F. (2014). Associations and dynamics of Vibrionaceae in the environment, from the genus to the population level. *Frontiers in microbiology*, 5, 38.
- TEUTEN, E. L., ROWLAND, S. J., GALLOWAY, T. S. & THOMPSON, R. C. (2007). Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental science & technology*, 41(22), 7759-7764.

- THOMPSON, R.C., OLSEN, Y., MITCHELL, R.P., DAVIS, A., ROWLAND, S.J., JOHN, A.W.G., MCGONIGLE, D. & RUSSEL, A.E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, 304(5672), 838.
- THUSHARI, G. G. N., & SENEVIRATHNA, J. D. M. (2020). Plastic pollution in the marine environment. *Heliyon*, 6(8), e04709.
- THUSHARI, G. G. N., SENEVIRATHNA, J. D. M., YAKUPITYAGE, A., & CHANAVICH, 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.
- TIBIRIÇÁ, C. E. J., LEITE, I. P., BATISTA, T. V., FERNANDES, L. F., CHOMÉRAT, N., HERVE, F., HESS, P., & MAFRA JR, L. L. (2019). *Ostreopsis* cf. *ovata* bloom in Currais, Brazil: phylogeny, toxin profile and contamination of mussels and marine plastic litter. *Toxins*, 11(8), 446.
- TU, C., CHEN T., ZHOU, Q., LIU, Y., WEI, J., WANIEK, J. J. & LUO, Y. (2020). Biofilm formation and its influences on the properties of microplastics as affected by exposure time and depth in the seawater. *Science of The Total Environment*, 734, 139237.
- UEHLINGER, V. (1964). Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Arch. Sci.*, 17 (2) : 121-123.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME AND GRID-ARENDAAL (2016). *Marine Litter Vital Graphics*. Nairobi and Arendal.
- VALE, P., BOTELHO, M. J., RODRIGUES, S. M., GOMES, S. S., & SAMPAIO, M. A. D. M. (2008). Two decades of marine biotoxin monitoring in bivalves from Portugal (1986–2006): A review of exposure assessment. *Harmful Algae*, 7(1), 11-25.
- VAN COLEN, C., VANHOVE, B., DIEM, A., & MOENS, T. (2020). Does microplastic ingestion by zooplankton affect predator-prey interactions? An experimental study on larviphagy. *Environmental Pollution*, 256, 113479.
- VAN DOLAH, F. M. (2000). Marine algal toxins: origins, health effects, and their increased occurrence. *Environmental Health Perspectives*, 108(suppl 1), 133-141.
- VAN MELKEBEKE, M., JANSSEN, C., & DE MEESTER, S. (2020). Characteristics and sinking behavior of typical microplastics including the potential effect of biofouling: implications for remediation. *Environmental science & technology*, 54(14), 8668-8680.
- VAN WIJNEN, J., RAGAS, A. M., & KROEZE, C. (2019). Modelling global river export of microplastics to the marine environment: Sources and future trends. *Science of the total environment*, 673, 392-401.
- VIEIRA, K. S., NETO, J. A. B., CRAPEZ, M. A. C., GAYLARD, C., PIERRE, B. S., SALDAÑA-SERRANO, M., BAINY, A. C., NOGUEIRA, D. J. & FONSECA, E. M. (2021). Occurrence of microplastics and heavy metals accumulation in native oysters *Crassostrea Gasar* in the Paranaguá estuarine system, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 112225.
- VILLAC, M. C., & TENENBAUM, D. R. (2010). The phytoplankton of Guanabara Bay, Brazil: I. historical account of its biodiversity. *Biota Neotropica*, 10, 271-293.

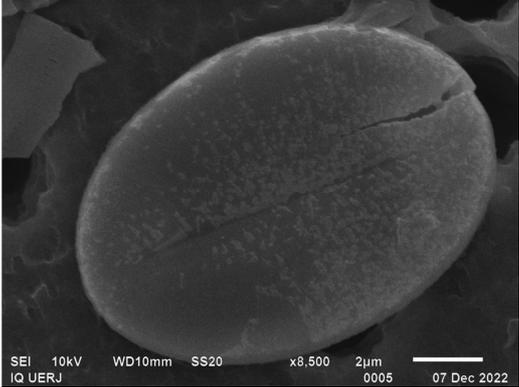
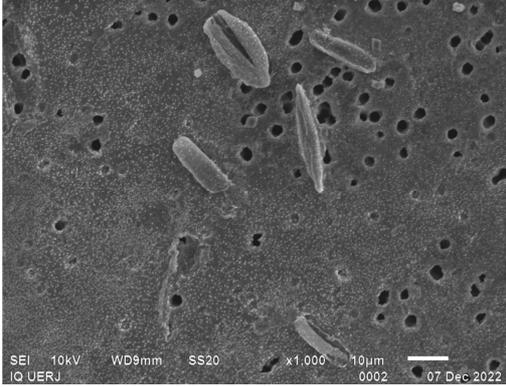
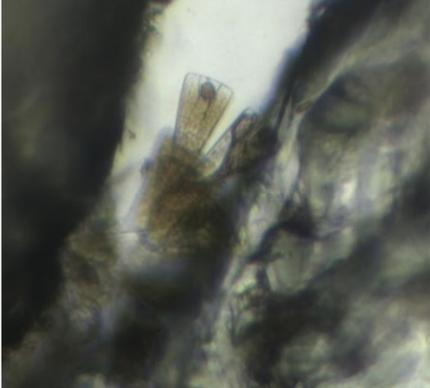
- VILLARRUBIA-GÓMEZ, P., CORNELL, S. E., & FABRES, J. (2018). Marine plastic pollution as a planetary boundary threat—The drifting piece in the sustainability puzzle. *Marine policy*, 96, 213-220.
- VEDOLIN, M. C. (2014). Estudo da distribuição de metais em plásticos no litoral de São Paulo: avaliação da poluição por meio de análise de pellets (Dissertação de Doutorado, Universidade de São Paulo).
- VON MOOS, N., BURKHARDT-HOLM, P., & KÖHLER, A. (2012). Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental science & technology*, 46(20), 11327-11335.
- WANG, J., GUO, X., & XUE, J. (2021). Biofilm-developed microplastics as vectors of pollutants in aquatic environments. *Environmental Science & Technology*, 55(19), 12780-12790.
- WANG, J., Lu, J., ZHANG, Y., WU, J., & LUO, Y. (2021). Unique bacterial community of the biofilm on microplastics in coastal water. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107, 597-601.
- WEBB, H. K., CRAWFORD, R. J., SAWABE, T., & IVANOVA, E. P. (2008). Poly (ethylene terephthalate) polymer surfaces as a substrate for bacterial attachment and biofilm formation. *Microbes and Environments*, 0812170036-0812170036.
- WOODALL, L. C., SANCHEZ-VIDAL, A., CANALS, M., PATERSON, G. L., COPPOCK, R., SLEIGHT, V., CALAFAT, A., ROGERS, A. D., NARAYANASWAMY, B. E., & THOMPSON, R. C. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society open science*, 1(4), 140317.
- WU, N., ZHANG, Y., ZHAO, Z., HE, J., LI, W., LI, J., XU, W., MA, Y., & NIU, Z. (2020). Colonization characteristics of bacterial communities on microplastics compared with ambient environments (water and sediment) in Haihe Estuary. *Science of The Total Environment*, 708, 134876.
- XIONG, X., XING, Y., HE, J., WANG, L., SHEN, Z., CHEN, W., & HUANG, Q. (2021). Keystone species determine the “selection mechanism” of multispecies biofilms for bacteria from soil aggregates. *Science of The Total Environment*, 773, 145069.
- XU, S., MA, J., JI, R., PAN, K., & MIAO, A. J. (2020). Microplastics in aquatic environments: occurrence, accumulation, and biological effects. *Science of the Total Environment*, 703, 134699.
- XU, X., WANG, S., GAO, F., Li, J., ZHENG, L., SUN, C., HE, C., WANG, Z., & QU, L. (2019). Marine microplastic-associated bacterial community succession in response to geography, exposure time, and plastic type in China's coastal seawaters. *Marine pollution bulletin*, 145, 278-286.
- YANG, S., XU, W., ZHANG, K., Hu, J., GAO, Y., CUI, G., GROSSART, H. P., & LUO, Z. (2022). Fungal communities differ with microplastic types in deep sea sediment enrichments of the Eastern Pacific. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 173, 105461.

- YANG, Y., LIU, W., ZHANG, Z., GROSSAT, H. P., & GADD, G. M. (2020). Microplastics provide new microbial niches in aquatic environments. *Applied microbiology and biotechnology*, 104(15), 6501-6511.
- YASUMOTO, T., OSHIMA, Y., SUGAWARA, W., FUKUYO, Y., OGURI, H., IGARASHI, T., & FUJITA, N. (1980). Identification of *Dinophysis fortii* as the causative organism of diarrhetic shellfish poisoning. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 46(11), 1405-1411.
- YAO, P., ZHAO, B., LU, Y., YIN, Y., ZONG, Y., CHEN, M. T., & O'DONNELL, Z. (2019). A review of microplastics in sediments: Spatial and temporal occurrences, biological effects, and analytic methods. *Quaternary International*, 519, 274-281.
- YE, S., & ANDRADY, A. L. (1991). Fouling of floating plastic debris under Biscayne Bay exposure conditions. *Marine pollution bulletin*, 22(12), 608-613.
- ZALASIEWICZ, J., WATERS, C. N., DO SUL, J. A. I., CORCORAN, P. L., BARNOSKY, A. D., CEARRETA, A., EDGEWORTH, M., GALUSZKA, A., JEANDEL, C., LEINFELDER, R., MCNEIL, J. R., STEFFENI, W., SUMMERHAYES, C., WAGREICH, M., WILLIAMS, M., WOLFE, A. P., & YONAN, Y. (2016). The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene*, 13, 4-17.
- ZHANG, H. (2017). Transport of microplastics in coastal seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 199, 74-86.
- ZETTLER, E. R., MINCER, T. J., & AMARAL-ZETTLER, L. A. (2013). Life in the "plastisphere": microbial communities on plastic marine debris. *Environmental science & technology*, 47(13), 7137-7146.
- ZHAO, L., RU, S., HE, J., ZHANG, Z., SONG, X., WANG, D., LI, X., & WANG, J. (2022). Eelgrass (*Zostera marina*) and its epiphytic bacteria facilitate the sinking of microplastics in the seawater. *Environmental Pollution*, 292, 118337.

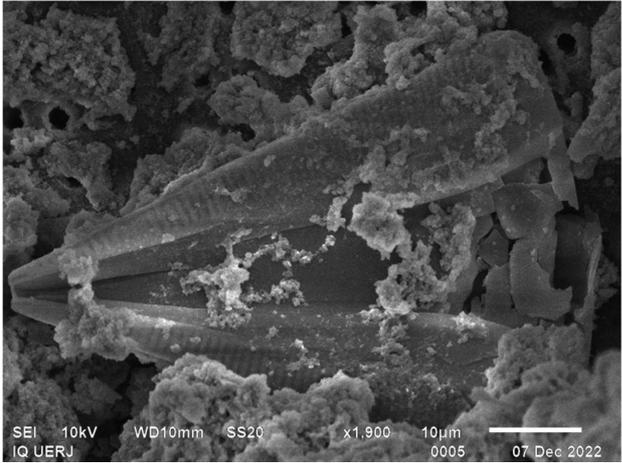
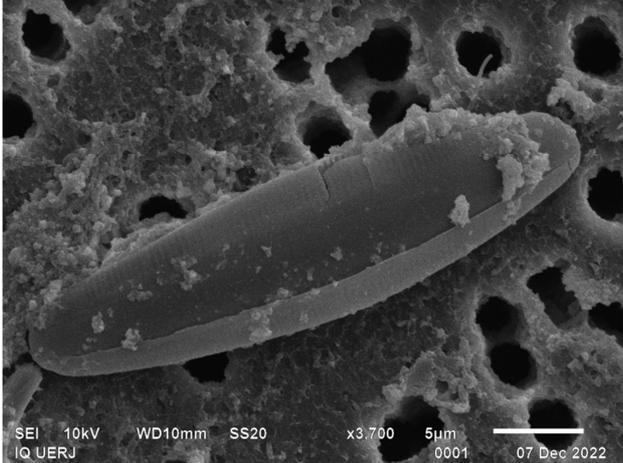
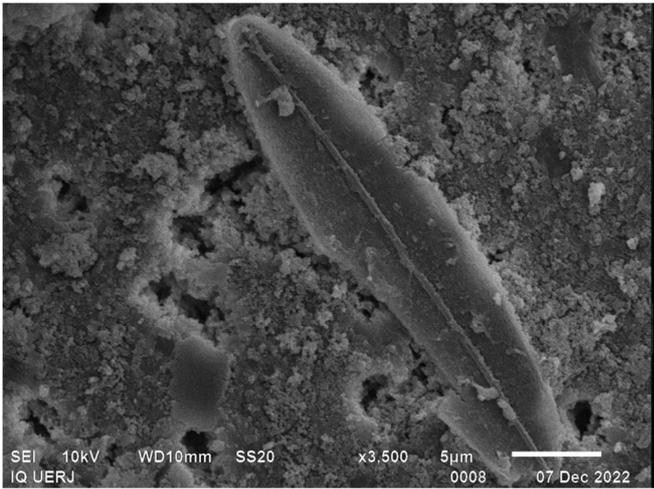
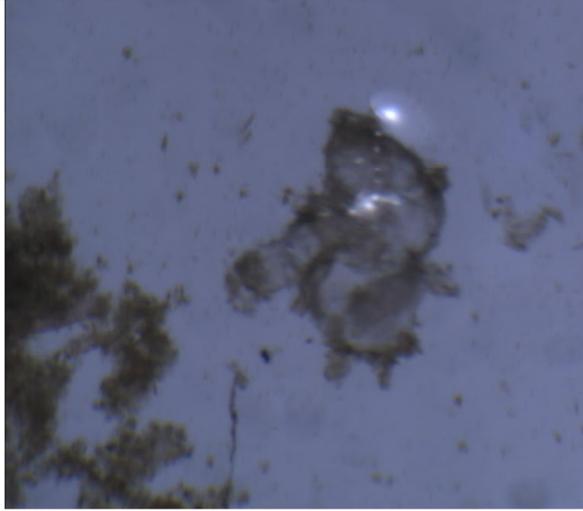
APÊNDICE A – Ficha de comunidade da plastisfera de PET incubado por 30 dias na Baía de Guanabara

Comunidade da Plastisfera Baía de Guanabara	
Polietileno Tereftalato (PET) / 30 dias de incubação <i>in situ</i>	
 <p>SEI 10kV WD10mm SS20 x3.500 5µm 0003 07 Dec 2022</p>	 <p>SEI 10kV WD10mm SS20 x6.500 2µm 0001 07 Dec 2022</p>
<p><i>Navicula sp.</i> incrustada em PET</p> <p>Fotografia realizada em MEV</p>	<p><i>Navicula cf. distans</i> sobre filme de cianobactérias filamentosas. A esquerda na imagem bactéria cocóide.</p> <p>Fotografia realizada em MEV</p>
 <p>SEI 10kV WD10mm SS20 x2.000 10µm 0004 07 Dec 2022</p>	
<p>Visão geral da amostra de PET, com abundância de Naviculaceae</p> <p>Fotografia realizada em MEV</p>	<p>Placas de PET com pouca incrustação e presença de hifas de fungos.</p> <p>Foto da amostra fresca capturada em lupa estereoscópica.</p>
MEV: Microscópio Eletrônico de Varredura	

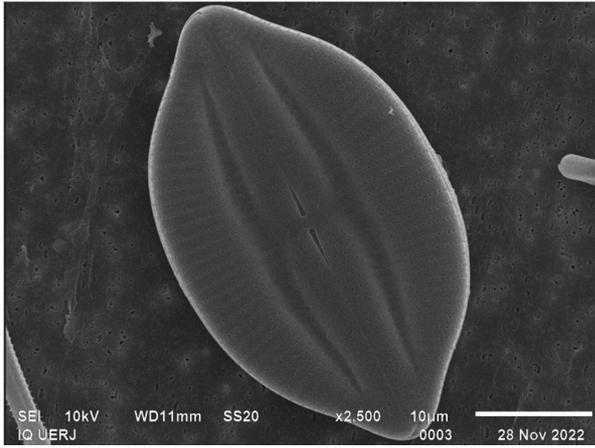
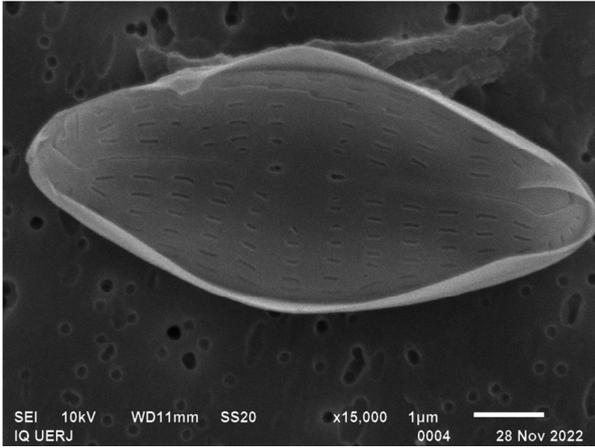
APÊNDICE B – Ficha de comunidade da plastisfera de PE incubado por 30 dias na Baía de Guanabara

Comunidade da Plastisfera Baía de Guanabara	
Polietileno (PE) / 30 dias de incubação <i>in situ</i>	
	
<i>Cocconeis</i>	Vista geral com diatomáceas
Fotografia realizada em MEV	Fotografia realizada em MEV
	
<i>Licmophora sp.</i> incorporada ao biofilme do agregado de PE.	Agregado de PE com formação de biofilme bacteriano e hifas de fungos associados.
Foto da amostra fresca, registrada em microscópio Óptico Nikon.	Foto da amostra fresca capturada em lupa estereoscópica.
MEV: Microscópio Eletrônico de Varredura	

APÊNDICE C – Ficha de comunidade da plastisfera de PLA incubado por 30 dias na Baía de Guanabara

Comunidade da Plastisfera Baía de Guanabara	
Polietileno Tereftalato (PLA) / 30 dias de incubação <i>in situ</i>	
 <p>SEI 10kV WD10mm SS20 x1.900 10µm 0005 07 Dec 2022</p>	 <p>SEI 10kV WD10mm SS20 x3.700 5µm 0001 07 Dec 2022</p>
<i>Lichophora</i>	<i>Navicula sp.</i>
Imagem realizada em MEV	Imagem realizada em MEV
 <p>SEI 10kV WD10mm SS20 x3.500 5µm 0008 07 Dec 2022</p>	
Naviculaceae	Agregados de PLA com biofilme bacteriano estabelecido.
Imagem realizada em MEV	Foto da amostra fresca, registrada em microscópio Óptico Nikon.
MEV: Microscópio Eletrônico de Varredura	

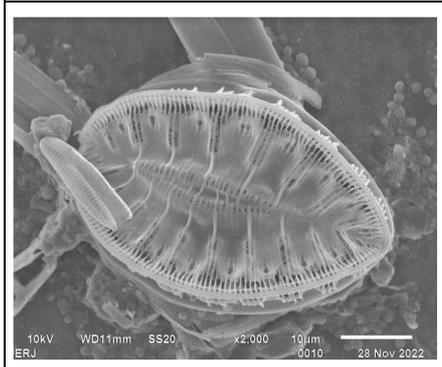
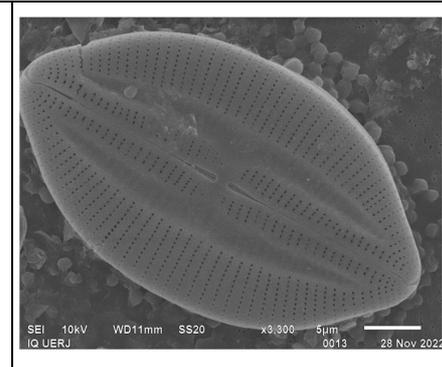
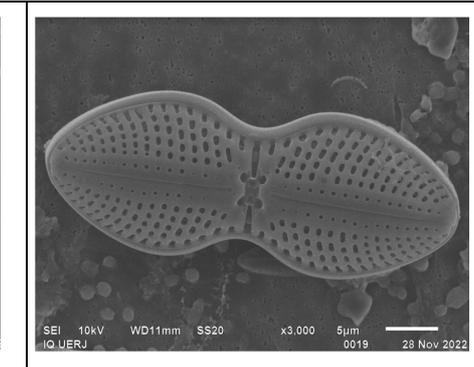
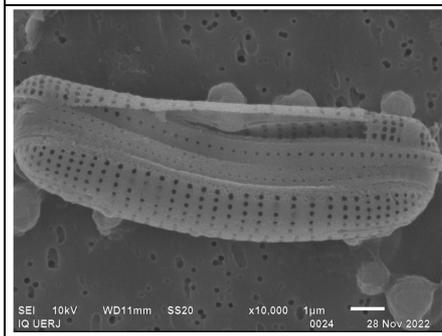
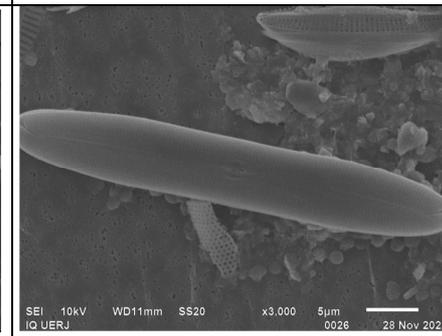
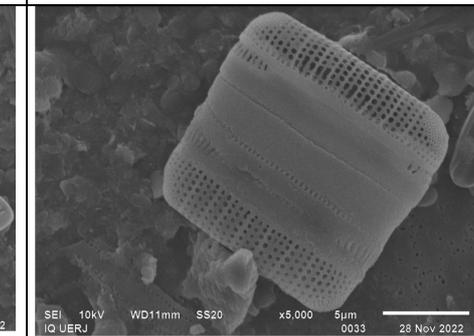
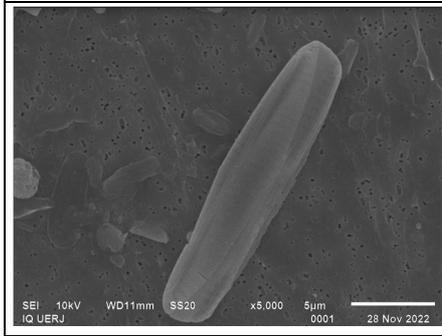
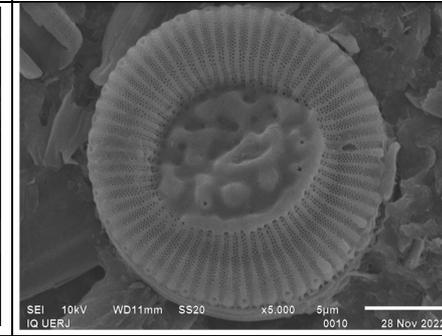
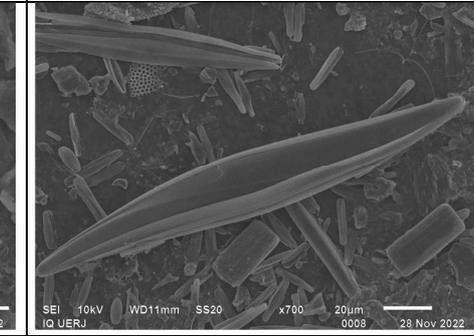
APÊNDICE D – Ficha de comunidade da plastisfera de PET incubado por 60 dias na Baía de Guanabara

Comunidade da Plastisfera Baía de Guanabara	
Polietileno Tereftalato (PET) / 60 dias de incubação <i>in situ</i>	
	
<i>Navicula cf. bullata</i>	<i>Navicula sp.</i>
Fonte: DiatomBase (1861)	
Fotografias realizadas em Microscópio Eletrônico de Varredura	

APÊNDICE E – Ficha de comunidade da plastisfera de PE incubado por 60 dias na Baía de Guanabara.

Comunidade da Plastisfera
Baía de Guanabara

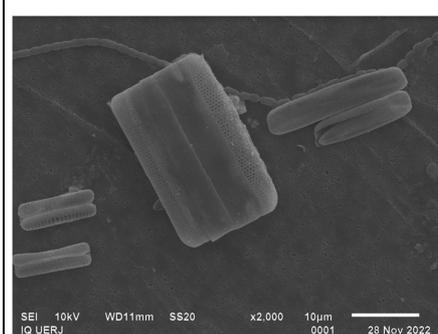
Polietileno (PE) / 60 dias de incubação *in situ*

 <p>10kV WD11mm SS20 x2.000 10µm 0010 28 Nov 2022</p>	 <p>SEI 10kV WD11mm SS20 x3.300 5µm 0013 28 Nov 2022</p>	 <p>SEI 10kV WD11mm SS20 x3.000 5µm 0019 28 Nov 2022</p>
<p><i>Surirella cf. fastuosa</i> Fonte: Guiry & Guiry (2023).</p>	<p><i>Navicula cf. bullata</i> Fonte: Pritchard, (1861)</p>	<p><i>Diploneis weissflogipsis</i> Fonte: Morphological discoveries in the genus Diploneis (Bacillariophyceae)</p>
 <p>SEI 10kV WD11mm SS20 x10.000 1µm 0024 28 Nov 2022</p>	 <p>SEI 10kV WD11mm SS20 x3.000 5µm 0026 28 Nov 2022</p>	 <p>SEI 10kV WD11mm SS20 x5.000 5µm 0033 28 Nov 2022</p>
<p><i>Achnanthes brevipes</i> vista conectival Fonte: Delgado <i>et al.</i> (2013)</p>	<p>cf. <i>Cymbopleura</i> Fonte Krammer (1999)</p>	<p>cf <i>Rhaphoneis</i> ou cf. <i>Adoneis</i> Não é possível indicar o gênero.</p>
 <p>SEI 10kV WD11mm SS20 x5.000 5µm 0001 28 Nov 2022</p>	 <p>SEI 10kV WD11mm SS20 x5.000 5µm 0010 28 Nov 2022</p>	 <p>SEI 10kV WD11mm SS20 x700 20µm 0008 28 Nov 2022</p>
<p><i>Navicula distans</i> Fonte: Hilaluddin <i>et al.</i> (2023)</p>	<p><i>Cyclotella cf. caspia</i> Fonte: Guiry & Guiry (2023).</p>	<p>cf <i>Gyrosigma</i> ou cf. <i>Pleurosigma</i> A imagem não permite ver a terminação e porção proximal da rafe.</p>
<p>Fotografias realizadas em Microscópio Eletrônico de Varredura</p>		

APÊNDICE F – Ficha de comunidade da plastisfera de PLA incubado por 60 dias na Baía de Guanabara

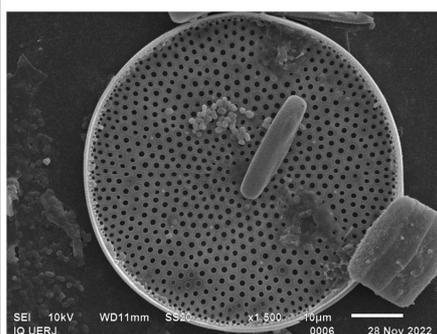
Comunidade da Plastisfera
Baía de Guanabara

Poliácido Láctico (PLA) / 60 dias de incubação *in situ*

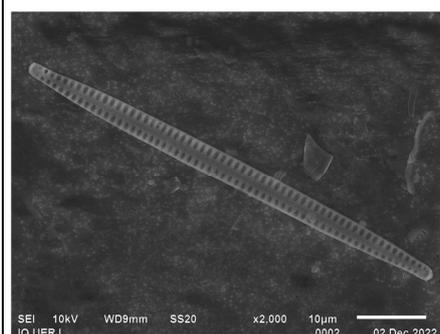


cf Rhapsoneis ou *cf. Adoneis*

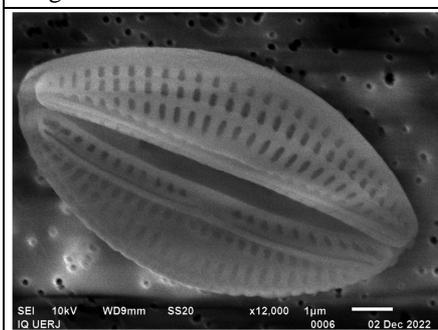
Não é possível indicar o gênero.
Diatomácea em vista conectival com fungos.



Thalassiosira com bactérias

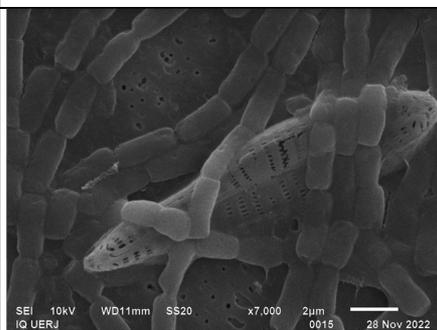


Fragilariopsis

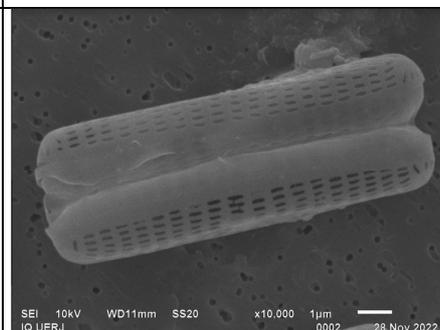


Achnanthes brevipes

Fonte: Delgado et al. 2013



Gomphonema com fungos

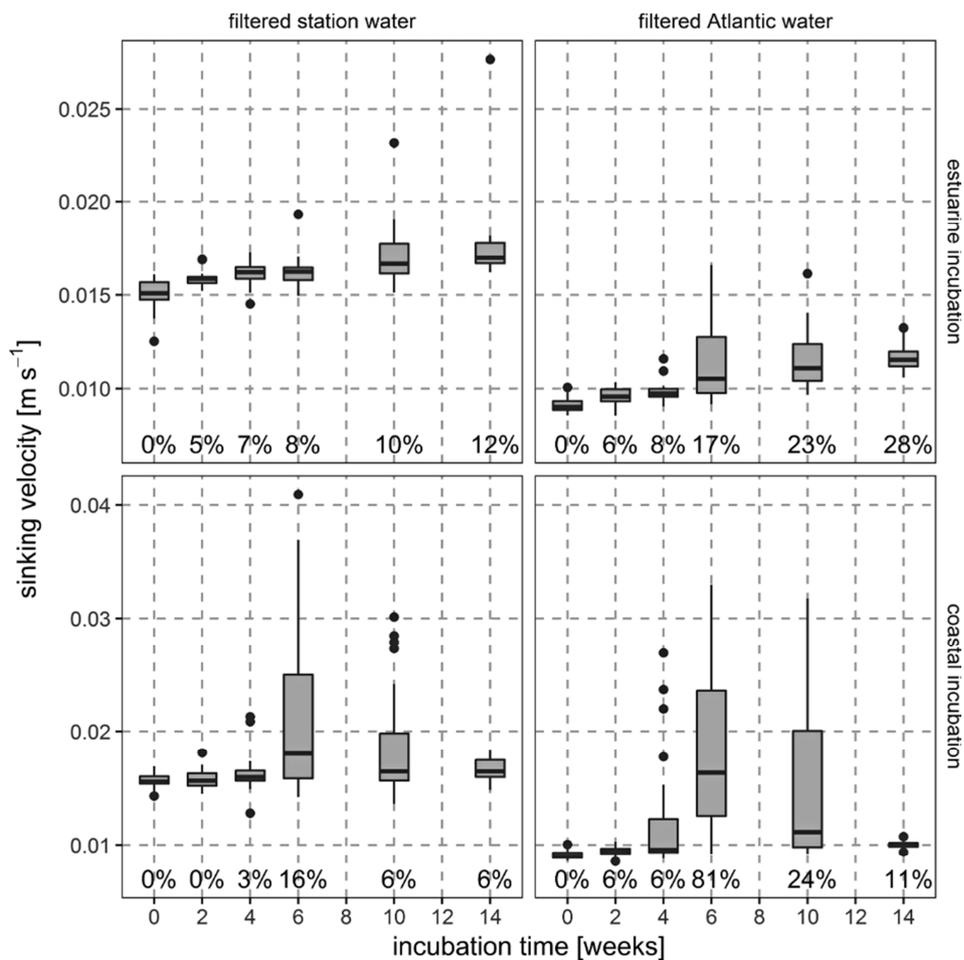


Fragilariopsis

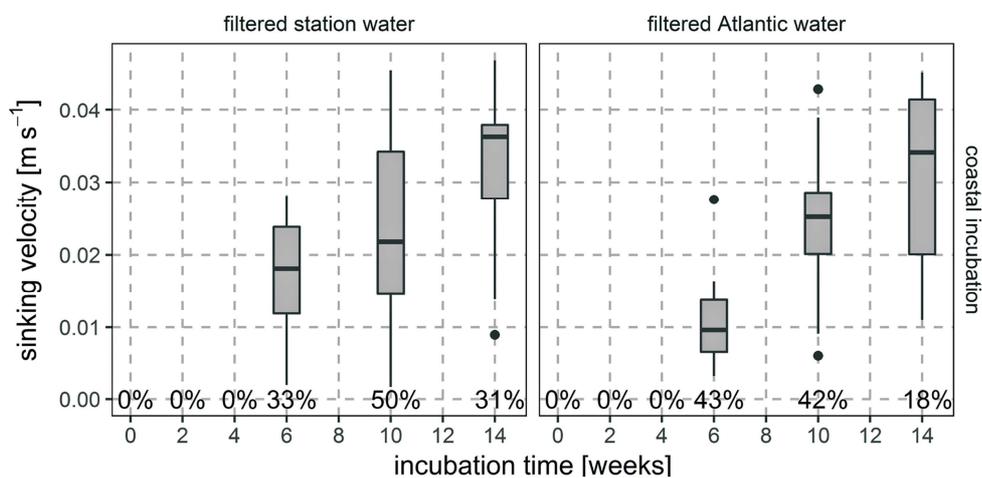
Fotografias realizadas em Microscópio Eletrônico de Varredura

ANEXO A – Boxplots representando os resultados dos experimentos realizados por Kaiser *et al.* (2017). Velocidade de afundamento medida dos MP de PS e PE ao longo das semanas de incubação; os números dentro dos painéis fornecem o aumento relativo na velocidade média de afundamento em comparação com as partículas virgens.

PS



PE



ANEXO B – Boxplots representando os resultados dos experimentos realizados por Karkanorachaki *et al.* (2021). Velocidade de afundamento de amostras de filmes positivamente flutuantes e pellets (virgens e envelhecidos) ao longo do tempo de incubação (m/s). As linhas tracejadas vermelhas indicam dias com velocidades de vento extremas.

