Universidade Federal Fluminense

Instituto de Geociências

Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra

Maria Fernanda Palanch

MICROPLÁSTICOS NO AMBIENTE MARINHO: DISTRIBUIÇÃO NA BAÍA DE SANTOS E EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS ASSOCIADOS A CONTAMINANTES QUÍMICOS

Niterói, 2026

Universidade Federal Fluminense

Instituto de Geociências

Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra

Maria Fernanda Palanch

MICROPLÁSTICOS NO AMBIENTE MARINHO: DISTRIBUIÇÃO NA BAÍA DE SANTOS E EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS ASSOCIADOS A CONTAMINANTES QUÍMICOS

Orientador: Dr. Andre Luiz Belém (Universidade Federal Fluminense)

Co-orientador: Dr. Caio Cesar Ribeiro (CCMAR - Universidade do Algarve)

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra da Universidade Federal Fluminense como requisito parcial para obtenção do título de Doutor. Área de concentração: Oceanografia-Hidrodinâmica

Niterói, 2026

FICHA CATALOGRÁFICA

Ficha catalográfica automática - SDC/BIG
Gerada com informações fornecidas pelo autor

P153m Palanch, Maria Fernanda
MICROPLÁSTICOS NO AMBIENTE MARINHO: DISTRIBUIÇÃO NA BAÍA DE SANTOS E EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS ASSOCIADOS A CONTAMINANTES QUÍMICOS / Maria Fernanda Palanch. - 2026.
144 f.: il.

Orientador: Andre Luiz Belem.
Coorientador: Caio Cesar Ribeiro.
Tese (doutorado)-Universidade Federal Fluminense, Instituto de Geociências, Niterói, 2026.

1. Poluição Marinha. 2. Ecotoxicologia. 3. Microplásticos no ambiente marinho. 4. Metais pesados e DCOIT associados ao microplástico. 5. Produção intelectual. I. Belem, Andre Luiz, orientador. II. Ribeiro, Caio Cesar, coorientador. III. Universidade Federal Fluminense. Instituto de Geociências. IV. Titulo.

CDD - XXX

Bibliotecário responsável: Debora do Nascimento - CRB7/6368

MARIA FERNANDA PALANCH

MICROPLÁSTICOS NO AMBIENTE MARINHO: DISTRIBUIÇÃO NA BAÍA DE SANTOS E EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS ASSOCIADOS A CONTAMINANTES QUÍMICOS

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra da Universidade Federal Fluminense como requisito parcial para a obtenção de grau de Doutor em Dinâmica dos Oceanos e da Terra.

Aprovada em 10 de agosto de 2026.

BANCA EXAMINADORA

gov.br Documento assinado digitalmente
ANDRE LUIZ BELEM
Data: 28/08/2026 10:56:48-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Andre Luiz Belem

Universidade Federal Fluminense - Orientador (Presidente).

gov.br Documento assinado digitalmente
CAIO CESAR RIBEIRO
Data: 08/09/2026 18:28:51-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Caio Cesar Ribeiro.

Universidade do Algarve – Coorientador.

Assinado por: **Roberto Carlos Domingues Martins**
Num. de Identificação: 13308604
Data: 2026.09.09 21:52:03 +0100

Prof. Dr. Roberto Carlos Domingues Martins

Universidade de Aveiro

Documento assinado digitalmente
THAIS DA CRUZ ALVES DOS SANTOS
Data: 10/09/2026 11:36:35-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Profa. Dra. Thais da Cruz Alves dos Santos

Universidade São Judas Tadeu

Documento assinado digitalmente
CAIO RODRIGUES NOBRE
Data: 15/09/2026 08:27:12-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Caio Rodrigues Nobre

Universidade Federal de São Paulo

Documento assinado digitalmente
MONICA PINTO MAIA
Data: 16/09/2026 09:21:40-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Profa. Dra. Monica Pinto Maia

Universidade Federal Fluminense.

Documento assinado digitalmente
JOSE ANTONIO BAPTISTA NETO
Data: 23/09/2026 08:54:32-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. José Antônio Baptista Neto

Universidade Federal Fluminense

Ao mar, que me ensinou a enxergar os dias bonitos mesmo nas tempestades.

À minha família, em especial meus filhos Felipe e Rafael, aos amigos e a todos que caminharam ao meu lado nesta travessia, oferecendo apoio, confiança e abrigo nos dias de mar revolto.

AGRADECIMENTOS

Minha trajetória até aqui ficou mais leve com o apoio da minha família, dos meus amigos e dos meus orientadores.

Agradeço aos meus pais (em memória), que sempre me apoiaram e hoje olham por mim o outro plano. Vocês me fazem muita falta!

Aos meus filhos, Felipe e Rafael, meu carinho especial. Vocês me incentivaram desde o começo a retomar os estudos depois de tantos anos. Minha vida é melhor com vocês por perto!

Agradeço a minha irmã, Adrianne, que foi minha primeira referência na vida acadêmica e quem me deu apoio desde sempre para que eu me tornasse Oceanóloga. Você é incrível! Sem você não seria nem metade do que sou hoje.

Aos meus queridos amigos e orientadores, Andre Belem e Caio Cesar Ribeiro. Puxa, nunca pensei em receber tanto apoio assim! Vocês acreditam mais em mim, do que eu mesma!!! Muito obrigada por existirem e compartilharem essa trajetória comigo! Vocês moram no meu coração!

Ao professor Roberto Martins, que me recebeu de braços abertos em Aveiro e a toda equipe do CESAM – Centre for Environmental and Marine Studies. Que experiencia incrível! Meu eterno agradecimento por todo aprendizado que você me proporcionou!

Deixo meu muito obrigada para pessoas especiais que estão sempre ao meu lado. Minha tia, Tininha, que tem sido minha companheira e maior incentivadora. Minhas sobrinhas maravilhosas, Carol e Camila (futura Gestora Ambiental e minha revisora de texto. Amo você!), que me ajudam sempre que eu preciso de uma força. Meu cunhado e irmão, Marcelo, minha prima Eliana e tantos outros amigos e amigas que sempre me deram apoio. O caminho ficou mais iluminado com vocês ao meu lado!

Agradeço também aos amigos queridos que me suportaram nas horas que mais precisei, Ana Célia, Ana Lucia, Rosangela, amigas queridas de tantas jornadas; Claudinha, amiga de infância que sempre me apoia nos meus desafios; Erica, obrigada parceira de tantas disciplinas e ombro amigo; Vanessa, Guto e Nathália, meus filhos acadêmicos que me dão muito orgulho; Elisete e Gian (em memória), amizade de tantos anos que a oceanografia me deu. Não conseguiria ir tão longe sem o apoio de vocês! Um agradecimento especial aos amigos que fiz em Portugal, Ana Carolina, você é

maravilhosa! Rita e Diana, sem palavras para descrever vocês. Vocês são incríveis! Ana Paula e Gui, os dias ficaram mais leves com a alegria de vocês!

Agradeço aos amigos do grupo de pesquisa Observatório Oceanográfico, da UFF, principalmente ao Gabriel, que vem quebrando a cabeça para executar o modelo de retrotrajetória Lagrangeana, e aos amigos do DINOHAB, Bruno, Beatriz, Douglas, Murilo e Isabela, que me acompanham nessa jornada.

Agradeço ao programa de pós-graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra, da Universidade Federal Fluminense pela oportunidade na realização desse estudo. Um agradecimento especial às secretárias Maristela e Larêssa e ao coordenador Prof. Dr. Arthur Ayres Neto, pelo apoio que me deram.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), agradeço pela concessão de bolsa de doutorado (Processo nº 88887.171684/2025-00) e da bolsa no exterior, do Programa de Doutorado Sanduíche no Exterior (PDSE/CAPES Processo nº 88881.981557/2024-01).

Agradeço aos amigos do Instituto Mar Azul, Hailton, Ika, Aldo, onde sou voluntária e que realizam um lindo trabalho de educação ambiental.

Por fim, mas não menos importante, agradeço à Universidade São Judas Tadeu, meu local de trabalho, por ter me concedido apoio e licença de afastamento para a realização dos estudos no exterior. Meu muito obrigada à aluna de Iniciação Científica, Kevelyn Loraine, que foi meu braço direito e esquerdo nas análises laboratoriais.

RESUMO

A crescente ocorrência de microplásticos nos ecossistemas aquáticos tem despertado preocupação em razão de sua ampla distribuição, persistência ambiental e potencial de interação com outros contaminantes químicos, ampliando os riscos para os organismos marinhos e para a qualidade ambiental. Nesse contexto, esta tese teve como objetivo avaliar a ocorrência, a distribuição e a dinâmica ambiental dos microplásticos na Baía de Santos, bem como investigar os efeitos ecotoxicológicos da associação entre microplásticos e diferentes compostos químicos sobre o desenvolvimento embriolarval de invertebrados marinhos. A pesquisa foi estruturada em duas abordagens complementares. Na primeira, foram quantificadas as concentrações de microplásticos em oito pontos distribuídos na Baía de Santos ao longo de quatro campanhas amostrais, contemplando diferentes épocas do ano. Os resultados foram analisados por meio de análise de variância bifatorial, interpolação espacial, modelos preditivos e avaliação das condições hidrodinâmicas, permitindo identificar diferenças significativas entre pontos e campanhas, além da persistência de áreas preferenciais de concentração associadas à influência conjunta do emissário submarino, de fontes costeiras secundárias e dos processos hidrodinâmicos locais. Na segunda abordagem, foram realizados ensaios ecotoxicológicos utilizando microplásticos associados a metais, como cobre e zinco, e ao biocida 4,5-dicloro-2-octil-4-isotiazolin-3-ona (DCOIT), avaliando seus efeitos sobre o desenvolvimento embriolarval de invertebrados marinhos. Os resultados evidenciaram que a associação entre microplásticos e contaminantes químicos pode modificar a resposta biológica dos organismos, demonstrando que a avaliação dos riscos ambientais não deve considerar apenas a presença das partículas, mas também suas interações com outros poluentes presentes no ambiente. De forma integrada, os resultados contribuem para o entendimento da dinâmica ambiental e do potencial ecotoxicológico dos microplásticos em ecossistemas costeiros, fornecendo subsídios científicos para o aprimoramento das avaliações de risco ambiental, dos programas de monitoramento e da formulação de políticas públicas voltadas à prevenção e ao gerenciamento da poluição por microplásticos.

Palavras-chave: microplásticos; Baía de Santos; ecotoxicologia; metais pesados; DCOIT; políticas públicas.

ABSTRACT

The increasing occurrence of microplastics in aquatic ecosystems has raised growing concern due to their widespread distribution, environmental persistence, and ability to interact with other chemical contaminants, thereby increasing potential risks to marine organisms and environmental quality. In this context, this thesis aimed to evaluate the occurrence, spatial distribution, and environmental dynamics of microplastics in Santos Bay (Brazil), as well as to investigate the ecotoxicological effects of microplastics associated with different chemical compounds on the embryonic and larval development of marine invertebrates. The study was structured into two complementary approaches. In the first, microplastic concentrations were quantified at eight sampling sites distributed throughout Santos Bay during four sampling campaigns conducted in different seasons of the year. Data were analyzed using two-way analysis of variance, spatial interpolation, predictive modeling, and hydrodynamic assessment, allowing the identification of significant differences among sampling sites and campaigns, as well as the persistence of preferential accumulation areas associated with the combined influence of the submarine outfall, secondary coastal sources, and local hydrodynamic processes. In the second approach, ecotoxicological assays were performed using microplastics associated with metals, including copper and zinc, and the biocide 4,5-dichloro-2-octyl-4-isothiazolin-3-one (DCOIT), in order to evaluate their effects on the early developmental stages of marine invertebrates. The results demonstrated that the association between microplastics and chemical contaminants can alter the biological responses of exposed organisms, indicating that environmental risk assessments should consider not only the presence of microplastic particles but also their interactions with co-occurring pollutants. Overall, the findings contribute to a better understanding of the environmental dynamics and ecotoxicological potential of microplastics in coastal ecosystems, providing scientific support for improving environmental risk assessment frameworks, monitoring programs, and public policies aimed at preventing and managing microplastic pollution.

Keywords: microplastics; Santos Bay; ecotoxicology; heavy metals; DCOIT; public policies.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1- Dados de publicações de artigos com as palavras chave “microplastic and marine environment”, nos últimos 15 anos, da base de dados SCOPUS (www.scopus.com), por ano (A) e por país (B)..... 23

Figura 3.1 - Distribuição dos pontos de coleta (P1 – P8) no complexo estuarino de Santos. 53

Figura 3.2 - Etapas do processo de preparação das amostras para análise de microplásticos. (A) Peneiração das amostras; (B) Digestão química com peróxido e ferro; (C) Decantação da solução tratada; (D) Filtração final para retenção dos microplásticos. 55

Figura 3.3 - Material filtrado dos 8 pontos de coleta, totalizando as 16 amostras identificadas numericamente, com ida (A) e a volta da coleta no mesmo ponto (B)..... 55

Figura 3.4 - Grade de discretização espacial utilizada nas simulações hidrodinâmicas, abrangendo a Baía de Santos e o sistema estuarino adjacente. Grade oriunda do projeto Baías do Brasil (https://www.baiasdobrasil.coppe.ufrj.br/). 60

Figura 3.5 - (A) Abundância média de microplásticos (partículas m^{-3}) nos diferentes pontos de coleta ao longo do período de monitoramento. As barras representam média ± desvio-padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os pontos..... 63

Figura 3.6 - (A) Tipo de polímero encontrado nas amostras coletadas nos pontos de coleta ao longo do período de monitoramento. (B) Distribuição dos microplásticos por classe de tamanho analisados no ATR/FTIR. 64

Figura 3.7 - Dispersão de MP por campanha (IDW), com linha de costa GSHHG e posição do emissário submarino (quadrado = plataforma; estrela = difusor, ~4 km, aproximado). 70

Figura 3.8 - Dispersão sazonal de MP (IDW) restrita ao contorno de terra. O Inverno agrega duas campanhas. 71

Figura 3.9 - Superfícies preditas por estação do ano (modelo OLS: estação + distância ao emissário + distância à costa). 71

Figura 3.10 - Simulação Lagrangeana da dispersão potencial de partículas a partir do emissário submarino de Santos durante as quatro campanhas de amostragem de microplásticos na Baía de Santos. As simulações foram realizadas utilizando campos hidrodinâmicos de corrente superficial do Copernicus Marine Service (CMEMS), dados de vento do ERA5 e condições de maré observadas durante cada campanha. Os painéis

representam a distribuição espacial da densidade relativa de partículas após aproximadamente 24 horas de integração (t = 23,8 h), considerando as condições hidrodinâmicas específicas de julho de 2023 (inverno), novembro de 2023 (primavera), março de 2024 (verão/outono) e agosto de 2024 (inverno). A escala de cores indica a densidade relativa de partículas prevista pelo modelo, sendo os maiores valores representados por tons mais escuros. A estrela indica a localização aproximada do difusor do emissário submarino, a linha tracejada representa o alinhamento entre a plataforma e o difusor, e o símbolo verde indica a desembocadura do Canal de Santos. 74
Figura 3.11 - Retrotrajetórias lagrangianas obtidas para o ponto de coleta C1, de março de 2023 (**A**) e para o ponto de coleta C4, de março de 2024 (**B**). N = 500 partículas; T_backtrack = 168 h (7 dias); incertezas de σ_θ = 10° na direção e σ_v = 10% na velocidade. As linhas cinzas representam as trajetórias simuladas das partículas em retrotempo, indicando os caminhos potenciais percorridos antes da chegada ao ponto de coleta. Os pontos azuis correspondem às posições finais das retrotrajetórias, representando as regiões potenciais de origem das partículas, enquanto os círculos vermelhos indicam as estações amostrais utilizadas na campanha. O modelo foi forçado com dados hidrodinâmicos e meteorológicos obtidos da Praticagem de Santos (correntes, vento e maré) para reconstruir a conectividade entre as possíveis áreas de aporte e os locais de amostragem..... 82
Figura 6.1 - Sequência lógica proposta para a análise integrada e uso em formulação de políticas públicas 134

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Caracterização físico-química de polímeros microplásticos: correlação entre densidade intrínseca, compartimentação preferencial no ambiente marinho e afinidade por contaminantes orgânicos e inorgânicos. 34

Tabela 2.2- Efeitos biológicos, fisiológicos e moleculares da exposição a micro e nanoplásticos no desenvolvimento larval de organismos marinhos. 39

Tabela 3.1 - Quantidade de partículas plásticas por metro cúbico em cada ponto de coleta nas quatro campanhas. 62

Tabela 3.2 - Condições de vento e maré durante as coletas 73

Tabela 3.3 - Condições ambientais e oceanográficas durante as campanhas de coleta de microplásticos na Baía de Santos. 78

Tabela 3.4 - Síntese das condições hidrodinâmicas observadas durante as campanhas de coleta e da interpretação do comportamento esperado da dispersão dos microplásticos na Baía de Santos, considerando a fase da maré, a intensidade e direção do vento, a velocidade 79

Tabela 6.1 - Principais convenções, leis e acordos mundiais sobre o plástico no mar 121

Sumário

1. INTRODUÇÃO 14
1.1 Apresentação do tema 14
1.2 Objetivos 17
1.2.1 Objetivo Principal 17
1.2.2 Objetivos Específicos 18
1.3 Hipóteses 18
1.4 Metodologia de estudo 19
2 CONTEXTUALIZAÇÃO SOBRE A POLUIÇÃO POR MICROPLÁSTICOS NO AMBIENTE MARINHO 21
2.1 Microplásticos no ambiente marinho 21
2.2 Interação do microplástico com outros poluentes 30
2.3 Efeitos ecotoxicológicos dos microplásticos organimos marinhos 35
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 45
3 AVALIAÇÃO DA PRESENÇA DE MICROPLÁSTICO NA BAÍA E ESTUÁRIO DE SANTOS-SP 51
3.1 Introdução 51
3.2 Objetivos 53
3.2.1 Objetivo geral 53
3.2.2 Objetivos específicos 53
3.3 Materiais e métodos 53
3.3.1 Quantificação e classificação dos microplásticos quanto ao formato e cor 54
3.3.2 Estudo de dispersão das partículas plásticas na Baía de Santos. 56
3.3.3 Retrotrajetória Lagrangiana para Identificação de Fontes de Lixo Marinho 59
3.4 Resultados e Discussão 61
3.4.1 Abundância e Características dos microplásticos 61
3.4.2 Modelo de dispersão de microplásticos a partir do emissário submarino 69
3.4.3 Retrotrajetória Lagrangiana para Identificação de Fontes de Lixo Marinho. 79
3.4.4 Considerações finais 83
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 85
4 INTERACTIONS BETWEEN SYNTHETIC POLYMERS AND TRACE METALS: ECOTOXICOLOGICAL IMPLICATIONS FOR TROPICAL MARINE

INVERTEBRATES, MUSSEL Perna perna (Linnaeus, 1758) AND SEA URCHIN Echinometra lucunter (Linnaeus, 1758) 88

5 POLYPROPYLENE MICROPLASTICS SYNERGISTICALLY POTENTIATE THE EMBRYOTOXICITY OF THE ANTIFOULING BIOCIDE DCOIT IN THE MUSSEL Mytilus galloprovincialis 99

6 POLÍTICAS PÚBLICAS RELACIONADAS AOS MICROPLÁSTICOS NO AMBIENTE MARINHO: DESAFIOS EM ÁREAS COSTEIRAS URBANIZADAS E REGIÕES PORTUÁRIAS 116

6.1 Introdução 116

6.2 Evolução das políticas públicas para o enfrentamento dos microplásticos 118

6.3 O cenário brasileiro sobre as políticas públicas de combate à poluição marinha por microplástico 123

6.4 Áreas costeiras urbanizadas como foco prioritário das políticas públicas 126

6.5 Regiões portuárias como áreas estratégicas para políticas públicas 129

6.6 Perspectivas para o aprimoramento das políticas públicas 131

6.7 Contribuições do presente estudo para o aprimoramento das políticas públicas 133

6.8 Considerações finais 135

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 137

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS GERAIS 141

1. INTRODUÇÃO

1.1 APRESENTAÇÃO DO TEMA

O ambiente marinho, em sua imensidão e dinamismo, constitui o sistema de suporte à vida mais complexo e vital do planeta (UNEP, 2021), desempenhando um papel intrínseco na regulação climática e na subsistência da espécie humana (Parazoo *et al.* 2026). No entanto, sua natureza de "receptor final" o torna vulnerável a uma pressão antropogênica contínua. Os oceanos não apenas recebem o fluxo incessante das redes hidrográficas, mas também absorvem o lixiviado proveniente dos ecossistemas terrestres. Nesse processo de trocas constantes, vários compostos químicos acabam por contaminar o ambiente marinho e, nos últimos tempos, a poluição marinha passou a ser tratada como um problema global (Chang & Saqib, 2025).

Nesse cenário, emerge atualmente, uma ameaça onipresente e de escala macro e microscópica: os microplásticos. O plástico se tornou um problema ambiental e sua presença nos diferentes tipos de ambientes é considerada uma preocupação atual. Desde a década de 50 o plástico vem sendo utilizado pela população humana e já nos anos 70 são reportados problemas ambientais pela sua presença (Azzarello and Van Vleet, 1987; Bergmann, 2015; Haque *et al.*, 2023)

A alta durabilidade do plástico no ambiente, além de sua composição química, permite que essas partículas sejam capazes de adsorver compostos persistentes, como metais e poluentes orgânicos persistentes, e transportá-los para locais distantes da fonte (Rafa *et al.*, 2024). Além de potencializar a transferência de poluentes nos diferentes níveis energéticos (Rial *et al.*, 2023; Pradit *et al.* 2024). As micropartículas plásticas presentes no ambiente marinho podem ser provenientes de diferentes fontes de contaminação e possuem capacidade de atuar, de forma danosa, sobre diferentes níveis biológicos (Morales-Caselles *et al.*, 2021; Osman *et al.*, 2023).

Diante da preocupação com a presença de microplástico no ambiente marinho e da lacuna ainda existente em relação às interações dos diferentes compostos químicos com as partículas plásticas, o presente trabalho aborda a presença do microplástico no ambiente marinho e avalia, por meio de ensaios ecotoxicológicos, os efeitos combinados de microplástico e outros poluentes sobre a biota marinha, visando auxiliar na implantação de políticas públicas de controle e monitoramento da presença do microplástico no ambiente marinho.

Esta tese está estruturada em duas abordagens complementares. A primeira investiga a ocorrência, distribuição espacial e dinâmica ambiental dos microplásticos na Baía de Santos. A segunda avalia os efeitos ecotoxicológicos da associação entre microplásticos e outros compostos químicos sobre o desenvolvimento embriolarval de invertebrados marinhos. Ressalta-se que os ensaios ecotoxicológicos foram conduzidos com microplásticos de referência, preparados em condições laboratoriais, não sendo utilizados microplásticos coletados na Baía de Santos. Embora desenvolvidos de forma independente, os dois eixos da pesquisa são complementares, pois permitem compreender tanto a ocorrência e a dinâmica ambiental dos microplásticos em um sistema costeiro quanto o potencial de risco decorrente de sua interação com outros contaminantes para organismos marinhos.

No capítulo 2 será abordado o Microplástico no ambiente marinho, de forma a apresentar um histórico sobre os estudos relacionados a esses elementos no mar. Quais são as principais fontes primárias e secundárias de microplástico, as características físico-químicas dos principais tipos de microplástico presentes no ambiente marinho, as formas de dispersão, os processos naturais de degradação e envelhecimento das partículas plásticas no mar e seus impactos à biota aquática. A facilidade com que outros compostos químicos se ligam às partículas plásticas é um tema importante desse estudo. Essa discussão se faz necessária não apenas pela compreensão dos efeitos associados do microplástico e outros compostos sobre a biota, mas também como uma forma de serem discutidas políticas públicas mais amplas de controle e monitoramento do microplástico no ambiente marinho.

Em áreas urbanizadas e portuárias algumas substâncias tóxicas são mais facilmente encontradas, como metais pesados e tintas anti-incrustantes, que isoladamente já trazem problemas ambientais, tornando-se de grande relevância entender a interação entre o microplástico e esses compostos químicos. Assim, a interação do microplástico com outros poluentes fará parte do capítulo 2, enfatizando a ligação do microplástico com metais pesados e com poluentes orgânicos comuns em áreas portuárias, como as tintas anti-incrustantes de última geração.

No capítulo 3 serão apresentados dados sobre a presença de microplástico na cidade de Santos, uma cidade litorânea urbanizada e com intensa atividade portuária. Para isso, foram realizadas coletas de microplástico presentes na água, em 8 pontos localizados

na Baia de Santos e estuário do canal do Porto de Santos. As amostras de água foram processadas no laboratório para a separação do microplástico dos demais materiais em suspensão e, posteriormente, o microplástico foi quantificado. A dinâmica da Baia de Santos foi estudada para possibilitar a identificação de possíveis fontes de microplástico na região de estudo. As informações descritas no modelo matemático de dinâmica da Baia de Santos serão comparadas com os resultados quantitativos de microplástico coletados ao longo deste trabalho, a fim de discutir sobre a entrada de microplástico neste ambiente.

No capítulo 4 será apresentado o efeito tóxico dos microplásticos e sua interação com metais pesados sobre o desenvolvimento embriolarval de mexilhão *Perna perna* e de ouriço do mar *Echinometra lucunter*. Esse capítulo traz um artigo que foi publicado na revista Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. No artigo são abordados efeitos sobre o desenvolvimento embriolarval de mexilhão e ouriço do mar submetidos a misturas de quatro tipos de microplástico (polietileno-PE, poliestireno-PS, polipropileno com aditivos-PPa e polipropileno sem aditivos-PP), e duas concentrações de cobre e zinco (0.0005 $mg \cdot L^{-1}$ Cu e 0.009 $mg \cdot L^{-1}$ Zn; e 100 $mg \cdot L^{-1}$ de Cu e Zn). As concentrações mais baixas de cobre e zinco representam um décimo dos valores máximos estabelecidos pela legislação brasileira (Resolução CONAMA nº 357/2005) para refletir cenários de exposição crônica, de baixo nível, dos organismos a esses compostos, enquanto a mais elevada nos fornece uma simulação sobre o pior cenário de exposição possível.

Buscando ainda ter mais subsídios para a compreensão da interação entre o microplástico e outros compostos químicos no ambiente marinho, o capítulo 5 trará uma discussão sobre a contaminação de regiões portuárias por tintas anti-incrustantes, com foco no DCOIT, e sua interação com o microplástico. O DCOIT, Sea-Nine 211 (4,5-dichloro-2-octyl-4-isothiazolinone-3-one), faz parte de uma nova geração de tintas anti-incrustantes, desenvolvido em 1996, apresentando um amplo espectro de combate contra uma variedade de organismos, incluindo lodo bacteriano, diatomáceas, vermes tubulares, algas e cracas (Bellas, 2006, Chen & Lam, 2017).

Embora eficaz, o DCOIT apresenta uma persistência ambiental significativa, com uma meia-vida que pode variar de 13 a 50 dias em condições estéreis, e demonstra toxicidade para diversos organismos não-alvo (Do *et al.*, 2018, Figueiredo *et al.*, 2019; Campos *et al.*, 2022, Campos *et al.*, 2023, Perina *et al.*, 2023). A persistência e toxicidade

do DCOIT levantam preocupações sobre seus efeitos ecotoxicológicos, especialmente quando combinados com outros poluentes, como microplásticos.

Estudos indicam que a interação entre microplásticos e DCOIT pode resultar em efeitos tóxicos amplificados, devido à capacidade dos microplásticos de adsorver o DCOIT e aumentar sua biodisponibilidade e toxicidade (Ru *et al.*, 2022). Esta sinergia potencial pode incrementar os impactos negativos sobre organismos marinhos, particularmente durante as fases iniciais de desenvolvimento, que são altamente sensíveis a contaminantes ambientais (Sussarellu *et al.*, 2016).

Dessa forma, neste capítulo será apresentado o artigo *Polypropylene microplastics synergistically potentiate the embryotoxicity of the antifouling biocide DCOIT in the mussel Mytilus galloprovincialis* submetido à revista Ecotoxicology, em processo de análise, com a apresentação dos efeitos ecotoxicológicos da mistura de microplástico e DCOIT em diferentes concentrações sobre o desenvolvimento embriolarval de mexilhão *Mytilus galloprovincialis*.

A crescente preocupação com a poluição por microplásticos tem ampliado não apenas a produção de conhecimento científico, mas também o debate sobre a necessidade de políticas públicas voltadas à prevenção, ao monitoramento e ao controle desse contaminante. Diante da ampla distribuição dos microplásticos nos ecossistemas e dos potenciais impactos sobre a biodiversidade e a saúde humana, torna-se cada vez mais evidente a importância de estratégias integradas que articulem instrumentos regulatórios, ações de gestão ambiental e mecanismos de governança envolvendo diferentes setores da sociedade. Nesse contexto, no capítulo 6 será apresentado um histórico sobre o desenvolvimento de estudos que subsidiem a tomada de decisão e discutido sobre a importância dos dados científicos para o aprimoramento das políticas de conservação e gestão dos ambientes marinhos.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Principal

Avaliar a ocorrência, a distribuição e a dinâmica ambiental dos microplásticos na Baía de Santos, bem como investigar os efeitos ecotoxicológicos da associação entre microplásticos e outros compostos químicos sobre o desenvolvimento embriolarval de invertebrados marinhos.

1.2.2 Objetivos Específicos

1. Quantificar e classificar, com relação ao formato e cor, o microplástico presente em amostras de água do mar coletadas no sistema Estuário e Baía de Santos;
2. Relacionar as características hidrodinâmicas do sistema Estuário e Baía de Santos com a presença de microplástico nos diferentes pontos de coleta, por meio de modelos de dispersão;
3. Verificar os efeitos ecotoxicológicos do microplástico associado a metais pesados (cobre e zinco) sobre o desenvolvimento embriolarval de mexilhão e ouriço do mar;
4. Verificar os efeitos ecotoxicológicos do microplástico associado ao DCOIT, composto utilizado como anti-incrustante em embarcações e estruturas portuárias, sobre o desenvolvimento embriolarval de mexilhão;
5. Discutir, a partir da literatura científica e dos marcos regulatórios selecionados, os desafios das políticas públicas para o microplástico no ambiente marinho, com foco nas áreas costeiras urbanas e portuárias.

1.3 HIPÓTESES

Considerando que a Baía de Santos e o estuário do Porto de Santos são ambientes marinhos bastante influenciados pela atividade humana, parte-se da hipótese de que microplásticos estão presentes nas águas da Baía de Santos em concentrações detectáveis e com características físico-químicas compatíveis com fontes urbanas e portuárias, permitindo, dessa forma, identificar as principais fontes de microplástico para o ambiente.

Por meio dos ensaios ecotoxicológicos é possível verificar a ação do microplástico sobre os organismos marinhos e, dessa maneira parte-se da hipótese de que a exposição de organismos marinhos, como *Perna perna* e *Echinometra lucunter*, a misturas de microplásticos e metais pesados (cobre e zinco) resulte em efeitos ecotoxicológicos adversos, significativamente distintos daqueles observados em exposições isoladas. Da mesma forma, presume-se que a exposição embriolarval de *Mytilus galloprovincialis* à combinação de microplásticos e DCOIT, um biocida amplamente utilizado como anti-incrustante em estruturas portuárias, cause efeitos tóxicos relevantes, evidenciando uma possível interação sinérgica entre esses contaminantes.

1.4 METODOLOGIA DE ESTUDO

O levantamento bibliográfico que fundamentou esta pesquisa foi realizado de forma sistemática por meio de consultas às bases Google Acadêmico, Web of Science, Scopus e à plataforma SciSpace, buscando contemplar a produção científica nacional e internacional pertinente ao tema investigado. As estratégias de busca foram definidas a partir de palavras-chave e descritores relacionados ao objeto de estudo, combinados por operadores booleanos quando aplicável, com o objetivo de ampliar a abrangência e a precisão da recuperação dos estudos. As referências identificadas foram submetidas à análise quanto à sua relevância, atualidade, qualidade metodológica e aderência aos objetivos da pesquisa, constituindo o corpus teórico que embasou as discussões desenvolvidas ao longo da tese.

Como apoio às etapas de organização da literatura e revisão textual, foram utilizadas ferramentas de inteligência artificial generativa. O NotebookLM foi empregado para o fichamento e sistematização das referências previamente selecionadas pela autora, enquanto o ChatGPT (OpenAI, modelo GPT-5.5) foi utilizado exclusivamente para revisão linguística e aprimoramento da redação. Todas as análises, interpretações, decisões metodológicas e conclusões apresentadas neste estudo foram desenvolvidas e validadas pela autora.

Para a realização das atividades de campo, de coleta de amostras de água marinha para o estudo da presença de microplástico no sistema Estuário e Baía de Santos, a metodologia de amostragem seguiu os procedimentos descritos em Lippiatt *et al.* (2013). As amostras de microplástico foram obtidas por meio de arrastos horizontais com tempo de navegação padronizado e com a velocidade média de deslocamento sendo mantida aproximadamente constante, realizados na superfície da água, em duplicata. A descrição dessa metodologia será mais aprofundada no capítulo 3.

A realização dos ensaios ecotoxicológicos seguiu procedimentos padronizados de coleta dos organismos, preparo das soluções e análise ecotoxicológica, como a ABNT/NBR15350 – Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica de curta duração – Método de ensaio com ouriço-do-mar (Echinodermata: Echinoidea) e a ABNT/NBR16456 - Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio de curta duração com embriões de mexilhões (Mollusca - Bivalvia), além da Guidance document on aquatic toxicity testing of difficult substances and Mixtures, OECD series

on testing and assessment. OECD Publishing (OECD, 2019). A metodologia específica de cada ensaio realizado está detalhada nos capítulos 4 e 5, referentes aos estudos ecotoxicológicos.

2 CONTEXTUALIZAÇÃO SOBRE A POLUIÇÃO POR MICROPLÁSTICOS NO AMBIENTE MARINHO

2.1 MICROPLÁSTICOS NO AMBIENTE MARINHO

O lixo global é um problema que afeta o meio ambiente e ameaça a biota aquática em todo o mundo. Há mais de 20 anos, Mascarenhas *et al.* (2004) já apontava que um grande número de espécies, incluindo tartarugas marinhas, aves marinhas, mamíferos marinhos e uma grande variedade de peixes e invertebrados são de alguma forma influenciada pela presença de resíduos sólidos nos oceanos e praias.

Os estudos mais recentes demonstram que os impactos dos microplásticos sobre a biota marinha ultrapassam os efeitos físicos inicialmente associados à ingestão dessas partículas. Alterações metabólicas, danos histológicos e processos de bioacumulação vêm sendo observados em diferentes grupos taxonômicos, indicando que os microplásticos atuam como contaminantes multifatoriais no ambiente marinho (Xu et al., 2020). Em regiões costeiras urbanizadas, esses efeitos tendem a ser potencializados pela elevada disponibilidade de outros contaminantes químicos, uma vez que os microplásticos podem atuar como superfícies reativas capazes de adsorver e transportar compostos orgânicos e inorgânicos ao longo da cadeia trófica (Gola et al., 2021). Dessa forma, a preocupação ecotoxicológica associada aos microplásticos não se restringe apenas à presença física das partículas no ambiente, mas também à sua capacidade de modificar a biodisponibilidade e a toxicidade de poluentes marinhos.

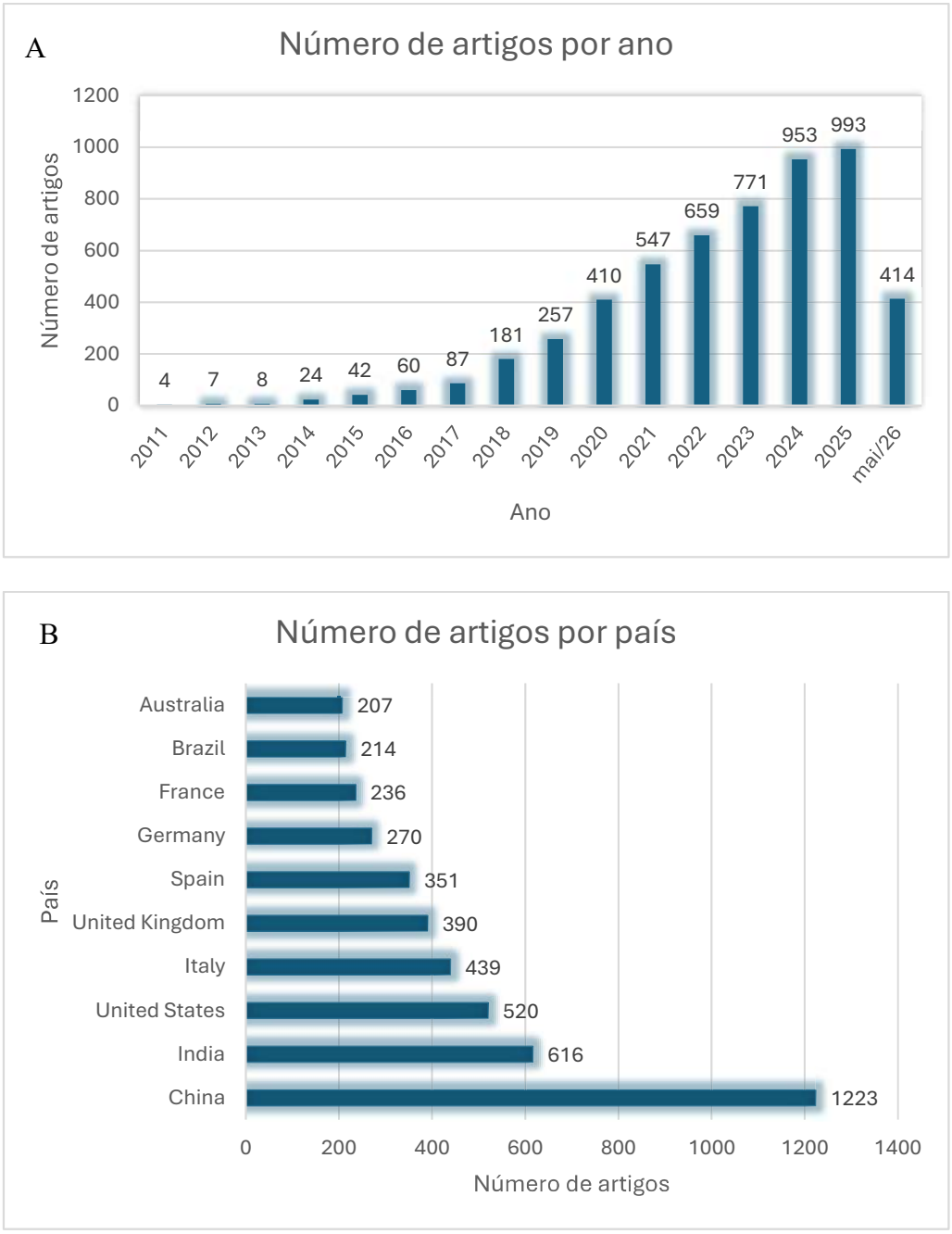
Os problemas relacionados aos resíduos sólidos no ambiente marinho vão além de efeitos sobre a biota. O aumento do descarte inadequado de resíduos sólidos promove perda da capacidade de recuperação dos ecossistemas e consequentemente traz danos à população humana, além de serem responsáveis por problemas sociais, com incentivo ao consumo inconsciente e formação de montanhas de materiais inúteis, de difícil degradação. Os detritos antropogênicos se tornaram onipresentes no ambiente marinho, sendo o plástico o maior componente do lixo marinho (Bergmann *et al.,* 2015; Auta *et al.,* 2017; MacLeod *et al.*, 2021), acumulando-se na superfície dos oceanos, ao longo da coluna d'água e no fundo do mar (Liu[a] *et al.*, 2022; Zhao *et al.*, 2025).

Em relatório recente da ONU sobre poluição por plástico no mundo, é destacada a falta de políticas públicas que regulamentem a produção, uso e descarte dos componentes plásticos (ONU, 2023). Estima-se que 95% do valor agregado das

embalagens plásticas se perdem para a economia após um único ciclo de uso. Além disso, a falta de padrões e definições métricas para o plástico, incluindo sua composição (polímeros, produtos químicos e aditivos) impede que ocorra uma gestão eficaz e segura dos plásticos ao longo de seu ciclo de vida. Conhecer o problema permite formular proposta de reciclagem, reuso e até mesmo de substituições sustentáveis ao plástico, trazendo para a sociedade uma discussão baseada em dados confiáveis sobre os verdadeiros impactos dos componentes químicos dos produtos (Gola *et al.*, 2021; Perumal and Muthuramalingam, 2022; Haque and Fan, 2023).

Percebe-se que na última década houve um aumento nas pesquisas sobre microplástico no ambiente marinho e seus efeitos sobre a biota. Por meio de levantamento de dados na plataforma Scopus, realizada no dia 2/05/2026, com os termos “microplastic” and “marine environment”, para artigos publicados no período de 2011 até maio de 2026, é possível observar o crescimento no número de artigos, principalmente a partir de 2018. Dos 5.417 artigos encontrados nesse período, 95,7% foram publicados depois de 2018, mostrando como esse é um tema recente e ainda com muito potencial para ser explorado. Ainda com relação a esses dados, nota-se um grande número de publicações de autores da China, seguidos pelos Estados Unidos da América e Itália (Figura 2.1). No Brasil, apenas nos dois últimos anos (2025 até maio de 2026) foram publicados 57 novos artigos sobre esse tema.

Figura 2.1- Dados de publicações de artigos com as palavras-chave "microplastic and marine environment", nos últimos 15 anos, da base de dados SCOPUS (www.scopus.com), por ano (A) e por país (B).



Fonte: www.scopus.com

Os plásticos têm sido reconhecidos como produtos indispensáveis em aplicações industriais devido à sua durabilidade, resistência, acessibilidade e leveza (Jolaosho *et al.* 2025). Este material, quando não descartado de forma adequada, apresenta uma grande ameaça ambiental, podendo ser facilmente transportados a longas distâncias das áreas de origem e se acumularem nos oceanos, onde causam uma variedade de impactos

ambientais e econômicos (UNEP, 2005; Thompson *et al.*, 2009; Morales-Caselles *et al.*, 2021).

Ecossistemas costeiros marinhos são especialmente susceptíveis à poluição por plástico, uma vez que as linhas costeiras que recebem insumos marinhos e terrestres, tornam-se regiões de acúmulo de detritos. Os microplásticos são contaminantes emergentes, de preocupação econômica global. Por conta do seu pequeno tamanho, uma grande variedade de espécies marinhas pode ingeri-los (Auta *et al.*, 2017, Marhoon et al., 2026), com impactos negativos associados nos processos biológicos (Botterell *et al.,* 2019, Fan *et al.*, 2026).

Microplásticos podem ter várias fontes no ambiente marinho, sendo classificados em primários, quando são produzidos e utilizados já no tamanho menor do que 5mm, ou secundários, quando atingem esse tamanho devido a interferências do ambiente. Por estarem presentes no dia a dia da população humana, pedaços maiores de plástico podem chegar ao oceano por vias terrestres, provenientes do descarte inadequado, bem como por vias hídricas, carreando o plástico de locais distantes. As atividades econômicas relacionadas ao mar, como a pesca, a navegação e o turismo marinho, também são fontes de plástico nos oceanos (Montagner, 2021, Rajak, 2026).

Outra fonte de microplástico de origem primária no oceano são os emissários submarinos e o lançamento inadequado de efluentes domésticos. O esgoto doméstico pode conter microplástico presente na formulação de cosméticos, como por exemplo microesferas que compõem produtos esfoliantes corporais, além de apresentar microplásticos, na forma de microfibras sintéticas liberados durante a lavagem de roupas. Dessa forma, tanto os emissários como os efluentes residuais de obras de tratamento de esgoto contribuem para o aumento de microplástico no ambiente marinho (Thompson, 2015; Napper e Thompson, 2016; Forrest *et al.*, 2022).

Dos mais de 300 tipos de plásticos produzidos no mundo, em torno de 60 tipos são os mais utilizados no dia a dia da população humana (Chen *et al.*, 2021). Desses, os polímeros de polipropileno (PP), polietileno (PE), poliestireno (PS), polivinil cloreto (PVC) e o tereftalato de polietileno (PET) são os principais tipos encontrados no ambiente marinho (Gola *et al.*, 2021).

Embora os diferentes polímeros apresentem características físico-químicas particulares, sua distribuição no ambiente marinho segue padrões fortemente associados à densidade, hidrofobicidade e resistência à degradação.

Polímeros de baixa densidade, como PE e PP, tendem a permanecer nas camadas superficiais e na coluna d'água, favorecendo sua interação com organismos pelágicos e contaminantes hidrofóbicos dissolvidos. Em contrapartida, polímeros mais densos, como PET e PVC, apresentam maior tendência à sedimentação, tornando-se importantes vetores de contaminação em regiões bentônicas e estuarinas (Chen *et al.*2021; Zhao *et al.*, 2023; Zhou *et al.*, 2025). Essa compartimentação ambiental influencia diretamente os mecanismos de exposição biológica e o tipo de contaminante associado às partículas plásticas, indicando que os riscos ecotoxicológicos dos microplásticos dependem não apenas de sua presença no ambiente, mas também das propriedades específicas de cada polímero e de sua interação dinâmica com os diferentes compartimentos marinhos.

O polietileno (PE) apresenta estrutura mais simples em comparação com outros tipos de polímeros plásticos e é o principal tipo de material plástico fabricado pelas indústrias. Amplamente utilizado na produção de sacolas plásticas, embalagens e filmes agrícolas, é um dos polímeros mais frequentemente encontrados no ambiente marinho (Perumal and Muthuramalingam, 2022). Sua baixa densidade (0,91–0,94 g/cm³) favorece a flutuação na coluna d'água, contribuindo para sua ampla dispersão em áreas costeiras e pelágicas (Alimi *et al.*, 2018). O PE é altamente persistente, fragmentando-se em partículas menores sob a ação da radiação ultravioleta e da abrasão mecânica, o que amplia seu potencial de efeito sobre os organismos marinhos (Chen *et al.*2021; Haque & Fan, 2023).

O polipropileno (PP), outro polímero de baixa densidade (cerca de 0,90 g/cm³), é comumente empregado na fabricação de embalagens alimentícias, cordas, redes de pesca e tampas de garrafas. Assim como o polietileno, o polipropileno tende a permanecer na superfície da água, sendo frequentemente detectado em amostras de superfície e no trato digestivo de organismos filtradores e peixes pelágicos (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Ghosh *et al.* 2021). Sua composição química também contribui para sua resistência à degradação ambiental (Alimi *et al.*, 2018).

O tereftalato de polietileno (PET) é utilizado predominantemente na produção de garrafas de bebidas, fibras têxteis (poliéster) e filmes para embalagens. Com densidade

superior à da água (1,34–1,39 g/cm³), o PET tende a se depositar nos sedimentos marinhos, sendo frequentemente identificado em substratos bentônicos e zonas estuarinas (Li *et al.*, 2018). Embora seja menos abundante na superfície, sua ocorrência no ambiente marinho profundo tem sido crescente (Zhao *et al.*, 2023).

O poliestireno (PS) é um polímero amplamente utilizado em embalagens descartáveis e bandejas para alimentos. Além disso, na sua forma expandida, o poliestireno é utilizado para a produção de isopor. Suas características físico-químicas permitem que fragmentos de PS sejam facilmente transportados por correntes marinhas, especialmente na forma de pequenas esferas ou flocos (Chan & Not, 2023). Devido à sua densidade próxima à da água (1,04–1,06 g/cm³) e baixa resistência à degradação, o PS é particularmente propenso à fragmentação, originando uma elevada quantidade de microplásticos (Song *et al.*, 2020).

O policloreto de vinila (PVC), utilizado na fabricação de tubulações e conexões, em embalagens rígidas e em equipamentos hospitalares, é um dos plásticos mais densos (1,16 – 1,58 g/cm³), o que favorece sua deposição em sedimentos. Sua composição contém aditivos tóxicos, como plastificantes e metais pesados, o que acentua seu potencial de risco ecotoxicológico (Alimi *et al.*, 2018).

A prevalência desses polímeros no ambiente marinho reflete, em grande parte, seu volume de produção global e os padrões de descarte inadequado. Além disso, as propriedades físico-químicas de cada tipo de plástico, como densidade, hidrofobicidade e resistência à degradação, determinam sua distribuição espacial, comportamento na coluna d'água e interação com os organismos aquáticos (Zhou *et al.*, 2025, Rajak, 2026).

A distribuição de microplástico nos oceanos é bastante ampla e não está restrita somente às regiões costeiras. Jolaosho *et al.* (2025) mostraram que a presença de microplástico já foi observada em todos os sistemas oceânicos, desde as áreas mais próximas às atividades humanas, como ocorrem nos oceanos Atlântico e Pacífico, até as regiões mais remotas, como Ártico e Antártida. Esses autores ainda discutem que as maiores concentrações de microplásticos encontradas no oceano estão localizadas nos sedimentos do fundo do mar, o que sugere que as partículas plásticas são capazes de persistir no ambiente marinho por um período prolongado, considerando que apresentam lentos processos de desintegração e padrões de envelhecimento.

A formação dos microplásticos secundários no ambiente depende de processos físicos, químicos e biológicos. No ambiente marinho, o plástico passa por processos de desgaste e são fragmentados pela ação das ondas, degradação UV e abrasão física, eventualmente se tornando microplásticos (Thompson *et al.*, 2004; Barnes *et al.*, 2009, Zhao *et al.*, 2025). Dessa forma, a própria dinâmica oceanográfica, incluindo aqui a circulação e a exposição nas camadas superficiais, acaba funcionando como uma potencializadora na ampla distribuição destes detritos pelo ecossistema (Jolaosho *et al.*, 2025).

Além das forças mecânicas, a formação de microplástico no ambiente marinho também é influenciada por características físico-químicas da água do mar, como o pH, a salinidade, a temperatura e até mesmo a presença de organismos, que promovem a quebra das partículas plásticas por processos mecânicos ou por degradação biológica, quando em presença de fungos e bactérias capazes de atuar sobre os polímeros plásticos (Chen *et al.*, 2021; Ahmad *et al.*, 2021; Sinha *et al.*, 2024)

Em estudo de Ahmad *et al.* (2021), os autores abordam os principais fatores que promovem a quebra das partículas plásticas. A degradação foto-oxidativa, promovida principalmente pela luz UV, gera ésteres, aldeídos e grupos terminais propila, que mudam as propriedades ópticas, físicas e mecânicas do plástico, promovendo perda de extensibilidade, alteração no peso molecular e diminuição da vida útil. A exposição ao sol também é capaz de aumentar a temperatura e promover uma quebra das partículas plásticas por ação térmica, de forma semelhante à degradação foto-oxidativa. Jolaosho *et al.* (2025), mostra que a ação dos raios ultravioletas promove tanto a fotodegradação como a degradação térmica e altera as propriedades físico-químicas dos microplásticos resultantes, que são muito diferentes daquelas encontradas em seu estado inicial, logo após a liberação no meio ambiente. Os autores encontraram indicações de que o peso molecular dos fragmentos de microplásticos presentes no ambiente marinho submetidos a ação do intemperismo apresentam massas moleculares menores do que os mesmos tipos de plástico sem terem sido expostos à agentes intempéricos.

Um processo importante que ocorre no ambiente marinho é a capacidade de agregação das partículas plásticas entre si e com outros materiais em suspensão (heteroagregação), como matéria orgânica, microrganismos e sedimento. Em ecossistemas aquáticos, os comportamentos de agregação dos microplásticos interferem

no processo de dispersão e disposição final. A heteroagregação tende a aumentar a velocidade de deposição dos microplásticos, fazendo com que afundem mais rapidamente (Lagarde *et al.*, 2016; Mendrik *et al.*, 2023; Jolaosho *et al.*, 2025).

Poucos são os estudos específicos sobre a ação da salinidade e do pH no processo de envelhecimento e degradação dos microplásticos. Aparentemente a salinidade interfere no processo de dispersão e deposição das partículas plásticas, uma vez que influencia na densidade da água do mar, bem como na adsorção de outros elementos ao microplástico (Liu[a] *et al.*, 2022; Liu[b] *et al.*, 2022; Gao *et al.*, 2023). O pH pode afetar a estabilidade química dos plásticos, potencialmente influenciando sua taxa de degradação e, como consequência, a formação de microplásticos (Díaz-Mendoza *et al.*, 2020). Além disso, o processo de dessorção é acentuado em presença de pH ácido, potencializando a liberação de aditivos e outros compostos químicos que podem estar associados aos microplásticos.

Um dos grandes desafios para a compreensão dos efeitos do microplástico sobre os organismos está relacionado com o tamanho das partículas que podem chegar à escala nanométrica dificultando tanto o estudo quanto a mitigação de seus impactos ecológicos. A dimensão microscópica dessas partículas permite que sejam facilmente assimiladas por uma vasta gama de organismos aquáticos, promovendo a incorporação destes materiais na teia trófica marinha (Fan *et al.*, 2026) Além dos danos provocados pelo próprio microplástico, sua capacidade de adsorção aos contaminantes orgânicos persistentes e aos metais pesados pode amplificar a toxicidade das partículas plásticas, servindo como veículos para a bioacumulação de poluentes em níveis tróficos superiores (Maršić-Lučić *et al.*, 2018; Holmes *et al.*, 2020; Jarf *et al.*, 2024).

A presença de aditivos na composição dos produtos plásticos é também um desafio para a compreensão do comportamento das partículas plásticas no ambiente marinho. As classes de aditivos químicos incluem plastificantes, supressores de chama, corantes, reforços, estabilizadores de calor, estabilizadores de luz, cargas e proteção biológica (Onyena *et al.*, 2022). Desses aditivos destaca-se a presença de ftalatos, como plastificantes, e de éteres dietílicos polibromados (PBDEs), como supressores de chama. O ftalato mais abundante detectado na água do mar é o dietilhexil ftalato (DEHP); outros incluem dimetil ftalato (DMP), dietil ftalato (DEP), di-n-butil ftalato (DnBP), benzilbutil ftalato (BzBP) e di-n-octil ftalato (DnOP) (Hidalgo-Serrano *et al.*, 2022; Neves *et al.*, 2023). A toxicidade potencial dos ftalatos e dos éteres dietílicos polibromados na saúde

aquática e humana tem sido amplamente debatida (Naveira *et al.*, 2021; Singh *et al.*, 2022; Renzelli *et al.*, 2023; Sun *et al.*, 2024).

Devido à complexidade físico-química das partículas plásticas e das suas interações com outros compostos presentes no ambiente marinho são necessários, ainda, estudos mais aprofundados sobre seus efeitos tóxicos na biota (Casagrande, 2024). Além do processo de ingestão, que provoca impedimentos físicos à alimentação natural dos organismos, a interação das partículas plásticas com outros compostos químicos presentes no ambiente pode potencializar os riscos ecológicos (Anbumani & Kakkar, 2018; Vieira *et al.*,2021).

Embora cada polímero (PE, PP, PET, PS e PVC) apresente comportamentos distintos devido às suas densidades originais, sua permanência no ambiente marinho os sujeita a uma transformação contínua. A resistência à degradação mencionada anteriormente não significa que o plástico apresenta características de imutabilidade. Pelo contrário, a exposição prolongada a fatores como radiação UV e abrasão mecânica inicia um processo de fragmentação que altera a natureza física das partículas. Essa transição de macro para microplástico é o que expande a área superficial disponível, tornando essas partículas não apenas detritos físicos, mas plataformas reativas no ecossistema.

Além de seus efeitos físicos diretos, os processos de envelhecimento ambiental dos microplásticos representam uma etapa fundamental na modulação de sua reatividade química e de seus potenciais efeitos ecotoxicológicos. A ação combinada da radiação ultravioleta, abrasão mecânica e degradação térmica promove alterações estruturais nos polímeros, resultando em fragmentos menores, mais rugosos e com maior área superficial específica. Essas modificações favorecem a formação de novos grupos funcionais na superfície das partículas, aumentando sua capacidade de adsorção de metais e compostos orgânicos persistentes.

Assim, o intemperismo não atua apenas como mecanismo de fragmentação física, mas também como processo de ativação química dos microplásticos no ambiente marinho. Como consequência, partículas envelhecidas podem apresentar comportamento toxicológico significativamente distinto daquele observado em polímeros virgens, especialmente em cenários de exposição combinada com outros contaminantes ambientais.

2.2 INTERAÇÃO DO MICROPLÁSTICO COM OUTROS POLUENTES

Por conta de suas características físico-químicas, as partículas plásticas são capazes de interagir com outros compostos químicos tornando-se vetores da distribuição de diferentes contaminantes persistentes no ambiente marinho. Fatores ambientais, como salinidade, pH, concentração de matéria orgânica e temperatura, aliados às propriedades dos microplásticos, como grau de envelhecimento, peso molecular, tamanho, forma, densidade, cristalinidade, tipo de polímero e cor, interferem na capacidade de sorção e consequentemente na toxicidade das partículas plásticas (Tang, 2021).

É importante compreender que a formação de microplásticos secundários não é apenas uma redução de tamanho. A degradação foto-oxidativa e térmica altera as propriedades ópticas e mecânicas do polímero original, resultando em fragmentos com massas moleculares menores e propriedades físico-químicas diferentes de seu estado inicial. Essas alterações superficiais, resultantes do intemperismo, permitem que o microplástico 'envelhecido' apresente uma capacidade de interação com metais e compostos orgânicos superior à do plástico virgem (Wen *et al.*, 2026).

Os estudos sobre interação entre microplásticos e metais demonstram que a adsorção metálica não ocorre de maneira uniforme entre os diferentes tipos de polímeros nem sob as mesmas condições ambientais. Fatores como polaridade superficial, grau de envelhecimento, área específica e composição química do polímero influenciam diretamente a afinidade pelos metais presentes na água do mar (Bernardino *et al.*, 2023).

Além disso, a concentração do contaminante no meio e as condições físico-químicas ambientais podem modificar significativamente os mecanismos de sorção e dessorção, alterando a biodisponibilidade dos metais para os organismos marinhos (Koelmans *et al.* 2016; Tunali *et al.*, 2020; Zhu *et al.*, 2020; Islam *et al.*, 2023).

Dessa forma, os microplásticos não devem ser interpretados apenas como partículas passivas de transporte, mas como componentes dinâmicos capazes de modular a toxicidade de misturas químicas complexas no ambiente marinho.

Brennecke *et al.* (2016), mostrou que os mecanismos de adsorção dos metais em partículas plásticas são variados e complexos. Em seu estudo observou-se que capacidade de adsorção de Cu foi significativamente maior nos fragmentos de PVC do que no poliestireno (PS). Os autores sugerem que isso ocorre provavelmente devido à maior área superficial e polaridade do PVC.

A ação sinérgica entre o microplástico e o chumbo foi observada em camarão *Caridinia fossarum* exposto ao complexo MP-acetato de chumbo por 15 dias. O estudo mostrou o aumento da bioacumulação de acetato de chumbo em amostras tratadas com a combinação, enfatizando o impacto sinérgico dos microplástico na toxicidade do acetato de chumbo (Gholamhosseini *et al.*, 2024). Em *Tigriopus japonicus* a interação entre o microplástico e o cadmio também foi notada. Os organismos expostos à mistura de microplástico e cadmio apresentaram retardo no desenvolvimento larval, além de alterações fisiológicas na taxa de alimentação, filtração e consumo de oxigênio (Shi *et al.*, 2022).

Zink & Pyle (2023), estudando o comportamento das partículas plásticas no ambiente aquático, mostram que a interação entre os metais e o microplástico se dá principalmente por diferenças de cargas elétricas entre os dois elementos. A superfície das esferas plásticas são geralmente negativas e atraem os metais catiônicos. Essa diferenciação pode ter implicações importantes para a avaliação de risco ambiental, uma vez que nem todos os microplásticos representam o mesmo grau de ameaça ecotoxicológica quando associados a metais. Teng *et al.*, 2023, estudando o processo de adsorção de cobre e zinco em microplástico envelhecidos por meio de diferentes processos de intemperismo, mostram que as propriedades de adsorção dos dois metais são semelhantes, porém o cobre apresenta maior capacidade de adsorção aos diferentes tipos de microplásticos do que o zinco.

Além dos metais, os compostos orgânicos persistentes também podem apresentar maior toxicidade quando em contato com as partículas plásticas. Syberg *et al.* (2017), mostrou o aumento da toxicidade do triclosan, um contaminante orgânico hidrofóbico, no copépode *Acartia tonsa* exposto à mistura de microplástico e triclosan.

A transferência de contaminantes orgânicos adsorvidos no microplástico foi testada em mexilhão *M. galloprovincialis* e os autores observaram o papel dessas partículas como importante fonte de bioacumulação química, potencializando o processo de bioacumulação (Pittura *et al.*, 2018).

Arias *et al.* (2023) observou a presença de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) ligados aos microplásticos coletados de sedimentos do estuário de Bahía Blanca, na Argentina, destacando os PAHs de baixo peso molecular, como naftaleno, fenantreno e fluoreno. Esses compostos são marcadores de poluição por petróleo e os autores

sugerem que os microplásticos podem servir como bons indicadores indiretos da exposição a poluentes em ambientes costeiros.

Embora grande parte dos estudos sobre interação entre microplásticos e contaminantes químicos tenha se concentrado em metais pesados e poluentes orgânicos persistentes, compostos biocidas utilizados em ambientes costeiros e portuários também emergem como contaminantes de elevada relevância ecotoxicológica.

Em regiões portuárias, a utilização de tintas anti-incrustantes na manutenção dos cascos de embarcações acentua a contaminação. Com a proibição do uso de anti-incrustantes a base de estanho, surgem alternativas de biocidas intensificadores da ação anti-incrustante de tintas, utilizados anteriormente como fungicidas ou herbicidas. Dentre esses compostos, destaca-se o biocida Sea-Nine 211 (4,5-dichloro-2-octyl-4-isothiazolinone-3-one), também conhecido como DCOIT, desenvolvido em 1996, apresentando um amplo espectro de combate contra uma variedade de organismos, incluindo lodo bacteriano, diatomáceas, vermes tubulares, algas e cracas (Bellas, 2006, Chen & Lam, 2017).

Embora eficaz, o DCOIT apresenta uma persistência ambiental significativa, com uma meia-vida que pode variar de 13 a 50 dias em condições estéreis, e demonstra toxicidade para diversos organismos não-alvo (Do *et al.*, 2018, Figueiredo *et al.*, 2019; Campos *et al.*, 2022, Campos *et al.*, 2023, Perina *et al.*, 2023). A persistência e toxicidade do DCOIT levantam preocupações sobre seus efeitos ecotoxicológicos, especialmente quando combinados com outros poluentes, como microplásticos.

Estudos indicam que a interação entre microplásticos e DCOIT pode resultar em efeitos tóxicos amplificados, devido à capacidade dos microplásticos de adsorver o DCOIT e aumentar sua biodisponibilidade e toxicidade (Ru *et al.*, 2022). Esta sinergia potencial pode exacerbar os impactos negativos sobre organismos marinhos, particularmente durante as fases iniciais de desenvolvimento, que são altamente sensíveis a contaminantes ambientais (Sussarellu *et al.*, 2016).

A redução da toxicidade do DCOIT foi observada no uso desse composto encapsulado em nanocápsulas mesoporosas de sílica (SiNCs), especialmente com revestimento de prata (SiNC-DCOIT-Ag), sem que ocorra perda da sua capacidade anti-incrustante (Figueiredo *et al.*, 2020; Campos *et al.*, 2023). Apesar desses avanços na composição do DCOIT, seu uso na forma livre, não encapsulado, ainda é amplamente

realizado e se faz necessário amplificar os estudos de interação entre o DCOIT e outros poluentes emergentes, como o microplástico no ambiente marinho.

A exposição combinada de microplástico com outros elementos químicos pode afetar múltiplos níveis de organização biológica, incluindo alterações fisiológicas, bioquímicas e comportamentais (Santos *et al.*, 2022; Zhang *et al.*, 2022; Xiao *et al.*, 2022; Zeng *et al.*, 2023; Chen *et al.*, 2025). Rial *et al.*, 2023, mostram que em geral, há um efeito tóxico potencializado quando o mexilhão *M. Galloprovincialis* e o ouriço do mar *P. lividus* são expostos a misturas de microplásticos e poluentes orgânicos persistentes e metais. Tais impactos podem comprometer a saúde dos organismos e, consequentemente, a estabilidade das comunidades bentônicas e planctônicas. Essa complexa interação entre microplásticos e metais pesados e poluentes orgânicos destaca a necessidade de considerar múltiplos estressores ambientais nos modelos de avaliação de risco ecológico marinho.

A capacidade das partículas plásticas de adsorver outros compostos químicos e atuar como vetores de contaminantes está diretamente ligada ao seu grau de envelhecimento e ao tipo de polímero. Como visto anteriormente, enquanto a polaridade intrínseca de polímeros como o PVC já favorece a adsorção de metais como o cobre (Cu), o processo de intemperismo sofrido por polímeros mais simples, como o PE, cria novas cargas elétricas e porosidades em sua superfície. Dessa forma, a fragmentação física discutida na seção anterior, é um mecanismo que 'ativa' o potencial do microplástico como um complexo tóxico no ambiente marinho.

A tabela 2.1 consolida a relação entre as propriedades físico-químicas dos polímeros e seu papel estratégico como vetores de contaminação no ecossistema marinho. Uma das principais observações é que a densidade intrínseca de cada plástico atua como o fator determinante para a sua distribuição no ambiente e, dessa forma, interfere também na relação com outros compostos químicos presentes nos diferentes compartimentos do ambiente marinho. Enquanto os polímeros de baixa densidade, como o PE e o PP, tendem a flutuar e acumular poluentes orgânicos na superfície, plásticos densos, como o PVC e o PET, depositam-se nos sedimentos, onde interagem preferencialmente com metais pesados e poluentes orgânicos persistentes. O fenômeno do "Cavalo de Troia" é evidenciado pela capacidade dessas partículas de concentrar substâncias químicas em níveis elevados.

Tabela 2.1 - Caracterização físico-química de polímeros microplásticos: correlação entre densidade intrínseca, compartimentação preferencial no ambiente marinho e afinidade por contaminantes orgânicos e inorgânicos.

Polímero	Densidade (g/cm^3)	Localização Preferencial	Principais Poluentes e Interações	Referências Principais
Polipropileno (PP)	~ 0,90	Superfície e Coluna d'água	Adsorção de metais (Cd, Sr, Zn) e orgânicos (PCBs, PAHs, HCHs, PBDEs).	Fonsêca (2024); Guo & Wang (2019)
Polietileno (PE)	0,91 – 0,94	Superfície e Coluna d'água	Interage com ampla gama de metais (Cr, Cu, Pb, Zn, Hg, Ni) e POPs (DDTs, PCBs, PFASs). Principal tipo coletado em praias.	Fonsêca (2024); Guo & Wang (2019); Coşkun *et al.* (2024)
Poliestireno (PS)	1,04 – 1,06	Coluna d'água (Transportado)	Alta afinidade por metais catiônicos e Hidrocarbonetos (PAHs). Atua como sumidouro e fonte de contaminantes orgânicos.	Rochman *et al.* (2013); Guo & Wang (2019); Avio *et al.* (2015)
PVC	1,16 – 1,58	Sedimento (Zonas Bentônicas)	Elevada capacidade para Cobre (Cu), Cr e Pb. Vetor de aditivos como ftalatos e plastificantes em zonas profundas.	Guo & Wang (2019); Darabi *et al.* (2021)
PET	1,34 – 1,39	Sedimento (Zonas Estuarinas/Profundas)	Sorção significativa de metais (Pb, Ni, Cu, Co, Zn). Estudos focam em sua capacidade de "sequestrar" Clorofenóis e PAHs no fundo.	Lionetto & Corcione (2021); Guo & Wang (2019)
Poliamida (PA/Nylon)	1,13 – 1,15	Coluna d'água e Sedimento	Interage fortemente com contaminantes emergentes, como Antibióticos (Ciprofloxacina) e metais como Cd e Cu.	Stapleton and Hai (2023); Guo & Wang (2019)

Fonte: Autoria própria

Em conjunto, os estudos disponíveis indicam que os microplásticos desempenham um papel ecotoxicológico mais complexo do que o inicialmente proposto, atuando não apenas como contaminantes físicos, mas também como moduladores químicos capazes de alterar a dinâmica de exposição de diferentes poluentes no ambiente marinho. Entretanto, ainda permanecem lacunas importantes relacionadas à variabilidade dos processos de adsorção, à influência das condições ambientais sobre a biodisponibilidade

dos contaminantes e aos efeitos tóxicos decorrentes da exposição combinada entre microplásticos e compostos químicos.

Essas limitações tornam necessária a realização de estudos experimentais capazes de compreender como diferentes contaminantes interagem com microplásticos e de que forma essas interações podem modificar os efeitos ecotoxicológicos observados em organismos marinhos, especialmente durante fases iniciais do desenvolvimento.

Dessa forma, mais estudos sobre a quantificação e avaliação dos efeitos toxicológicos dessas partículas, isoladas e combinadas com outros compostos químicos, precisam ser realizados para elucidar questões sobre a complexidade dos mecanismos de interação entre os microplásticos e outros poluentes presentes no ambiente marinho, bem como seus efeitos sobre a biota.

2.3 EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS DOS MICROPLÁSTICOS ORGANIMOS MARINHOS

Os efeitos dos microplásticos sobre a biota marinha têm sido amplamente documentados nas últimas décadas, abrangendo desde alterações fisiológicas subletais até impactos sobre crescimento, reprodução, desenvolvimento e sobrevivência de diferentes organismos aquáticos (Xu et al., 2020; Wang, 2023). Inicialmente associados principalmente à ingestão e aos efeitos físicos das partículas, os impactos ecotoxicológicos dos microplásticos passaram a ser compreendidos de forma mais complexa à medida que estudos recentes demonstraram sua capacidade de interagir com outros contaminantes ambientais e modificar respostas biológicas em diferentes níveis de organização.

A partir da ingestão de microplásticos, os impactos físicos podem alterar o metabolismo das espécies marinhas de diversos níveis tróficos (Gall & Thompson, 2015). Devido ao seu tamanho diminuto, as partículas são frequentemente ingeridas de forma não seletiva por organismos filtradores e predadores que as confundem com presas naturais (Cole et al., 2013; Chan et al., 2019).

Os danos físicos imediatos incluem a obstrução do trato gastrointestinal, que pode causar inflamações, lacerações internas e redução da eficiência digestiva (Wright et al., 2013; Lei et al., 2018). Sujatha et al., 2025, mostram que a presença de microplástico no

trato de digestório de peixes (*Engraulis encrasicolus*) causam abrasão mecânica, além de prejudicar o processo de digestão e a absorção de nutrientes. Os autores ainda destacam que resultados semelhantes foram observados no bivalve *Mytilus galloprovincialis*, onde as partículas de microplasticos causaram erosão do epitélio gastrointestinal e perda das microvilosidades que revestem o intestino.

Além disso, o acúmulo de plásticos no estômago gera uma falsa sensação de saciedade, o que reduz a ingestão de nutrientes reais e compromete o balanço energético necessário para o crescimento e a reprodução (Wright et al., 2013; Sussarellu et al., 2016). Em estágios larvais, a exposição pode causar deformidades no desenvolvimento e aumentar as taxas de mortalidade (Kaposi et al., 2014; Nobre et al., 2015).

Microplásticos atuam como vetores químicos, concentrando substâncias tóxicas devido à sua natureza hidrofóbica e alta razão área de superfície/volume (Mato et al., 2001). Eles transportam dois tipos de contaminantes: aditivos incorporados na fabricação, como bisfenol A e ftalatos, e poluentes adsorvidos da água circundante, incluindo Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) e metais pesados (Rochman, 2015; Campanale et al., 2020). O processo de envelhecimento (*weathering*) aumenta a rugosidade das partículas, potencializando sua capacidade de carga de contaminantes (Bao et al., 2022). Uma vez ingeridos, a química do sistema digestório facilita a liberação desses poluentes para os tecidos do organismo (Bakir et al., 2014). Os efeitos toxicológicos resultantes incluem estresse oxidativo, danos genotóxicos, neurotoxicidade e desregulação endócrina na biota exposta (Avio et al., 2015; Barboza et al., 2018).

A transferência trófica de microplásticos representa uma ameaça sistêmica, pois partículas ingeridas pela base da teia alimentar, como o zooplâncton, são passadas para níveis superiores através da predação (Cole et al., 2013; Setälä et al., 2014). Estudos demonstram que MPs e seus contaminantes podem ser acumulados por predadores de topo, como aves marinhas, cetáceos e grandes peixes (Nelms et al., 2018; Athey et al., 2020). O processo de bioacumulação e potencial biomagnificação faz com que espécies comerciais enfrentem riscos de contaminação química, o que levanta sérias preocupações para a segurança alimentar humana (Smith et al., 2018; Carbery et al., 2018). A exposição crônica na teia alimentar pode alterar a dinâmica das populações e afetar a estabilidade dos ecossistemas marinhos (Galloway et al., 2017; Nelms et al., 2018).

Os estágios iniciais de desenvolvimento dos organismos figuram entre os mais sensíveis à exposição a microplásticos e contaminantes associados, especialmente devido à elevada taxa metabólica, intensa atividade celular e limitada capacidade de regulação fisiológica apresentada por ovos, embriões e larvas marinhas (Motta et al., 2025; Guri et al., 2024; Jimenez-Guri et al., 2024). Alterações no desenvolvimento larval, redução da calcificação, anomalias morfológicas e comprometimento da sobrevivência têm sido observados em diferentes grupos taxonômicos expostos a microplásticos isoladamente ou em combinação com outros contaminantes químicos (Trifuoggi et al., 2019; Cormier et al., 2021; Capolupo et al., 2021). Dessa forma, organismos em estágios iniciais de vida representam importantes modelos ecotoxicológicos para a avaliação dos efeitos decorrentes da exposição combinada entre partículas plásticas e contaminantes presentes no ambiente marinho.

Ao contrário dos organismos adultos, os embriões e larvas possuem capacidade limitada de desintoxicação e barreiras fisiológicas incompletas, enquanto simultaneamente passam por processos de desenvolvimento rápidos e complexos, extremamente sensíveis a interrupções (Cormier et al., 2021; Huang et al., 2024; Ding et al., 2024). Além disso, a estratégia reprodutiva de muitas espécies marinhas envolve a desova por dispersão e fases larvais planctônicas, que depositam gametas e larvas em desenvolvimento diretamente na coluna d'água por horas ou semanas. Isso resulta em exposição passiva a contaminantes presentes na água superficial e em ambientes costeiros, precisamente onde as concentrações de microplásticos são frequentemente mais elevadas (Pannetier et al., 2020; Lönnstedt e Eklöv, 2016; Yu et al., 2020).

Um crescente conjunto de evidências experimentais demonstra que a exposição a concentrações ambientalmente relevantes de microplásticos causa danos significativos aos estágios iniciais de vida dos organismos marinhos. Os impactos documentados em diversos táxons marinhos, desde moluscos e equinodermos até peixes, incluem redução do sucesso da fertilização, aumento de malformações larvais, crescimento prejudicado e taxas de mortalidade elevadas (Romdhani et al., 2024; Torre et al., 2014; Pannetier et al., 2020; Lönnstedt e Eklöv, 2016).

Essas alterações nos primeiros estágios de vida dos organismos marinhos são impulsionadas por um conjunto de mecanismos moleculares e celulares interligados. Destaca-se o estresse oxidativo, via geração de espécies reativas de oxigênio (ROS) e

disfunção mitocondrial associada (Ding et al., 2024; Hua et al., 2024), a ativação de vias apoptóticas (morte celular programada) (Ding et al., 2024), a disrupção endócrina que afeta o desenvolvimento reprodutivo (Sussarellu et al., 2016; Shi et al., 2024) e o dano físico direto aos tecidos em desenvolvimento (Motta et al., 2025; Santos et al., 2023). As respostas toxicológicas são altamente específicas para cada espécie, com bivalves (por exemplo, *Mytilus galloprovincialis*), larvas de peixes (por exemplo, medaka, zebrafish), equinodermos e crustáceos, cada um exibindo vulnerabilidades e perfis de efeitos distintos (Romdhani et al., 2024; Torre et al., 2014; Sussarellu et al., 2016; Motta et al., 2025).

A exposição a microplásticos durante as fases iniciais do desenvolvimento pode comprometer o sucesso reprodutivo de bivalves, configurando um problema na dinâmica populacional dessas espécies. Esse impacto pode se manifestar de forma imediata e aguda. Como exemplo, em experimento com gametas do mexilhão mediterrâneo (*Mytilus galloprovincialis*) expostos por apenas uma hora, com uma mistura complexa de microplásticos ambientais (50-100 µg/L), observou-se uma redução significativa na taxa de fertilização, acompanhada pelo aumento proporcional de larvas-D malformadas (Romdhani et al., 2024). Evidências como essa reforçam que a integridade dos gametas e o próprio processo de fertilização são alvos vulneráveis, demonstrando que mesmo exposições rápidas são capazes de alterar o desenvolvimento embrionário.

Por outro lado, a exposição crônica a baixas doses do contaminante ao longo da gametogênese tende a desencadear efeitos transgeracionais ainda mais profundos. No caso da ostra do Pacífico (*Crassostrea gigas*), o manejo de adultos expostos durante o ciclo reprodutivo (por dois meses) a microesferas de poliestireno (de 2 e 6 µm) em concentrações reduzidas (0.023 mg/L) resultou em um decréscimo de 41% no rendimento de larvas-D viáveis e em um prejuízo de 18% no desenvolvimento larval normal (Sussarellu et al., 2016). Esse cenário evidencia que o estresse tóxico parental compromete diretamente a viabilidade da progênie, seja por meio da transferência vertical de partículas e contaminantes adsorvidos para os gametas, seja em decorrência do desgaste fisiológico induzido nos organismos genitores.

Na observação da poluição por nanoplástico no ambiente marinho, a química de superfície das partículas assume um papel central na determinação dos efeitos biológicos. Avaliando embriões de *Paracentrotus lividus*, Torre et al. (2014), constataram que a

toxicidade é altamente dependente da carga. As nanopartículas de poliestireno com terminação amina (PS-NH_2) induziram anomalias no esqueleto e bloqueio do desenvolvimento embrionário, apresentando uma EC_{50} de 2.61 µg/mL nas primeiras 48 horas. Por outro lado, a exposição a partículas com grupos carboxila (PS-COOH), de carga negativa, mostrou-se não danosa até o limite de 50 µg/mL. Esses achados reforçam que a toxicidade não deve ser interpretada como um atributo intrínseco do plástico, sendo, na verdade, um reflexo de suas propriedades de superfície, as quais coordenam a estabilidade do polímero no meio, sua biodisponibilidade e a interface de contato com as estruturas celulares.

A análise dos impactos gerados por micro e nanoplásticos no desenvolvimento larval de organismos marinhos revela um cenário de toxicidade complexo, que aborda não somente o dano mecânico, mas também afeta programas biológicos fundamentais. Conforme sintetizado na Tabela 2.2, os efeitos deletérios dessa classe de poluentes abrangem desde anomalias morfológicas visíveis, como malformações esqueléticas, edemas e atrasos no crescimento, até disrupções severas em níveis celular e molecular. Notavelmente, estudos recentes apontam que a interferência desses polímeros e de seus lixiviados químicos, ocorre em vias altamente conservadas evolutivamente, prejudicando desde a expressão de genes associados à biomineralização em bivalves até o metabolismo energético vitelino em crustáceos. Adicionalmente, a magnitude desses impactos mostra-se intimamente ligada a fatores biológicos e ecológicos determinantes, incluindo a dinâmica de sinalização hormonal e a rota de exposição dos organismos, com a transferência via teia trófica emergindo como uma via de toxicidade consideravelmente mais severa do que a exposição direta pelo meio aquático.

Tabela 2.2- Efeitos biológicos, fisiológicos e moleculares da exposição a micro e nanoplásticos no desenvolvimento larval de organismos marinhos.

Grupo / Espécie	Efeito Larval Observado	Mecanismo Fisiológico / Molecular	Referência
Invertebrados			
Mytilus galloprovincialis	Bloqueio do desenvolvimento e malformações na concha.	Regulação negativa de genes de biomineralização; redução na expressão da Glicoproteína Rica em Histidina (HRG), afetando a nucleação de carbonato de cálcio.	Romdhani et al., 2024; Boukadida et al., 2024
Crassostrea gigas	Redução no número e diâmetro dos oócitos, além de	Disrupção endócrina; desregulação molecular gerando cascata de perda de qualidade dos gametas e falha reprodutiva.	Sussarellu et al., 2016

	diminuição na velocidade do esperma em adultos.		
Lophotrochozoa, Ecdysozoa, Deuterostomia e Cnidaria	Disrupção generalizada na formação do eixo embrionário, especificação dos folhetos germinativos e morfogênese dos órgãos.	Interferência de compostos bioativos presentes nos lixiviados de pellets em vias de sinalização do desenvolvimento altamente conservadas evolutivamente.	Guri et al., 2024; Jimenez-Guri et al., 2024
Artemia salina	Redução no sucesso de eclosão e atraso no crescimento de náuplios.	Síndrome da utilização do vitelo: interferência no processamento enzimático das plaquetas de vitelo, impedindo a reabsorção de nutrientes vitais (ex: N-acetilgalactosamina).	Motta et al., 2025
Peixes			
Hexagrammos otakii	Curvatura do eixo corporal e edema no saco vitelino, em co-exposição com retardadores de chama (PBDEs).	Danos histopatológicos nas glândulas de eclosão e ruptura do epitélio do saco vitelino, prejudicando a absorção de nutrientes.	Shi et al., 2024
Perca fluviatilis	Inibição da eclosão e redução do crescimento.	Interferência física direta no sistema enzimático de eclosão e custos energéticos compensatórios.	Lönnstedt & Eklöv, 2016
Oryzias latipes / Medaka marinho	Aumento anômalo no comprimento corporal após exposição a PLA.	Disrupção patológica nas vias do hormônio do crescimento (GH) ou resposta hormonal induzida por estresse.	Yin et al., 2024
Pagrus major	Mortalidade severa em larvas.	Efeito de via de exposição: a transferência trófica (via consumo de rotíferos contaminados) induz maior letalidade e dose interna do que a exposição direta pela água.	Azmi et al., 2025

Fonte: Autoria própria

Além da toxicidade química, os microplásticos podem provocar danos físicos e mecânicos diretos aos organismos marinhos, cuja gravidade é fortemente ditada por características como forma, tamanho e rigidez das partículas. A ingestão dessas micropartículas, com destaque para as microfibras, resulta em traumas gastrintestinais severos. Em modelos de peixes como *Danio rerio* e medaka marinho, a exposição a microfibras e microplásticos provocou acúmulo, bloqueio intestinal e danos histopatológicos severos, incluindo a abrasão, atrofia e lise do epitélio digestivo (Zhang et al., 2023; Yin et al., 2024). Essa perda da integridade da barreira intestinal compromete

diretamente a absorção de nutrientes, além de abrir portas para inflamações sistêmicas e infecções por patógenos.

Esse dano mecânico estende-se a órgãos e barreiras essenciais para a sobrevivência e para as transições de fases de vida dos organismos. No estágio embrionário, a presença de microplásticos pode danificar estruturas vitais como as glândulas de eclosão e o epitélio do saco vitelino, conforme observado em *Hexagrammos otakii*, o que atrasa ou impede a eclosão ao mesmo tempo em que compromete a assimilação de reservas maternas (Shi et al., 2024). Adicionalmente, as barreiras externas primárias também são alvo de vulnerabilidade. A co-exposição de microplásticos com PFOS (Ácido Perfluorooctanossulfônico) demonstrou alargar os poros internos do córion de embriões de peixe-zebra (Gupta et al., 2024). Essa alteração estrutural na membrana externa aumenta a permeabilidade a outros poluentes dissolvidos e patógenos, desativando a primeira linha de defesa do embrião contra o meio externo.

Por fim, as interações físicas dos microplásticos alcançam a escala subcelular, desestruturando superfícies fisiológicas altamente especializadas. Em náuplios de *Artemia salina*, a permanência de partículas de poliestireno no lúmen intestinal foi associada à degradação de componentes essenciais da borda em escova, estrutura composta por microvilosidades densas e responsável pela digestão final e absorção de nutrientes (Motta et al., 2025). O comprometimento mecânico e funcional dessas microvilosidades induz um estado de desnutrição funcional, já que, embora o alimento possa estar presente no trato digestivo, o organismo torna-se incapaz de assimilá-lo adequadamente, o que culmina no retardamento crônico do seu crescimento e desenvolvimento.

Ainda que estudos demonstrem que os microplásticos podem potencializar os efeitos tóxicos de contaminantes químicos no ambiente marinho, os resultados disponíveis na literatura ainda apresentam elevada variabilidade experimental, indicando que essas interações dependem de múltiplos fatores físico-químicos e ambientais. Em muitos casos, os microplásticos atuam como vetores de contaminantes, aumentando sua biodisponibilidade e intensificando efeitos ecotoxicológicos em organismos aquáticos. Rial et al. (2023), por exemplo, observaram aumento da toxicidade de mercúrio, clorpirifós e fluoranteno em embriões de mexilhões e ouriços-do-mar expostos simultaneamente a microplásticos. Resultados semelhantes foram reportados por Syberg

et al. (2017), que verificaram potencialização da toxicidade do triclosan em copépodes marinhos, bem como por Pittura et al. (2018), que demonstraram aumento da transferência de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) para *Mytilus galloprovincialis* na presença de partículas plásticas.

Em relação aos metais, diversos estudos indicam que os microplásticos podem modificar significativamente a toxicidade de elementos potencialmente tóxicos, especialmente em função de sua capacidade de adsorção superficial. Xiao et al. (2022), Santos et al. (2022), Shi et al. (2022), Zeng et al. (2023) e Zhang et al. (2022) observaram aumento de efeitos tóxicos decorrentes da exposição combinada entre microplásticos e cobre ou cádmio em diferentes organismos aquáticos, incluindo corais, peixes e crustáceos. Esses efeitos incluem aumento de estresse oxidativo, alterações inflamatórias, comprometimento fisiológico e redução da sobrevivência. Entretanto, os resultados não são uniformes entre os estudos. Em determinadas condições experimentais, a adsorção de contaminantes às partículas plásticas pode reduzir temporariamente a fração dissolvida disponível na água, resultando em aparente diminuição da toxicidade aguda em curto prazo. Koelmans et al. (2016) destacam que os microplásticos podem atuar simultaneamente como reservatórios e sumidouros de contaminantes, dependendo do equilíbrio de partição entre a fase dissolvida, o polímero e os tecidos biológicos.

A variabilidade observada entre os estudos parece estar diretamente relacionada às propriedades físico-químicas dos polímeros utilizados. Polímeros distintos apresentam diferentes capacidades de adsorção em função de características como hidrofobicidade, polaridade superficial, cristalinidade e área específica. Zhu et al. (2023) demonstraram que a eficiência de adsorção metálica varia significativamente conforme o tipo de polímero e as características químicas do contaminante. Polímeros mais hidrofóbicos, como polietileno (PE) e polipropileno (PP), frequentemente apresentam elevada afinidade por contaminantes orgânicos hidrofóbicos, enquanto polímeros contendo grupos funcionais mais polares podem apresentar comportamento distinto na interação com metais. Além disso, diferenças relacionadas ao tamanho das partículas e à morfologia superficial também influenciam a dinâmica de sorção e dessorção dos contaminantes (Liu[b] et al., 2022).

Outro fator determinante para a variabilidade ecotoxicológica dos microplásticos é a concentração dos contaminantes presentes no meio. Em cenários de baixa

concentração, os microplásticos podem adsorver parte significativa dos compostos disponíveis, reduzindo momentaneamente sua biodisponibilidade na fase dissolvida. Em contrapartida, em concentrações mais elevadas ou após ingestão das partículas pelos organismos, processos de dessorção podem favorecer a liberação dos contaminantes nos tecidos biológicos, intensificando os efeitos tóxicos observados (Koelmans et al., 2016; Gao et al., 2019). Dessa forma, a interação entre microplásticos e contaminantes não ocorre de maneira linear, sendo fortemente dependente das condições ambientais e experimentais.

O envelhecimento ambiental das partículas plásticas também desempenha papel central na modulação dessas interações. Processos de intemperismo físico, químico e biológico promovem alterações estruturais nos polímeros, aumentando sua rugosidade superficial, área específica e formação de grupos funcionais oxigenados. Essas modificações tendem a ampliar a capacidade de adsorção de contaminantes metálicos e orgânicos (Alimi et al., 2018; Song et al., 2020). Além disso, o desenvolvimento de biofilmes sobre a superfície dos microplásticos pode alterar sua densidade, transporte ambiental e interação com contaminantes dissolvidos (Rajak, 2026). Como consequência, partículas envelhecidas frequentemente apresentam comportamento ecotoxicológico distinto daquele observado em polímeros virgens, o que dificulta extrapolações entre estudos conduzidos sob diferentes condições experimentais.

Em conjunto, essas evidências indicam que os efeitos ecotoxicológicos dos microplásticos não podem ser interpretados de forma universal ou simplificada. A capacidade dessas partículas de aumentar, reduzir ou não modificar a toxicidade de contaminantes químicos depende de uma complexa interação entre características do polímero, condições ambientais, propriedades dos contaminantes associados e parâmetros biológicos dos organismos expostos. Essa elevada variabilidade experimental evidencia uma das principais lacunas atuais da ecotoxicologia de microplásticos, reforçando a necessidade de estudos capazes de compreender como diferentes cenários de exposição influenciam os processos de adsorção, biodisponibilidade e toxicidade combinada no ambiente marinho.

Os microplásticos não são apenas um poluente físico onipresente, mas um estressor químico complexo que interage dinamicamente com outros poluentes marinhos (Rochman et al., 2019). A capacidade dessas partículas de servir como vetores para

substâncias tóxicas agrava significativamente os impactos biológicos, criando riscos que se estendem da escala celular à saúde humana. Com a previsão de que a produção de resíduos plásticos continue a crescer, é urgente a implementação de medidas de mitigação focadas na redução do consumo e na melhoria global da gestão de resíduos para proteger a biodiversidade oceânica (Borrelle et al., 2020). A compreensão integrada das interações físico-químicas dos MPs é essencial para fundamentar futuras políticas de conservação e monitoramento ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahmad, M., Li, J.L., Wang, P.D., Hozzein, W.N., Li, W.J. (2020). Environmental perspectives of microplastic pollution in the aquatic environment: a review. Mar Life Sci Technol 2, 414–430 https://doi.org/10.1007/s42995-020-00056-w

Alimi, O.S., Budarz, J.F.,Hernandez, L.M., Tufenkji, N. (2018) Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. Environmental Science & Technology 52 (4), 1704-1724 https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559

Almeida, M.P.d.; Gaylarde, C.; Pompermayer, F.C.; Lima, L.d.S.; Delgado, J.d.F.; Scott, D.; Neves, C.V.; Vieira, K.S.; Baptista Neto, J.A.; Fonseca, E.M. (2023) The Complex Dynamics of Microplastic Migration through Different Aquatic Environments: Subsidies for a Better Understanding of Its Environmental Dispersion. Microplastics, 2, 62–77. https://doi.org/10.3390/microplastics2010005

Anbumani, S., Kakkar, P. (2018) Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. Environ Sci Pollut Res 25, 14373–14396. https://doi.org/10.1007/s11356-018-1999-x

Arias, A.H., Alvarez, G., Pozo, K., Pribylova, P., Klanova, J., Pirani, L.S.R., Picone, A.L., Alvarez, M., Tombesi, N. (2023). Beached microplastics at the Bahia Blanca Estuary (Argentina): Plastic pellets as potential vectors of environmental pollution by POPs, Marine Pollution Bulletin, Volume 187, 114520, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114520.

Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. Environment Iinternational, 102, 165-176. https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013

Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. Philosophical transactions of the royal Society, Biological sciences, 364(1526), 1985-1998.

Bergmann, M., Gutow, L., & Klages, M. (2015). Marine anthropogenic litter (p. 447). Springer Nature.

Bernardino, C.A.R., Mahler, C.F., Fernandes, J.O., Lopes, C.S.C., Braz, B.F., Archanjo, B.S., Santelli, R.E., Cincotto, F.H. (2023) Evaluation of microplastic contamination by metals in a controlled environment: A risk to be considered. Environ Monit Assess 195, 691. https://doi.org/10.1007/s10661-023-11389-1

Botterell, Z. L., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. Environmental Pollution, 245, 98-110.

Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., Canning-Clode, J., (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Volume 178, Pages 189-195, https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003

Capolupo, M.; Rombolà, A.G.; Sharmin, S.; Valbonesi, P.; Fabbri, D.; Fabbri, E. (2021). Assessing the Impact of Chrysene-Sorbed Polystyrene Microplastics on Different Life Stages of the Mediterranean Mussel Mytilus galloprovincialis. Appl. Sci. 2021, 11, 8924. https://doi.org/10.3390/app11198924

Casagrande, N., Verones, F., Sobral, P., Martinho, G. (2024). Physical properties of microplastics affecting the aquatic biota: A review, Environmental Advances, Volume 17, 100566, https://doi.org/10.1016/j.envadv.2024.100566.

Cesar-Ribeiro, C., Rosa, H. C., Rocha, D. O., Dos Reis, C. G. B., Prado, T. S., Muniz, D. H. C.,& Palanch-Hans, M. F. (2017). Light-stick: A problem of marine pollution in Brazil. Marine pollution bulletin, 117(1-2), 118-123.

Chan, H.H.S, Not, C. (2023). Variations in the spatial distribution of expanded polystyrene marine debris: Are Asian's coastlines more affected?, Environmental Advances, Volume 11, 100342, https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100342.

Chassignet, E. P., Xu, X., & Zavala-Romero, O. (2021). Tracking Marine Litter With a Global Ocean Model: Where Does It Go? Where Does It Come From?. Frontiers in Marine Science, 8, 414.

Chen, Y., Awasthi, A.K., Wei, F., Tan, Q., Li, J. (2021). Single-use plastics: Production, usage, disposal, and adverse impacts, Science of The Total Environment, Volume 752, 141772. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141772.

Chen, C., Wang, X., Jin, Y., Yao, Y., Li, S., Liao, Z., Zhang, X., Yan, X. (2025) Simultaneous exposure to microplastics and heavy metal lead induces oxidative stress, histopathological damage, and immune dysfunction in marine mussel Mytilus coruscus, Ecotoxicology and Environmental Safety, Volume 289, 117493, https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117493.

Cormier, B., Gambardella, C., Tato, T., Perdriat, Q., Costa, E., Veclin, C., Le Bihanic, E., Grassl, B., Dubocq, F., Kärrman, A., Van Arkel, K., Lemoine, S., Lagarde, F., Morin, B., Garaventa, F., Faimali, M., Cousin, X., Bégout, M-L., Beiras, R., Cachot, J. (2021) Chemicals sorbed to environmental microplastics are toxic to early life stages of aquatic organisms. Ecotoxicology and Environmental Safety, Volume 208, 111665, https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111665.

Díaz-Mendoza, C., Mouthon-Bello, J., Pérez-Herrera, N.L. et al. (2020). Plastics and microplastics, effects on marine coastal areas: a review. Environ Sci Pollut Res 27, 39913–39922 https://doi.org/10.1007/s11356-020-10394-y

Forrest, S.A., McMahon, D., Adams, W.A., Vermaire, J.C. (2022). Change in microplastic concentration during various temporal events downstream of a combined sewage overflow and in an urban stormwater creek. Frontiers in Water, Volume 4, https://doi.org/10.3389/frwa.2022.958130

Gao, F., Li, J., Sun, C., Zhang, L., Jiang, F., Cao, W., Zheng, L. (2019) Study on the capability and characteristics of heavy metals enriched on microplastics in marine environment, Marine Pollution Bulletin, Vol 144, Pages 61-67, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.039.

Gholamhosseini, A., Banaee, M., Zeidi, A., Multisanti, C.R., Faggio, C. (2024) Individual and combined impact of microplastics and lead acetate on the freshwater shrimp (Caridina fossarum): Biochemical effects and physiological responses, Journal of Contaminant Hydrology, Volume 262, 104325, https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104325

Ghosh, G.C., Akter, S.M., Islam, R.M., Habib, A., Chakraborty, T.K., Zaman, S., Kabir, A.H.M.E., Shipin, O.V., Wahid, M.A. (2021) Microplastics contamination in commercial marine fish from the Bay of Bengal, Regional Studies in Marine Science, Volume 44, 101728, https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101728.

Gola, D., Tyagi, P.K., Arya, A., Chauhan, N., Agarwal, M., Singh, S.K., Gola, S. (2021) The impact of microplastics on marine environment: A review, Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management,Volume 16, 100552, https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100552.

Haque, F., & Fan, C. (2023). Microplastics in the Marine Environment: A Review of Their Sources, Formation, Fate, and Ecotoxicological Impact. IntechOpen. https://doi.org/10.5772/intechopen.107896

Hidalgo-Serrano, M., Borrull, F., Marcé, R.M., Pocurull, E. (2022) Phthalate esters in marine ecosystems: Analytical methods, occurrence and distribution, TrAC Trends in Analytical Chemistry, Volume 151, 116598, https://doi.org/10.1016/j.trac.2022.116598.

Holmes, L.A., Thompson, R.C., Turner, A. (2020) In vitro avian bioaccessibility of metals adsorbed to microplastic pellets, Environmental Pollution, Volume 261, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114107.

Islam, M.S., Islam, A.R.M.T., Ismail, Z., Ahmed, M.K., Ali, M.M., Kabir, M.H., Ibrahim, K.A., Al-Qthanin, R.N., Idris, A.M. (2023) Effects of microplastic and heavy metals on coral reefs: A new window for analytical research. Heliyon, Vol 9, https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e22692

Jarf, M.P., Kamali, A., Khara, H., Pourang, N., Shekarabi, S.P.H. (2024) Microplastic pollution and heavy metal risk assessment in Perca fluviatilis from Anzali wetland: Implications for environmental health and human consumption, Science of The Total Environment, Volume 907, 167978, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167978.

Jinhui, S., Sudong, X., Yan, N., Xia, P., Jiahao, Q., Yongjian, X. (2019) Effects of microplastics and attached heavy metals on growth, immunity, and heavy metal accumulation in the yellow seahorse, Hippocampus kuda Bleeker, Marine Pollution Bulletin, Volume 149, 110510, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110510.

Jolaosho, T.L., Rasaq, M.F., Omotoye, E.V., Araomo, O.V., Adekoya, O.S., Abolaji, O.Y., Hungbo, J.J. (2025) Microplastics in freshwater and marine ecosystems: Occurrence, characterization, sources, distribution dynamics, fate, transport processes, potential mitigation strategies, and policy interventions, Ecotoxicology and Environmental Safety, Volume 294, 118036, https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118036

Koelmans, A.A., Bakir, A., Burton, G.A., Janssen, C.R. (2016) Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. Environmental Science & Technology 50 (7), 3315-3326. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069

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, Volume 215,Pages 331-339, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.006

Li, J., Zhang, K., & Zhang, H. (2018). Adsorption of antibiotics on microplastics. Environmental Pollution, 237, 460-467.

Liu[a], J., Liu, H., He, D., Zhang, T., Qu, J., Lv, Y., Zhang, Y. (2022). Comprehensive Effects of Temperature, Salinity, and Current Velocity on the Microplastic Abundance in Offshore Area. Polish Journal of Environmental Studies, 31(2), 1727-1736. https://doi.org/10.15244/pjoes/142389

Liu[b], S., Huang, J.H., Zhang, W., Shi, L.X., Yi, K.X., Yu, H.B., Zhang, C.Y., Li, S.Z., Li, J.N. (2022) Microplastics as a vehicle of heavy metals in aquatic environments: A review of adsorption factors, mechanisms, and biological effects, Journal of Environmental Management, Volume 302, Part A, 113995, https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113995.

MacLeod, M., Arp, H. P. H., Tekman, M. B., & Jahnke, A. (2021). The global threat from plastic pollution. Science, 373(6550), 61-65 https://doi.org/10.1126/science.abg5433

Maršić-Lučić, J., Lušić, J., Tutman, P., Varezić, D.B., Šiljić, J., Pribudić, J. (2018) Levels of trace metals on microplastic particles in beach sediments of the island of Vis, Adriatic Sea, Croatia, Marine Pollution Bulletin, Volume 137, Pages 231-236, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.027.

Mascarenhas, R., Santos, R., & Zeppelini, D. (2004). Plastic debris ingestion by sea turtle in Paraıba, Brazil. Marine pollution bulletin, 49(4), 354-355.

Mendrik, F., Fernández, R., Hackney, C.R. et al. (2023). Non-buoyant microplastic settling velocity varies with biofilm growth and ambient water salinity. Commun Earth Environ 4, 3 0. https://doi.org/10.1038/s43247-023-00690-z

Montagner, C.C., Dias, M.A., Paiva, E.M. & Vidal, C. (2021) Microplásticos: Ocorrência Ambiental e Desafios Analíticos. Química Nova [online]. 2021, v. 44, n. 10, pp. 1328-1352. Epub 20 Dez 2021. ISSN 1678-7064. https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791.

Morales-Caselles, C., Viejo, J., Martí, E., González-Fernández, D., Pragnell-Raasch, H., González-Gordillo, J. I., Cózar, A. (2021). An inshore–offshore sorting system revealed from global classification of ocean litter. Nature Sustainability, 4(6), 484-493

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.

Naveira, C., Rodrigues, N., Santos, F.S., Santos, L.N., Neves, R.A.F. (2021) Acute toxicity of Bisphenol A (BPA) to tropical marine and estuarine species from different trophic groups, Environmental Pollution, Volume 268, Part B, 115911, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115911.

Neves,R.A.F., Miralha, A., Guimarães, T.B., Sorrentino, R., Calderari, M.R.C.M. Santos, L.N. (2023) Phthalates contamination in the coastal and marine sediments of Rio de Janeiro, Brazil, Marine Pollution Bulletin, Volume 190, 114819, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114819.

ONU (2023). Turning off the Tap: How the world can end plastic pollution and create a circular economy. Organização das Nações Unidas, s.d. Disponível em: https://digitallibrary.un.org/record/4011101?v=pdf

Onyena, A.P.; Aniche, D.C.; Ogbolu, B.O.; Rakib, M.R.J.; Uddin, J.; Walker, T.R. Governance Strategies for Mitigating Microplastic Pollution in the Marine Environment: A Review. Microplastics 2022, 1, 15–46. https://doi.org/10.3390/microplastics1010003

Perumal, K., Muthuramalingam, S. (2022) Global sources, abundance, size, and distribution of microplastics in marine sediments - A critical review, Estuarine, Coastal and Shelf Science, Volume 264, 107702, https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107702.

Pittura, L., Avio, C.G., Giuliani, M.E., d'Errico, G., Keiter, S.H., Cormier, B., Gorbi, S., Regoli, F. (2018) Microplastics as Vehicles of Environmental PAHs to Marine Organisms: Combined Chemical and Physical Hazards to the Mediterranean Mussels, Mytilus galloprovincialis. Front. Mar. Sci. 5:103 https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00103

Renzelli, V., Gallo, M., Morviducci, L., Marino, G., Ragni, A., Tuveri, E., Faggiano, A., Mazzilli, R., Natalicchio, A., Zatelli, M. C., Montagnani, M., Fogli, S., Giuffrida, D., Argentiero, A., Danesi, R., D'Oronzo, S., Gori, S., Franchina, T., Russo, A., Silvestris, N. (2023). Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Human Health: Effects on Metabolism, Diabetes and Cancer. Cancers, 15(17), 4237. https://doi.org/10.3390/cancers15174237

Rial, D., Bellas, J., Vidal-Liñán, L., Santos-Echeandía, J., Campillo, J.A., León, V.M., Albentosa, M. (2023) Microplastics increase the toxicity of mercury, chlorpyrifos and fluoranthene to mussel and sea urchin embryos, Environmental Pollution, Vol 336, 122410, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122410

Santos, D., Perez, M., Perez, E., Cabecinha, E., Luzio, A., Félix, L., Monteiro, S.M., Bellas, J. (2022) Toxicity of microplastics and copper, alone or combined, in blackspot seabream (Pagellus bogaraveo) larvae, Environmental Toxicology and Pharmacology, Vol 91, 103835, https://doi.org/10.1016/j.etap.2022.103835

Shi, W.; Guo, H.; Wang, J.; Han, X.; Cai, W. (2022) Adverse Effects of Co-Exposure to Cd and Microplastic in Tigriopus japonicus. Int. J. Environ. Res. Public Health, 19, 13215. https://doi.org/10.3390/ijerph192013215

Singh, V., Cortes-Ramirez, J., Toms, L.-M., Sooriyagoda, T., & Karatela, S. (2022). Effects of Polybrominated Diphenyl Ethers on Hormonal and Reproductive Health in E-Waste-Exposed Population: A Systematic Review. International Journal of Environmental Research and Public Health, 19(13), 7820. https://doi.org/10.3390/ijerph19137820

Sinha, S., Singh, S., Dey, K.P. (2024). Microplastics: A Significant Threat to Freshwater Ecosystems. In: Das, A.P., Behera, I.D., Bhanja, D. (eds) Sustainable Microbial Technology for Synthetic and

Cellulosic Microfiber Bioremediation. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-62600-5_6

Song, Y.K., Hong, S.H., Eo, S., Han, G.M., Shim, W.J. (2020) Rapid Production of Micro- and Nanoplastics by Fragmentation of Expanded Polystyrene Exposed to Sunlight Environmental Science & Technology, 54 (18), 11191-11200 https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02288

Sun, Y., Wang, S., Li, J., Zhao, D., & Fan, J. (2017). Understanding consumers' intention to use plastic bags: using an extended theory of planned behaviour model. Natural Hazards, 89(3), 1327-1342.

Syberg, K., Nielsen, A., Khan, F. R., Banta, G. T., Palmqvist, A., & Jepsen, P. M. (2017). Microplastic potentiates triclosan toxicity to the marine copepod Acartia tonsa (Dana). Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A, 80(23–24), 1369–1371. https://doi.org/10.1080/15287394.2017.1385046

Tan, E., Ong, M.C., Zanuri, N.B.M. (2023) Polyethylene degradation and heavy metals leaching under realistic tropical marine climate, Marine Environmental Research, Volume 191, https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106113.

Thompson, R.C., Ylva, O., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John W.G.A., McGonigle, D. AND Russell, A.E. (2004) Lost at sea: where is all the plastic? Science, Vol 304, Issue 5672 p. 838.

Thompson, R.C., Swan, S. H., Moore, C. J., & Vom Saal, F. S. (2009). Our plastic age. The Royal Society. Volume 364Issue 1526 https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0054

Thompson, R.C. (2015). Microplastics in the Marine Environment: Sources, Consequences and Solutions. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (eds) Marine Anthropogenic Litter. pp. 185-200) Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_7

Trifuoggi, M., Pagano, G., Oral, R., Pavičić-Hamer, D., Burić, P., Kovačić, I., Siciliano, A., Toscanesi, M., Thomas, P.J., Paduano, L., Guida, M., Lyons, D.M. (2019) Microplastic-induced damage in early embryonal development of sea urchin Sphaerechinus granularis, Environmental Research, Volume 179, Part A, 108815, https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108815.

Tunali, M., Uzoefuna, E.N., Tunali, M.M., Yenigun, O. (2020) Effect of microplastics and microplastic-metal combinations on growth and chlorophyll a concentration of Chlorella vulgaris, Science of The Total Environment, Vol 743, 140479, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140479.

UNEP (2005). Regional Seas Programme, UNEP. Mediterranean Action Plan, Secretariat of the Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes, Their Disposal, UNEP/GPA Coordination Office, & Intergovernmental Oceanographic Commission. (2005). Marine Litter: An Analytical Overview.

Vieira, K.S., Neto, J.A.B., Crapez, M.A.C., Gaylarde, C., Pierri, B.S., Saldaña-Serrano, M., Bainy, A.C.D., 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, Volume 166, 112225, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112225

Xiao, B., Wang, J., Liao, B., et al. (2022) Combined effects of copper and microplastics on physiological parameters of Tubastrea aurea corals. Environ Sci Pollut Res 29, 14393–14399 https://doi.org/10.1007/s11356-021-16665-6

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, Volume 703, 134699, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134699.

Zeng, Q., Yang, Q., Chai, Y., Wei, W., Luo, M., Li, W. (2023) Polystyrene microplastics enhanced copper-induced acute immunotoxicity in red swamp crayfish (Procambarus clarkii),

Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol 249, 114432, https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114432

Zhang, C., Ye, L., Wang, C. et al. Toxic Effect of Combined Exposure of Microplastics and Copper on Goldfish (Carassius auratus): Insight from Oxidative Stress, Inflammation, Apoptosis and Autophagy in Hepatopancreas and Intestine. Bull Environ Contam Toxicol 109, 1029–1036 (2022). https://doi.org/10.1007/s00128-022-03585-5

Zhao, S. ,Liu, R., Wang, J., L, S., Zhang, B., Dong, C. et al. (2023) Biodegradation of polyethylene terephthalate (PET) by diverse marine bacteria in deep-sea sediments. Environmental Microbiology, 25(12),2719–2731. https://doi.org/10.1111/1462-2920.16460

Zhou, L., Li, J., Zhao, C., Yin, J., Ding, J., Cao, W., Fan, W. (2025) Overview of monitoring methods and environmental distribution: Microplastics in the Indian Ocean, Marine Pollution Bulletin, Volume 214, 117715, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117715.

Zhu, G., Yue, K., Ni, X., Yuan, C., Wu, F. (2023) The types of microplastics, heavy metals, and adsorption environments control the microplastic adsorption capacity of heavy metals. Environ Sci Pollut Res 30, 80807–80816. https://doi.org/10.1007/s11356-023-28131-6

Zink, L., Pyle, G.G. (2023) A proposed reporting framework for microplastic-metal mixtures research, with emphasis on environmental considerations known to influence metals. Ecotoxicology 32, 273–280, https://doi.org/10.1007/s10646-023-02634-x

3 AVALIAÇÃO DA PRESENÇA DE MICROPLÁSTICO NA BAÍA E ESTUÁRIO DE SANTOS-SP

3.1 INTRODUÇÃO

Um dos ecossistemas mais complexos da costa brasileira é o Estuário de Santos, localizado na Região Metropolitana da Baixada Santista, no litoral sul do estado de São Paulo, formado pela Baía de Santos e um complexo de rios e canais margeados por uma extensa área de mangue. Inserido entre o mar e o mangue nessa região, está o maior porto da América Latina, o Porto de Santos. A dragagem frequente e o tráfego permanente de embarcações são responsáveis pela ressuspensão do material de fundo, e com isso, a região apresenta uma situação crítica de degradação ambiental, sofrendo interferência antrópica, por meio da emissão de poluentes efetuada por um grande número de indústrias, pelo terminal portuário e por aglomerados urbanos, constituídos principalmente pelas cidades de Santos, São Vicente, Guarujá e Cubatão. A emissão de poluentes sobre o mesmo ambiente por décadas tem efeito cumulativo, influenciando as características físicas e químicas do local (Abessa *et al.*, 2005; Gimiliani *et al.*, 2020; Braga & Ricardo, 2021; Parra *et al.*, 2025).

A cidade de Santos dispõe de boa infraestrutura urbana, contando com cerca de 95% da sua população sendo atendida pela rede de abastecimento de água e coleta de esgoto (IBGE, 2022). Grande parte do esgoto coletado é lançado no mar pelo emissário submarino de Santos, localizado na praia do José Menino. Esse emissário tem capacidade para captar esgotos de uma população de no máximo, 1.322.100 pessoas, com vazão máxima de 7.267 L/s e encontra-se a uma profundidade de aproximadamente 10 m, com uma extensão de 4,5 Km para dentro do mar (CETESB, 2006; Amaral *et al.*, 2023). Além da poluição orgânica e das questões relacionadas à balneabilidade das praias, o emissário submarino também é uma fonte de lançamento de microplástico para a Baia de Santos.

Em estudo com efluentes de plantas de tratamento de esgoto, foram observadas a presença de polietileno (PE), poliestireno (PS), polipropileno (PP) e tereftalato de polietileno (PET), na forma de fragmentos, fibras ou grânulos. Observou-se que o tratamento preliminar não é capaz de remover mais do que 58% dos microplásticos, enquanto as plantas que aplicaram um tratamento secundário, com lodo ativado obtiveram eficácia na remoção de microplásticos entre 90% e 96,9% (Hernandez-Fernandez *et al.*, 2022).

O emissário de Santos é formado por uma estação de pré-condicionamento (EPC) de esgoto, com remoção de particulas sólidas flutuantes e sedimentáveis de até 1,5 mm de tamanho. Após o peneiramento, o efluente passa por um processo de cloração para eliminação de patógenos (CETESB, 2006). Dessa forma, na Baía de Santos, partículas menores que 1,5 mm seguem para o mar e podem ser dispersas por meio da dinâmica local.

Franco *et al.*, (2021) encontrou 17 tipos de polímeros em efluentes de plantas de tratamento de esgoto, da cidade de Cádiz, sendo o PVC, o PE, o EAA (ácido etileno acrílico) e o HDPE os mais encontrados. Os autores compararam o sistema de tratamento urbano com o de uma indústria de construção e reparação de navios, e observaram que o efluente industrial, apesar de mostrar alta taxa de remoção do microplástico (>90%) apresentou maior quantidade de microplástico, quando comparado com o efluente urbano.

Em estudo de Parra *et al.*, (2025), analisando sedimentos coletados ao longo do estuário de Santo e São Vicente, os autores observaram que os microplásticos são mais encontrados nas regiões de baixa hidrodinâmica que facilitam o processo de deposição dessas partículas no assoalho marinho. Além disso, as áreas de coletas próximas às regiões mais adensadas, apresentaram maior quantidade de microplástico. A presença de outros contaminantes associados às partículas plásticas encontradas, como pigmentos, herbicidas e aditivos, indica que existem várias fontes de origem de microplástico na região.

Em regiões estuarinas sujeitas à intensa atividade antrópica, como o estuário de Santos, é especialmente relevante considerar não apenas a presença de microplásticos, mas também sua potencial associação com outros poluentes, como os metais pesados, os poluentes orgânicos persistentes, biocidas anti-incrustantes, entre outros, os quais podem ser transportados ou adsorvidos por partículas plásticas, contribuindo para a complexidade da contaminação ambiental.

Assim, com o intuito de entender a contribuição das diferentes fontes de microplástico no Sistema Estuário e Baia de Santos, as hipóteses do presente trabalho são: (i) os microplásticos estão presentes nas águas do sistema Estuário e Baía de Santos em concentrações detectáveis e com características físico-químicas compatíveis com fontes urbanas e portuárias; (ii) o emissário submarino contribui com grande parte do microplástico presente na coluna d'água na região da Baia de Santos; (ii) a região da

desembocadura do canal estuarino de Santos também deve apresentar concentrações elevadas de microplástico.

3.2 OBJETIVOS

3.2.1 Objetivo geral

O objetivo principal deste estudo é caracterizar o microplástico encontrado na coluna d'água no sistema Estuário e Baía de Santos, buscando compreender como a dinâmica oceanográfica influencia a sua dispersão e identificar as principais fontes de contribuição de microplástico na região.

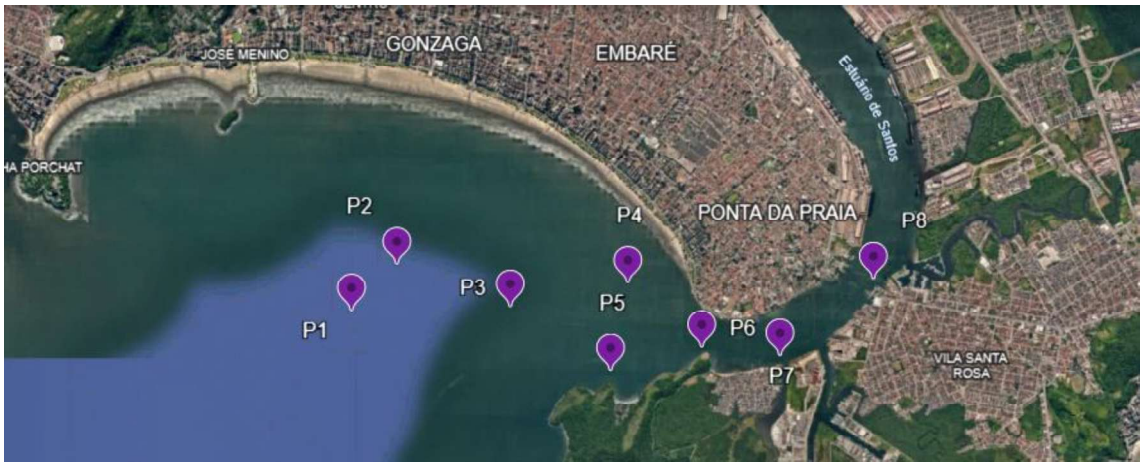
3.2.2 Objetivos específicos

1. Identificar a abundância, formato e cor do microplástico encontrado na água da Baía de Santos em coletas periódicas;
2. Caracterizar as principais fontes de contaminação por microplástico: efeitos da urbanização, o emissário submarino, a proximidade com indústrias, o porto, entre outros.
3. Criar um modelo conceitual de dispersão de microplástico na Baía de Santos.

3.3 MATERIAIS E MÉTODOS

A fim de avaliar, primeiramente, a distribuição do microplástico na região de Santos, o presente estudo realizou 4 amostragens em oito pontos de coleta (P1 – P8) ao longo da Baía de Santos e canal do porto (Figura 3.1).

Figura 3.1 - Distribuição dos pontos de coleta (P1 – P8) no complexo estuarino de Santos.



Fonte: Google Earth

A metodologia de amostragem seguiu os procedimentos descritos em Lippiatt *et al.* (2013). As amostras de microplástico foram obtidas por meio de arrastos horizontais com tempo de navegação padronizado e com a velocidade média de deslocamento sendo mantida aproximadamente constante, realizados na superfície da água, em duplicata. Foi utilizada uma rede de plâncton com abertura de malha de 0,3 mm, diâmetro de 0,65 m e 1 m de comprimento. A malha de 0,3 da rede utilizada define o limite inferior de detecção dos microplásticos analisados. Após a realização dos arrastos, o material retido na malha da rede de plâncton foi armazenado em recipientes próprios e congelados para posterior análise em laboratório. O congelamento das amostras garantiu que o crescimento de microrganismos e algas não continuasse a ocorrer, preservando as características principais das amostras.

Devido à indisponibilidade dos registros do fluxômetro durante as campanhas de amostragem, o volume de água filtrado foi estimado a partir da velocidade média de deslocamento da embarcação durante cada arrasto, considerando o tempo efetivo de amostragem e a área de abertura da rede. A velocidade da embarcação foi mantida aproximadamente constante entre as coletas, de modo a garantir a padronização do esforço amostral e permitir a comparação entre os pontos e campanhas.

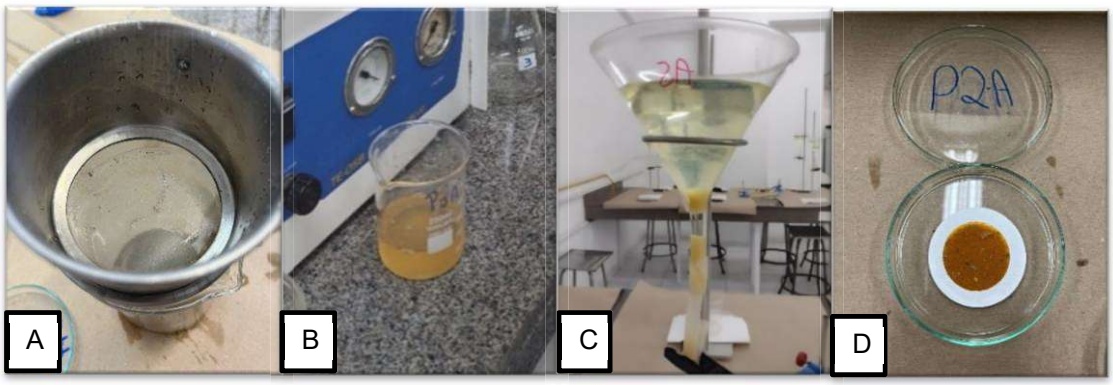
3.3.1 Quantificação e classificação dos microplásticos quanto ao formato e cor

No laboratório, as amostras foram processadas segundo Masura *et al.*, (2015), passando o volume filtrado pela rede de plâncton, em peneira com malha de 5 mm para a retirada de sólidos maior que 5 mm. Após, as amostras foram colocadas em béqueres e levadas à estufa a 90° C para evaporação da água. Posteriormente, as amostras foram submetidas à digestão utilizando peróxido de hidrogênio 30% e catalisador sulfato ferroso (FeSO4) em solução, sob aquecimento a 75° C, a fim de degradar a matéria orgânica presente. Em algumas amostras, esse procedimento foi repetido mais de uma vez para a retirada da matéria orgânica presente. As amostras secas foram levadas a um decantador para a separação do microplástico de sólidos sedimentáveis que podem estar presentes. Os sólidos sedimentáveis foram retirados. Após a retirada de possíveis interferente, a amostra foi filtrada em filtro de 0,45µm (Figura 3.2). Cada filtro, acondicionado em placa de Petri de vidro, foi mantido por 24h a temperatura ambiente para secar (Figura 3.3). As partículas retidas foram inspecionadas e separadas visualmente em um estereomicroscópio Zeiss. O material separado foi colocado em frascos de vidro para

posterior análise da composição química das partículas plásticas. Todos os procedimentos foram realizados tendo o cuidado de não permitir que as amostras sofressem contaminações externas, com uso de avental de algodão, foram evitados os usos de luvas descartáveis e todos os materiais para a análise foram não plásticos. Além disso, o ambiente do laboratório foi controlado, evitando a utilização de ar-condicionado ou qualquer outro tipo de ventilação que pudesse comprometer a integridade das amostras. Para garantir a não contaminação, em todas as análises os procedimentos analíticos foram repetidos para uma amostra considerada como branco de análise, feita com água deionizada.

A abundância de microplásticos foi calculada para cada ponto de coleta com base no número de partículas quantificadas e no volume de água filtrado, sendo expressa em partículas por metro cúbico (part. m^{-3}).

Figura 3.2 - Etapas do processo de preparação das amostras para análise de microplásticos. (A) Peneiração das amostras; (B) Digestão química com peróxido e ferro; (C) Decantação da solução tratada; (D) Filtração final para retenção dos microplásticos.



Fonte: Foto de arquivo

Figura 3.3 - Material filtrado dos 8 pontos de coleta, totalizando as 16 amostras identificadas numericamente, com ida (A) e a volta da coleta no mesmo ponto (B).



Fonte: Foto de arquivo

Após essa etapa de classificação visual e separação das partículas plásticas, os materiais foram analisados por Espectroscopia de infravermelho com transformador de Fourier/refletância total atenuada. Espectros ATR-FTIR foram recolhidos por espectrômetro termoelétrico (Macali *et al*., 2018).

A abundância de microplásticos foi comparada entre os pontos de amostragem e as campanhas de coleta por meio de análise de variância bifatorial (ANOVA two-way), considerando ambos os fatores, pontos e campanha de coleta, como efeitos fixos. A normalidade dos resíduos do modelo foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk, enquanto a homogeneidade das variâncias foi verificada pelo teste de Levene. Quando observadas diferenças significativas, as médias foram comparadas por meio do teste de comparações múltiplas de Tukey. As análises estatísticas foram realizadas nos programas GraphPad Prism 5.0, adotando-se nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Embora os dados brutos não tenham apresentado distribuição normal, os resíduos do modelo atenderam ao pressuposto de normalidade. Além disso, o delineamento experimental balanceado contribuiu para a robustez da análise de variância empregada.

3.3.2 Estudo de dispersão das partículas plásticas na Baía de Santos.

Para a construção de um modelo de dispersão espacial de microplásticos (MP) na Baía de Santos (SP), a partir de campanhas de arrasto de superfície, foram produzidos três produtos complementares: (i) superfícies de concentração por campanha e por estação do ano, obtidas por interpolação espacial restrita ao contorno de terra; (ii) um modelo preditivo da concentração em função da estação, da distância ao emissário submarino de Santos e da distância à linha de costa; e (iii) camadas georreferenciadas prontas para uso em ArcGIS. A variável modelada foi a concentração de MP em partículas por metro cúbico (part. m^{-3}).

A área amostral compreendeu oito estações (P1 – P8), cada uma composta por duas réplicas (A e B), distribuídas ao longo do eixo interno da Baía de Santos, entre o setor estuarino (oeste- Estuário de São Vicente) e a entrada do Canal de Santos (leste – Estuário de Santos). Para cada estação foi definida uma posição única, correspondente ao ponto médio dos arrastos (média das coordenadas inicial e final das réplicas A e B), e uma única concentração de microplásticos, calculada a partir da combinação das réplicas (contagem total dividida pelo volume de água filtrado).

Inicialmente, as coordenadas foram convertidas para graus decimais no sistema geodésico WGS84 (EPSG:4326), considerando latitude sul e longitude oeste como valores negativos. Em seguida, foi calculado o ponto médio de cada arrasto e realizada a agregação das réplicas A e B para obtenção de uma concentração única por estação. Para as análises sazonais, calculou-se a concentração média das campanhas pertencentes à mesma estação do ano, sendo o inverno representado pelas campanhas de julho de 2023 e agosto de 2024. Posteriormente, os dados foram reprojetados para o sistema SIRGAS 2000 / UTM zona 23S (EPSG:31983), garantindo compatibilidade com a cartografia oficial brasileira.

O contorno terrestre utilizado no modelo foi obtido a partir da base cartográfica GSHHG (Global Self-consistent, Hierarchical, High-resolution Geography) em resolução completa, que resolve corretamente a geometria da baía: o continente (Santos/São Vicente), a Ilha de Santo Amaro (Guarujá) e o Canal de Santos. Esse contorno foi incorporado ao processo de interpolação, calculada apenas sobre células de água (as células em terra recebem valor nulo de dados - NODATA), eliminando o efeito de borda (extrapolação sobre o continente).

As superfícies de concentração foram geradas individualmente para cada campanha e, posteriormente, para cada estação do ano, utilizando o método de ponderação pelo inverso da distância (*Inverse Distance Weighting* – IDW), com expoente de potência igual a 2. As distâncias foram calculadas em metros, em projeção métrica local, garantindo a correta ponderação espacial na escala da baía. As superfícies foram restritas à interseção entre a envoltória da área amostrada e o domínio aquático, definido pelo contorno terrestre da base GSHHG. A mesma escala de cores (0 – 7 part. m^{-3}) foi aplicada a todos os mapas, permitindo a comparação direta entre campanhas e estações do ano. A interpolação foi realizada apenas dentro da área efetivamente amostrada, não sendo extrapolados valores para regiões externas ao domínio de interpolação.

Como variáveis explicativas do gradiente espacial de contaminação, foram derivadas duas covariáveis geométricas: a distância de cada estação ao difusor do emissário submarino de Santos (fonte pontual de efluente) e a distância à linha de costa. A estação do ano foi incluída como fator categórico (referência: Inverno).

Foi ajustado um modelo de regressão linear sobre a concentração transformada, log(1+MP), em função de: distância ao emissário (km), distância à costa (km) e estação

do ano. A validação foi feita por LOO (*leave-one-out*). Um modelo Random Forest foi ajustado como verificação não linear independente, igualmente validado por LOO.

O desempenho dos modelos foi avaliado por validação cruzada do tipo LOO (*leave-one-out*), utilizando-se o coeficiente de determinação (R^2) e a raiz do erro quadrático médio (RMSE) como métricas de desempenho. As superfícies preditas foram posteriormente comparadas às superfícies obtidas por interpolação espacial, permitindo avaliar a capacidade do modelo em reproduzir os padrões espaciais observados.

Para compreender de forma mecanicista as rotas de transporte e as zonas de acúmulo do microplástico na Baía de Santos, foi adotada uma abordagem Lagrangeana de rastreamento de partículas (*Lagrangian Particle Tracking*). Nessa formulação, cada partícula é tratada como um traçador individual, cuja posição é atualizada ao longo do tempo em função do campo de correntes e da difusão turbulenta. Enquanto a interpolação espacial descrita anteriormente representa a concentração observada em um referencial euleriano fixo, o modelo Lagrangeano acompanha o deslocamento das partículas em um referencial que se move com o escoamento, permitindo reconstruir trajetórias, tempos de residência e regiões preferenciais de retenção a partir das fontes de emissão (Gorman et al., 2020).

O deslocamento de cada partícula foi descrito pela equação de advecção–difusão, na qual a nova posição resulta da soma de uma componente determinística, associada à advecção pelo campo de velocidades, e de uma componente estocástica, que representa a difusão turbulenta por meio de um passeio aleatório (*random walk*):

$$X(t + \Delta t) = X(t) + u(x, t) \cdot \Delta t + R \cdot \sqrt{(2 \cdot K_h \cdot \Delta t)},$$

em que X é a posição da partícula, u(x, t) o vetor de velocidade horizontal no ponto e instante considerados, Δt o passo de tempo de integração, K_h o coeficiente de difusão turbulenta horizontal e R um número aleatório de média nula e variância unitária, sorteado a cada passo de tempo. As partículas foram tratadas como flutuantes e restritas à camada superficial, em coerência com o método de amostragem por arrastos de superfície, no qual predominam polímeros de baixa densidade (PE, PP e PS) que tendem a permanecer próximos à interface ar–água.

O campo hidrodinâmico que forçou o transporte foi obtido a partir da modelagem numérica da circulação da Baía de Santos, que reproduz a resposta do sistema às principais forçantes locais, a maré, o vento e a descarga continental do sistema estuarino,

previamente calibrada e validada para a região (Harari et al., 2013). A geometria do domínio seguiu o mesmo contorno terrestre de alta resolução (GSHHG) empregado nas superfícies de interpolação, garantindo consistência entre as duas abordagens e o correto fechamento das margens continentais, da Ilha de Santo Amaro e do Canal de Santos.

As partículas foram liberadas continuamente a partir das duas fontes potenciais definidas nas hipóteses do estudo: o difusor do emissário submarino de Santos, tratado como fonte pontual, e a desembocadura do canal estuarino, associada ao aporte continental. Para cada fonte estabeleceu-se uma taxa de emissão constante, e o conjunto de partículas foi integrado ao longo de sucessivos ciclos de maré, de modo a capturar tanto o transporte residual quanto a variabilidade intramareal. Os cenários foram avaliados sob diferentes condições de vento e de descarga, representativas dos períodos amostrados, relacionando os padrões de dispersão às estações do ano (Gorman et al., 2020; Sousa et al., 2021).

Como produto do modelo, as trajetórias individuais foram agregadas em mapas de densidade de partículas, que expressam as regiões de ocupação e de acúmulo preferencial na baía. Essas superfícies foram comparadas qualitativamente às concentrações observadas e às superfícies interpoladas por IDW, permitindo avaliar em que medida os padrões espaciais de contaminação podem ser explicados pela circulação local e pela posição das fontes emissoras. Dessa forma, a abordagem Lagrangeana complementa o modelo estatístico-descritivo e fornece a base mecanicista para o modelo conceitual de dispersão de microplástico proposto para a Baía de Santos.

Todo o processamento foi realizado em Python 3 com bibliotecas de código aberto: NumPy e SciPy (cálculo e geometria), scikit-learn (regressão linear, Random Forest e validação leave-one-out), Matplotlib e Basemap/GSHHG (cartografia e linha de costa) e pyproj (reprojeção UTM). Sistemas de referência: WGS84 (EPSG:4326) e SIRGAS 2000 / UTM 23S (EPSG:31983). Os parâmetros do IDW (potência = 2) e do modelo (transformação log, validação LOO) estão fixados, permitindo replicação exata.

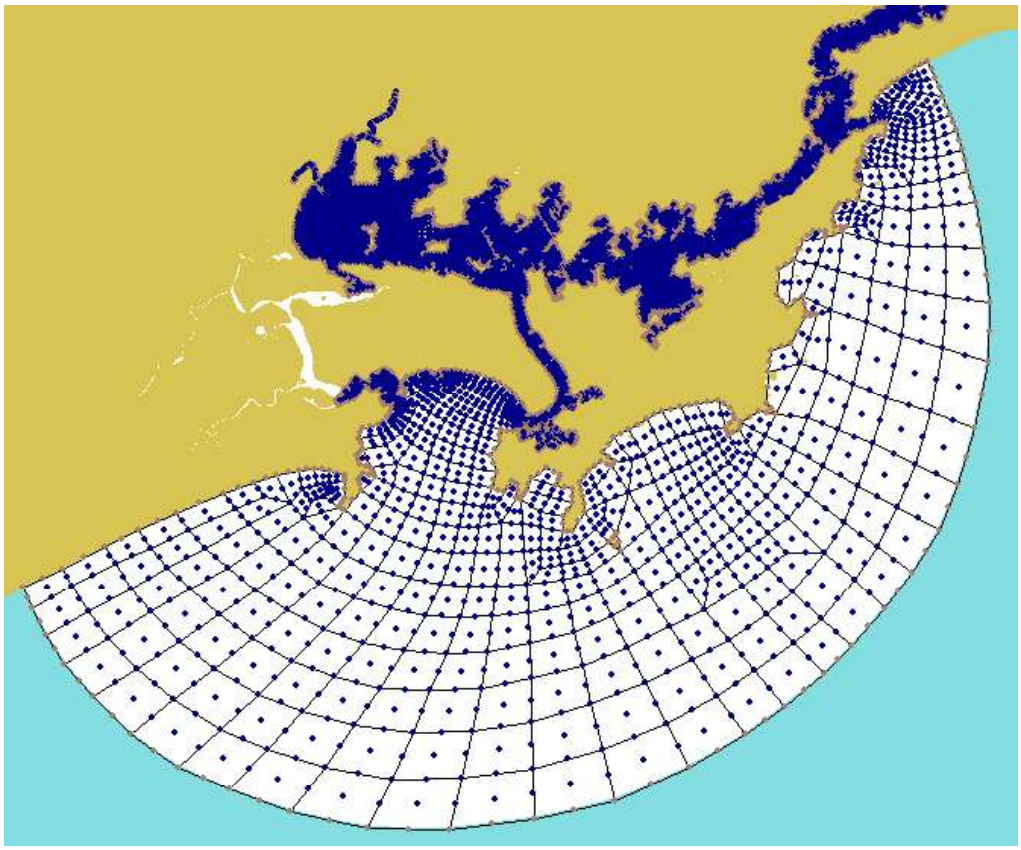
3.3.3 Retrotrajetória Lagrangiana para Identificação de Fontes de Lixo Marinho

A retrotrajetória (*backtracking*) Lagrangiana consiste na integração de trajetórias de partículas virtuais em sentido inverso ao tempo, a partir de um campo de velocidades hidrodinâmico previamente calculado. Ao contrário do rastreamento Lagrangiano convencional, que projeta a posição futura de uma partícula a partir de uma fonte

conhecida, o *backtracking* parte de um ponto de observação (por exemplo, um local de acúmulo de lixo em praia) e reconstrói as trajetórias possíveis que levaram até ali, permitindo inferir prováveis regiões de origem. A análise Lagrangiana integra grandes conjuntos de partículas virtuais dentro de campos de velocidade tridimensionais e variáveis no tempo, abordagem amplamente empregada para analisar saídas de modelos de circulação oceânica (van Sebille et al., 2018, Núñez et al., 2019).

O campo de velocidades utilizado como forçante do *backtracking* é gerado pelo SISBAHIA (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental), desenvolvido na COPPE/UFRJ. O modelo resolve as equações de conservação de momento em 3D para águas rasas e as equações de conservação de massa, para um escoamento incompressível com densidade homogênea, utilizando discretização por elementos finitos (Rosman, 2015). Esse sistema tem sido aplicado em diversos estudos de circulação e transporte em baías e estuários brasileiros, incluindo o presente estudo de caso na Baía de Santos (Figura 3.4).

Figura 3.4 - Grade de discretização espacial utilizada nas simulações hidrodinâmicas, abrangendo a Baía de Santos e o sistema estuarino adjacente. Grade oriunda do projeto Baías do Brasil (https://www.baiasdobrasil.coppe.ufrj.br/).



Fonte: https://www.baiasdobrasil.coppe.ufrj.br/

As simulações foram realizadas para dois períodos, março de 2023 e março de 2024, com base na grade apresentada na Fig. 3.4, oriunda do projeto Baías do Brasil (https://www.baiasdobrasil.coppe.ufrj.br/). A coleta de março de 2023 foi feita de forma preliminar e contou como uma coleta piloto para a determinação do método de coleta e análise. A partir dessa coleta piloto ficou estabelecido o tempo de navegação e a realização de coleta em duplicata para cada ponto. O campo de velocidades foi simulado e calibrado para as duas condições a partir de observações meteorológicas, de vento e de maré, obtidas junto à estação da Praticagem de Santos. A calibração das constantes harmônicas de maré (M2, S2, O1, K1, K2, Q1, N2, M3) resultou em RMSE de 0,0759, ICM de 80,13% e ICE de 99,22% para o período de março de 2024. Além da maré, o modelo foi forçado por vazões fluviais de sete tributários (Piaçabuçu, Boturoca, Cubatão, Mogi, Quilombo, Jurubatuba e Itapanhaú), com valores distintos para as condições de inverno e verão, e por dados de vento e precipitação obtidos na estação meteorológica de Bertioga. A corrente residual imposta na fronteira aberta foi derivada de dados de reanálise HYCOM (componentes U e V), seguindo a metodologia do Nível Médio Diferencial descrita na referência técnica do SisBaHiA. A simulação de março de 2023 reaproveitou as constantes harmônicas calibradas para março de 2024, com ajuste do nível médio (0.71 m) e adaptação da condição de contorno por meio de uma série de maré amortecida e defasada, em vez de uma nova calibração independente.

A modelagem hidrodinâmica completa não fez parte do escopo desta tese, mas sim do projeto de iniciação científica do orientador, ainda em andamento. No entanto, a proposta central de utilizar o esquema Lagrangeano foi a principal contribuição para o pacote ora em construção, denominado LaBLiS (A.L.Belem, comunicação pessoal).

3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.4.1 Abundância e Características dos microplásticos

A análise revelou grande presença de matéria orgânica (MO) e sólidos suspensos na água, dificultando a separação dos microplásticos. Foi necessário ajustar o processo de degradação da MO com ácido sulfúrico. Além dos microplásticos primários e secundários, identificaram-se macroplásticos, como pedaços de sacolas plásticas, fragmentos de isopor e plásticos duros.

Os resultados quantitativos são apresentados na tabela 3.1 e na Figura 3.5, com valores médios de partículas por metro cúbico. Por conta das condições de coleta, a campanha de 01/08/2024 teve um tempo reduzido de arrasto.

Embora a utilização de um fluxômetro seja o procedimento recomendado para a determinação direta do volume filtrado em amostragens com redes de plâncton, a indisponibilidade desse equipamento durante as campanhas exigiu a adoção de um método indireto baseado na velocidade média da embarcação. Essa abordagem pode introduzir incertezas na estimativa absoluta das concentrações, uma vez que não considera pequenas variações hidrodinâmicas ao longo dos arrastos. Entretanto, como a velocidade de navegação e o protocolo de amostragem foram mantidos padronizados entre os pontos, acredita-se que essa limitação tenha afetado de forma semelhante todas as amostras, preservando a comparabilidade relativa entre elas e permitindo a identificação de padrões espaciais e temporais de distribuição dos microplásticos.

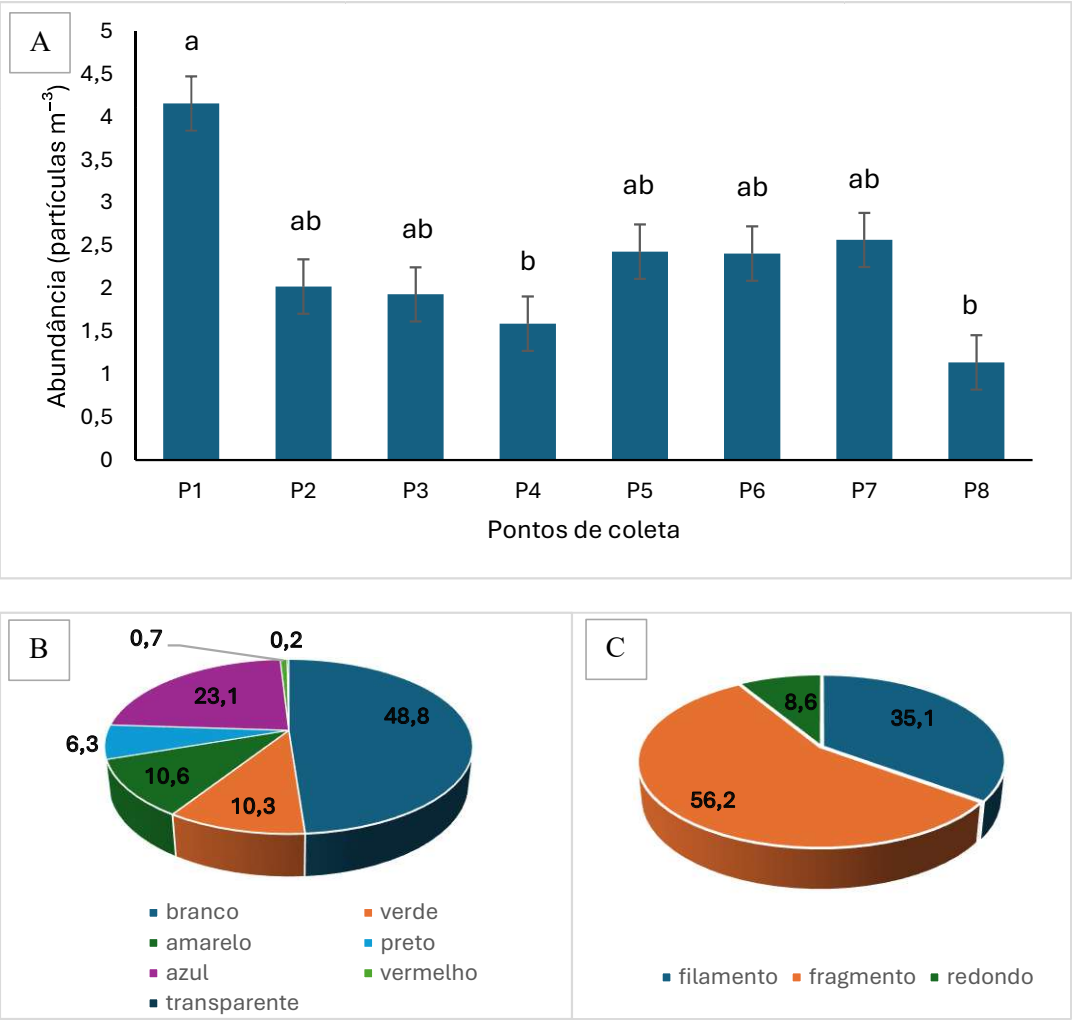
Os dados mostram que a contaminação por microplásticos na região é generalizada, com detecção de partículas plásticas em todos os 8 pontos de coleta.

Tabela 3.1 - Quantidade de partículas plásticas por metro cúbico em cada ponto de coleta nas quatro campanhas.

Ponto	coleta 1	coleta 2	coleta 3	coleta 4	Média MP (part. m^{-3})
P1	2.82	3.73	3.27	6.82	4.16
P2	2.18	2.00	1.64	2.27	2.02
P3	2.00	1.64	2.27	1.82	1.93
P4	1.45	0.91	0.82	3.18	1.59
P5	2.18	1.91	2.00	3.64	2.43
P6	2.00	1.73	0.91	5.00	2.41
P7	2.55	2.00	1.64	4.09	2.57
P8	1.36	1.18	0.64	1.36	1.14

Fonte: Autoria própria

Figura 3.5 - (A) Abundância média de microplásticos (partículas m^{-3}) nos diferentes pontos de coleta ao longo do período de monitoramento. As barras representam média ± desvio-padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os pontos.

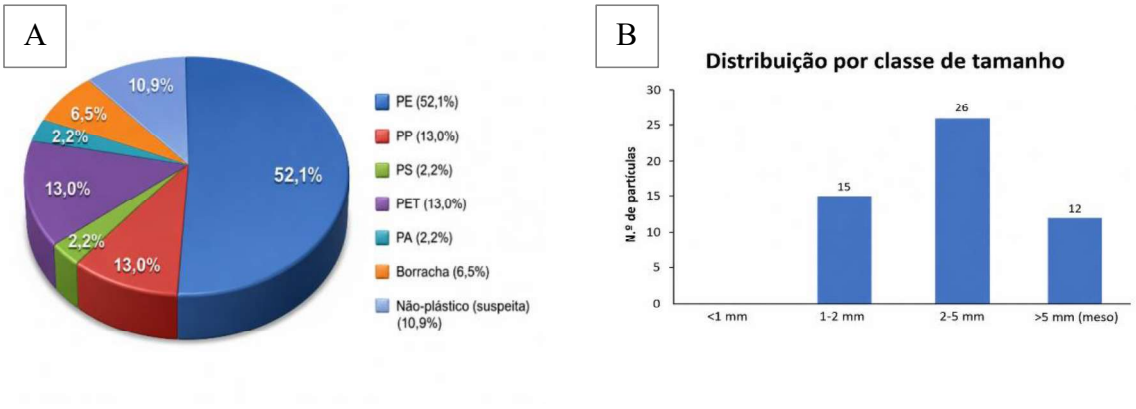


Fonte: Autoria própria

A abundância de microplásticos apresentou variação significativa tanto em escala espacial quanto temporal. Foram observadas diferenças significativas entre os pontos de coleta (ANOVA, F = 2.699; p = 0.0257), indicando heterogeneidade na distribuição dos microplásticos ao longo da área de estudo. Também foram registradas diferenças significativas entre as campanhas de amostragem (ANOVA, F = 4.812; p = 0.0071), sugerindo variações na abundância ao longo do período monitorado. Entretanto, a ausência de interação significativa entre os fatores ponto e campanha (ANOVA, F = 0.488; p = 0.9557) indica que as diferenças temporais ocorreram de maneira semelhante em todos os pontos de coleta, mantendo-se o padrão espacial de distribuição ao longo das campanhas.

A análise das partículas no ATR-FTIR mostra que a maior parte dos polímeros encontrados nos pontos amostrais são de Polietileno (52,1%), seguido de Polipropileno (13%) e Polietileno Tereftalato-PET (13%). O tamanho das partículas observadas ficou no intervalo de 1 a 5 mm, porém algumas partículas apresentaram tamanho maior do que 5 mm (figura 3.6)

Figura 3.6 - (A) Tipo de polímero encontrado nas amostras coletadas nos pontos de coleta ao longo do período de monitoramento. (B) Distribuição dos microplásticos por classe de tamanho analisados no ATR/FTIR.



Fonte: Autoria própria

O teste de comparações múltiplas de Tukey indicou que as diferenças espaciais observadas na ANOVA foram principalmente atribuídas ao ponto P1, que apresentou abundância significativamente superior à observada nos pontos P4 ($p = 0.0327$) e P8 ($p = 0.0060$). Não foram observadas diferenças significativas entre os demais pares de pontos ($p > 0.05$).

O Ponto P1 apresentou a maior concentração de microplásticos, com 4.16 partículas/m³, o que é um resultado esperado, visto que ele está localizado mais próximo do Emissário Submarino. O emissário submarino de Santos lança seu efluente a 4 km da costa, a aproximadamente 10 metros de profundidade, conforme descrito por Harari et al. (2013).

Os dados encontrados no presente estudo são semelhantes aos encontrados por outros autores. Kashiwabara et al. (2021) em estudo realizado na Baia de Monterey, California, encontrou um valor médio de microplásticos na área próxima à costa de 2.20 ± 1.72 part por m^3, em 11 pontos de coleta. Shim et al. (2018) mostra que o valor médio da concentração de microplásticos nas águas superficiais marinhas, considerando

tamanhos de malha de rede que variam de 280 a 350 μm, é de 0.96 ± 2.05 partículas por m^3.

Porém, existe uma variação bastante grande em relação à concentração de microplásticos na superfície da água do mar. Essa variação está relacionada principalmente à falta de padronização de metodologias de coleta e análises. Zhao et al. (2025), ao analisar dados de perfis de profundidade de 1885 estações de coletas, encontraram concentrações de microplásticos que variaram de 10^{-4} à 10^4 partículas por m^3.

Os emissários submarinos representam fontes pontuais críticas de microplásticos para o ambiente marinho e estuarino (Zhang et al., 2024; Jolaosho et al., 2025). Embora os processos de tratamento consigam remover entre 90% e 99% dessas partículas, o alto volume de efluente descartado diariamente resulta na liberação de poluentes, como fibras têxteis de lavagem de roupas e microesferas de produtos de higiene pessoal. Áreas situadas após os pontos de descarga costumam apresentar concentrações significativamente elevadas. A presença predominante de fibras sintéticas é frequentemente utilizada como um marcador específico para rastrear plumas de contaminação de efluentes de esgoto, confirmando que esses poluentes persistem e se dispersam por longas distâncias a partir de sua origem (Jolaosho et al., 2025).

Na área do estuário de Santos, o ponto P7, próximo a comunidade Santa Cruz dos Navegantes, apresentou uma concentração de 2.57 partículas/m^3, valor semelhante ao encontrado no ponto P6 (2.41 partículas/m^3), próximo ao Forte dos Andradas e ao ponto P5 (2.43 partículas/m^3), em frente à praia do Goes (Tabela 3.1, Figura3.5).

Os pontos P5, P6 e P7 apresentam características de ocupação humana semelhantes, com pouca infraestrutura sanitária. A concentração elevada nestes pontos pode ser um reflexo do lançamento de efluentes domésticos e descarte irregular de resíduos sólidos. Este achado não apenas mapeia o risco da poluição por MP, mas também indica uma zona de alto risco de contaminação química e orgânica, crucial para a saúde do ecossistema e para a aplicação rigorosa de regulamentos ambientais.

Em estudo realizado por Ribeiro et al. (2023) nessa mesma área, foi observado um gradiente de contaminação por resíduos sólidos na areia da praia, sendo mais elevado na praia da comunidade Santa Cruz dos Navegantes, classificado como *extremamente sujo* pelo Clean-Coast Index (CCI). A praia do Goes foi classificada como *moderada* pelo

CCI e a praia do Sangava como *limpa* por esse mesmo critério. Os autores consideram que, além da ocupação urbana nessas praias, precisa ser considerado também os efluentes estuarinos e as atividades turísticas como fontes relevantes de resíduos plasticos.

Portanto, além das questões relacionadas à falta de infraestrutura básica, a praia de Santa Cruz dos Navegantes e a praia do Goes estão situadas na área de transição entre o estuário e a baía de Santos, podendo receber microplásticos que são transportados por todo canal estuarino, tendo influência da ação da maré e do fluxo fluvial. Dessa forma, partículas liberadas no estuário médio tendem a ser exportadas para as praias da baía, onde a energia das ondas pode concentrá-las na zona de arrebentação ou depositá-las na linha de costa, podendo ser consideradas como um receptor direto desse fluxo de saída estuarino.

Embora a campanha de agosto de 2024 tenha apresentado as maiores concentrações médias de microplásticos, esses resultados devem ser interpretados considerando as particularidades do esforço amostral dessa campanha. Ainda assim, a manutenção do mesmo padrão espacial observado nas demais campanhas, com concentrações elevadas nas proximidades do emissário e um núcleo secundário na região dos pontos P5, P6 e P7, sugere que as diferenças observadas não decorrem exclusivamente do esforço de amostragem, mas refletem também processos ambientais consistentes.

A presença da maior parte dos microplásticos no formato de fragmentos (56,2%) mostra a entrada de partículas plásticas secundárias e já alteradas por ação dos agentes de intemperismo. Além disso, as partículas de cor branca fazem parte principalmente de fibras sintéticas, fragmentos de isopor e plásticos duros diversos, mostrando a heterogeneidade do material encontrado. Detalhe para os fragmentos pretos, pois a maioria está relacionada à pedaços de plásticos moles, de embalagens (sacos e sacolas).

A predominância de microplásticos brancos, seguida por partículas azuis, observada neste estudo é consistente com o padrão descrito em diversos ambientes costeiros e marinhos (Belioka and Achilias, 2023; Ribeiro et al., 2023; Zhang et al., 2024). A coloração dos microplásticos constitui um importante atributo para a caracterização morfológica, podendo fornecer indícios sobre possíveis fontes de origem, embora não permita a identificação inequívoca do material ou de sua procedência. Partículas brancas ou transparentes são frequentemente associadas à fragmentação de embalagens,

recipientes e outros produtos plásticos de uso cotidiano, além de representarem polímeros que sofreram intemperismo e fotodegradação, processos capazes de promover o desbotamento dos pigmentos originais (Zhang et al., 2024). Já partículas azuis, especialmente na forma de fibras, são frequentemente relacionadas à degradação de redes de pesca, cordas, linhas e têxteis sintéticos utilizados em vestuário, refletindo tanto atividades pesqueiras quanto o lançamento de efluentes domésticos contendo fibras provenientes da lavagem de roupas (Ribeiro et al., 2023; Bouadil et al., 2024)

Belioka e Achilias (2023) destacam que partículas azuis e verdes estão frequentemente associadas a fibras têxteis e redes de pesca, enquanto partículas de coloração branca podem representar diferentes tipos de produtos plásticos submetidos ao desgaste ambiental. Além disso, esses autores ressaltam que partículas intensamente pigmentadas são mais facilmente detectadas durante a triagem visual, ao passo que microplásticos transparentes podem ser subestimados, introduzindo viés nas estimativas de abundância. Resultados semelhantes têm sido reportados em diversos estudos de ambientes aquáticos, nos quais partículas brancas, transparentes e azuis figuram entre as cores mais frequentes, refletindo a ampla utilização desses materiais em embalagens, produtos de consumo, equipamentos de pesca e fibras sintéticas, bem como a influência dos processos de degradação física e fotoquímica sobre a coloração original dos polímeros (Bouadil et al., 2024; Zhang et al., 2024).

Enquanto os canais principais de Santos e São Vicente exibem fluxos hidrodinâmicos de maior energia direcionados pelas marés, as zonas mais internas e os setores marginais (como rios secundários, canais de palafitas e áreas de manguezal) funcionam como eficientes armadilhas de sedimentos devido à predominância de eventos de baixa energia e processos de assoreamento (Parra et al., 2025). Nessas áreas confinadas, a redução drástica da velocidade da corrente e o fenômeno de filtragem de maré favorecem a deposição física das partículas. Adicionalmente, processos biogeoquímicos típicos do gradiente de salinidade estuarino, tais como a floculação e a formação de biofilmes na superfície dos polímeros, alteram a flutuabilidade intrínseca dos microplásticos, aumentando sua densidade relativa e precipitando-os em direção ao compartimento sedimentar (Parra et al., 2025). Os manguezais presentes na região atuam, portanto, como sumidouros crônicos, retendo partículas predominantemente de menor tamanho e fibras texturais que, de outra forma, seriam exportadas para o ambiente marinho.

A porção final do sistema estuarino, caracterizada pela transição para a Baía de Santos, apresenta um comportamento hidrodinâmico marcadamente distinto do interior do estuário. Enquanto as áreas internas e confinadas favorecem a deposição sedimentar, a zona de transição funciona como um "gargalo" ou canal de fluxo concentrado. Os elevados teores de microplásticos observados na coluna d'água nessa região refletem o efeito de afunilamento de toda a carga polimérica transportada a montante (proveniente do polo industrial e das zonas residenciais adjacentes), associado à intensa urbanização direta de suas margens (Ribeiro et al., 2023).

Do ponto de vista hidrodinâmico, essa área é governada por frentes estuarinas de densidade, resultantes do encontro da água estuarina (menos salina e mais leve) com a água marinha (mais salina e densa) da baía. Essas frentes geram zonas de convergência superficial e aprisionamento hidrodinâmico na coluna d'água. Partículas com densidade próxima ou inferior à da água do mar (como polietileno e polipropileno), ou aquelas mantidas em suspensão pela forte turbulência induzida pelas correntes de maré e pelo tráfego de embarcações do canal portuário, ficam retidas nessa interface flutuante, elevando a concentração na coluna d'água antes de sua dispersão efetiva na baía (Dialectaquiz et al., 2025).

A presença desses pontos de maior concentração de microplástico na desembocadura do estuário e na área de influência do emissário submarino de Santos, formam *hotspots* importantes. De um lado a fonte direta de microplásticos do emissário submarino e de outro lado a participação de fontes de difusa de microplásticos provenientes do continente via drenagem fluvial e portuária.

Entretanto, em ambos os pontos, o fator determinante para as altas concentrações na coluna d'água é a disponibilidade contínua da fonte associada a mecanismos físicos que sustentam a partícula em suspensão. Na desembocadura do estuário, a interferência maior fica por conta do cisalhamento das correntes de maré e o fluxo de canal portuário, enquanto no emissário, a ascensão hidrodinâmica da pluma de água doce (efluente) em meio à água salgada (campo próximo) e a subsequente advecção pelas correntes residuais induzidas por ventos e ondas (Dialectaquiz et al., 2025).

3.4.2 Modelo de dispersão de microplásticos a partir do emissário submarino

Com o intuito de verificar a dinâmica das partículas plásticas na Baia e Estuário de Santos, foi realizado um modelo de dispersão espacial de microplásticos (MP) na Baía de Santos (SP), a partir de campanhas de arrasto de superfície.

Esse modelo correlaciona a concentração de microplástico com a distância do emissário submarino. Porém outras fontes de microplástico são importantes de serem consideradas nessa região, como as áreas de ocupação irregular ao longo do estuário de Santos, a forte presença de turistas nas praias, a atividade náutica relacionada às marinas da região, bem como a atividade portuária que além de contribuir com microplásticos secundários também fornece para a região microplásticos primários provenientes das atividades de importação e exportação.

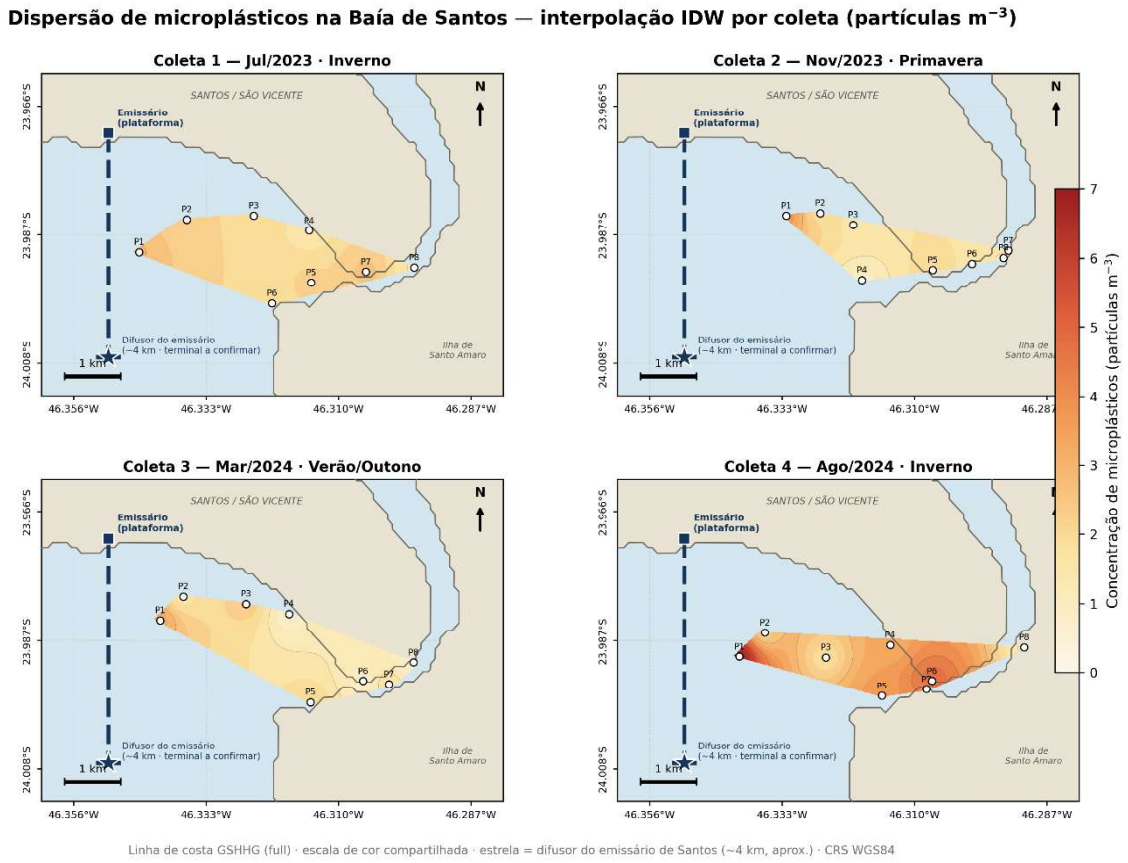
A interpolação espacial evidencia que a distribuição do microplástico na Baia de Santos é heterogênea. Embora o setor mais próximo ao emissário submarino apresente sistematicamente concentrações elevadas de microplásticos, a distribuição espacial não segue um gradiente monotônico de redução com o aumento da distância ao emissário. Em todas as campanhas observa-se a formação de um segundo núcleo de concentração na região dos pontos P5, P6 e P7, sugerindo que processos hidrodinâmicos locais e fontes costeiras secundárias também desempenham papel importante na redistribuição das partículas (Figura 3.6). Embora tenham ocorrido variações temporais na magnitude das concentrações, o padrão espacial permaneceu consistente entre as campanhas, sugerindo a atuação de fontes contínuas de aporte e de processos hidrodinâmicos relativamente estáveis na distribuição das partículas.

Na campanha de inverno de julho de 2023 observa-se um gradiente inicial de redução da concentração a partir do setor mais próximo ao emissário, seguido por um discreto aumento na porção central da área de estudo, indicando que mecanismos locais de circulação podem favorecer o acúmulo secundário de partículas.

A formação de dois núcleos de concentração de microplástico, um próximo ao emissário e outro na desembocadura do canal (pontos P5, P6 e P7), também observado pela ANOVA, mostram que o emissário provavelmente representa um aporte contínuo de partículas para a Baía de Santos e a área de transição entre o canal estuarino e a Baía de Santos pode se configurar como uma zona de retenção ou convergência de partículas,

possivelmente relacionada à geometria da baía, à circulação de maré e às fontes costeiras locais.

Figura 3.7 - Dispersão de MP por campanha (IDW), com linha de costa GSHHG e posição do emissário submarino (quadrado = plataforma; estrela = difusor, ~4 km, aproximado).

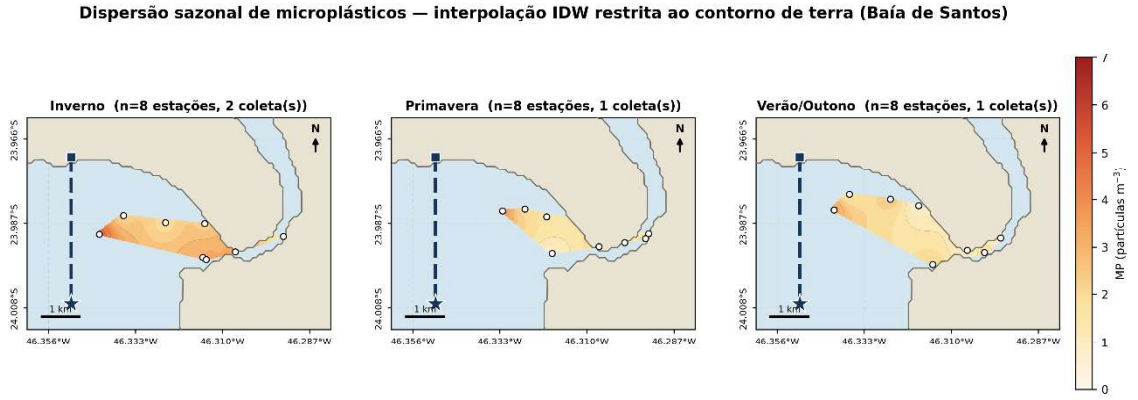


Fonte: Python

A interpolação sazonal (Figura 3.7) evidenciou que, embora a intensidade da concentração de microplásticos varie entre as estações do ano, a organização espacial da distribuição permaneceu relativamente constante. Em todas as estações observou-se maior concentração no setor oeste da área de estudo, próximo ao emissário submarino (ponto P1), acompanhada por concentrações intermediárias na região dos pontos P5, P6 e P7, e menores valores próximos aos pontos P4 e P8. A persistência desse padrão espacial sugere que os processos responsáveis pelo transporte e retenção dos microplásticos apresentam comportamento relativamente estável ao longo do ano, indicando que a geometria da baía, as características hidrodinâmicas locais e a influência de fontes contínuas de aporte exercem papel mais importante na definição das áreas de acúmulo do que as diferenças entre os períodos amostrais.

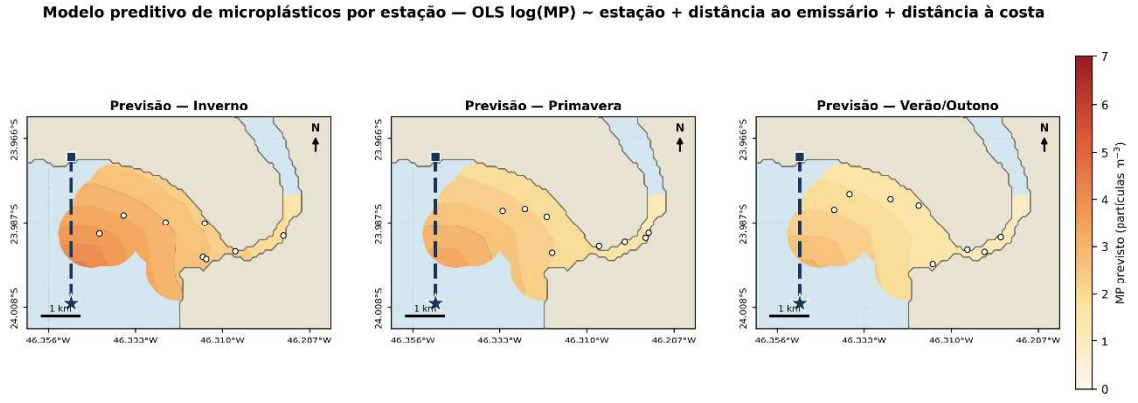
O modelo de regressão linear (OLS) (Figura 3.8), considerando como variáveis explicativas a estação do ano, a distância ao emissário submarino e a distância à linha de costa, reproduziu o principal gradiente espacial observado na interpolação, prevendo maiores concentrações no setor oeste da área de estudo e redução progressiva em direção ao canal de acesso ao estuário. Embora o modelo baseado na distância ao emissário, distância à costa e estação do ano tenha reproduzido adequadamente o gradiente principal de concentração, ele não representou integralmente os núcleos secundários observados nas proximidades dos pontos P5, P6 e P7. Esse resultado sugere que a distribuição dos microplásticos não depende exclusivamente da proximidade das fontes de aporte, mas também de processos hidrodinâmicos locais e de características geomorfológicas capazes de favorecer a retenção e redistribuição das partículas.

Figura 3.8 - Dispersão sazonal de MP (IDW) restrita ao contorno de terra. O Inverno agrega duas campanhas.



Fonte: Python

Figura 3.9 - Superfícies preditas por estação do ano (modelo OLS: estação + distância ao emissário + distância à costa).



Fonte: Python

O modelo de regressão linear foi utilizado como uma ferramenta exploratória para avaliar a existência de um gradiente espacial associado à distância ao emissário

submarino, e não com finalidade preditiva. O baixo desempenho observado na validação cruzada indica que a distribuição dos microplásticos depende de processos hidrodinâmicos e de fontes de aporte adicionais não contemplados pelas variáveis incluídas no modelo. Dessa forma, a interpretação dos mecanismos de transporte fundamenta-se principalmente nas simulações Lagrangeanas e na análise integrada das condições oceanográficas observadas durante cada campanha.

A distribuição espacial dos microplásticos na Baía de Santos deve ser interpretada considerando a interação entre fontes de aporte e processos hidrodinâmicos locais. A região apresenta circulação complexa, controlada pela geometria da baía, pela conexão com o estuário de Santos e São Vicente, pela propagação da maré e pela ação meteorológica sobre o nível do mar e as correntes superficiais (Moser et al., 2005). Estudos hidrodinâmicos na região indicam que a circulação do sistema Santos é influenciada tanto pela maré astronômica quanto por componentes residuais associadas a ventos, ondas e condições meteorológicas, especialmente em eventos de maior energia (Dialectaquiz et al., 2025; Parra et al., 2025).

Nesse contexto, os microplásticos lançados ou acumulados na zona costeira podem ser redistribuídos por correntes de maré, alternando entre retenção e exportação conforme a fase da maré durante a coleta. Em condições de maré enchente, partículas em suspensão e flutuantes podem ser transportadas para setores mais internos ou laterais da baía; em maré vazante, pode ocorrer maior exportação em direção à entrada do canal e às áreas mais profundas da Baia de Santos. Esse comportamento é particularmente relevante para partículas leves, como muitos polímeros plásticos, cuja dispersão superficial pode responder rapidamente à circulação de maré e aos ventos.

A predominância de campanhas realizadas sob condições de maré enchente e a ocorrência de ventos de quadrante leste-sudeste em parte do período amostrado sugerem que processos hidrodinâmicos locais podem ter contribuído para a redistribuição e retenção de microplásticos na área de estudo (Tabela 3.2).

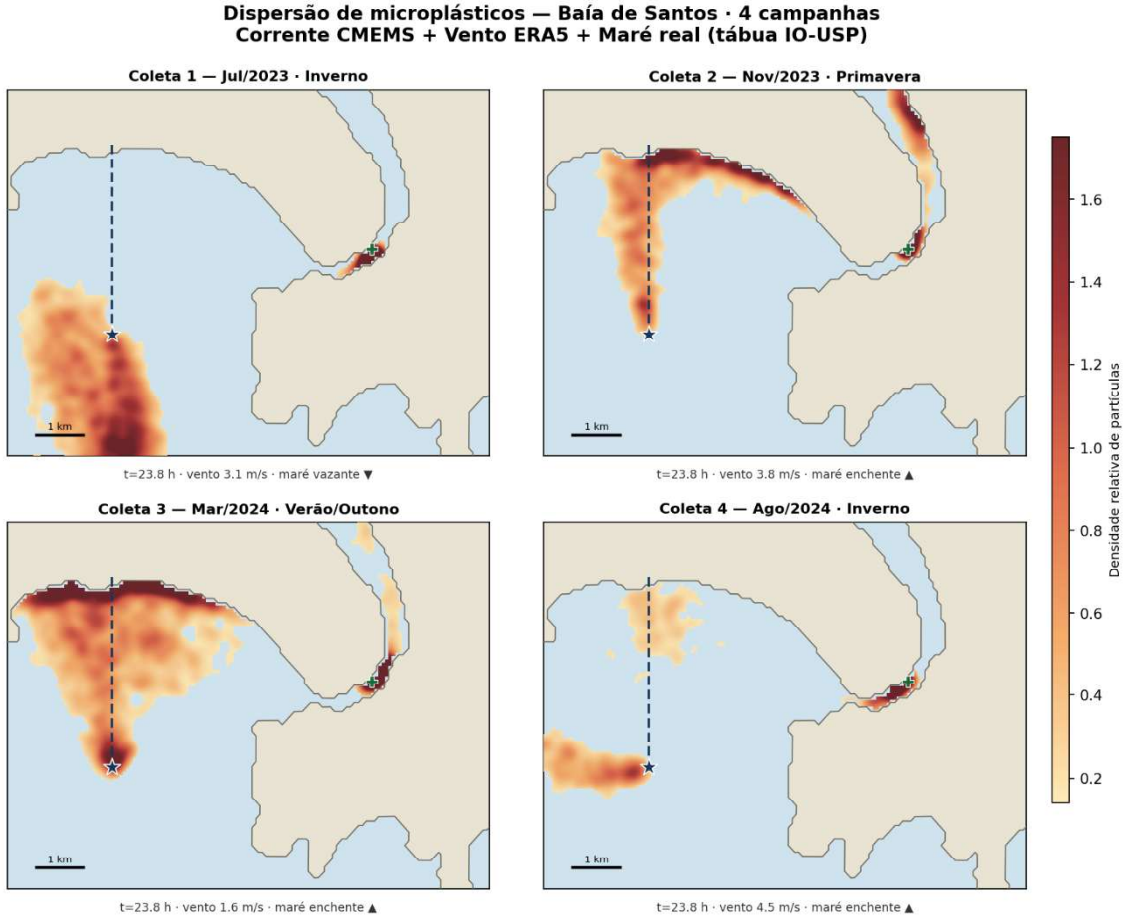
Tabela 3.2 - Condições de vento e maré durante as coletas

Coleta	*Condição de maré*	*Vento predominante*
06/07/2023	Vazante	5,5 km/h – N/NE
24/11/2023	Enchente	13 km/h – E/SE
20/03/2024	Enchente	5,5 km/h – NE
01/08/2024	Enchente	7,4 km/h – E/SE

Fonte: https://www.io.usp.br/index.php/tabuas-das-mares.html e https://meteostat.net/pt/station/83782?t=2024-08-01/2024-08-02

Com o objetivo de investigar se os padrões espaciais observados poderiam ser explicados pelas condições hidrodinâmicas predominantes durante cada campanha, foi realizada uma simulação Lagrangeana da dispersão de partículas hipoteticamente liberadas nas proximidades do emissário submarino (Figura 3.9).

Figura 3.10 - Simulação Lagrangeana da dispersão potencial de partículas a partir do emissário submarino de Santos durante as quatro campanhas de amostragem de microplásticos na Baía de Santos. As simulações foram realizadas utilizando campos hidrodinâmicos de corrente superficial do Copernicus Marine Service (CMEMS), dados de vento do ERA5 e condições de maré observadas durante cada campanha. Os painéis representam a distribuição espacial da densidade relativa de partículas após aproximadamente 24 horas de integração (t = 23,8 h), considerando as condições hidrodinâmicas específicas de julho de 2023 (inverno), novembro de 2023 (primavera), março de 2024 (verão/outono) e agosto de 2024 (inverno). A escala de cores indica a densidade relativa de partículas prevista pelo modelo, sendo os maiores valores representados por tons mais escuros. A estrela indica a localização aproximada do difusor do emissário submarino, a linha tracejada representa o alinhamento entre a plataforma e o difusor, e o símbolo verde indica a desembocadura do Canal de Santos.



Fonte: Python

As simulações Lagrangeanas realizadas para as quatro campanhas demonstraram que o potencial de dispersão das partículas liberadas nas proximidades do emissário variou de acordo com as condições hidrodinâmicas de cada período amostral. As campanhas de julho de 2023 e agosto de 2024 apresentaram maior concentração das partículas nas proximidades do emissário, indicando menor dispersão quando comparadas às demais campanhas. As simulações de novembro de 2023 e março de 2024 indicaram maior capacidade de transporte superficial e redistribuição ao longo da baía, evidenciando a influência conjunta das correntes, ventos e marés na dispersão dos microplásticos. Em

nenhuma campanha a simulação indicou transporte preferencial das partículas até a região correspondente ao segundo núcleo de concentração observado nos pontos P5, P6 e P7.

A detecção da maior concentração de microplásticos (4.16 part. m^{-3}) nas proximidades do emissário submarino de Santos é corroborada pela literatura, que identifica os efluentes de esgoto como fontes primárias críticas (Estahbanati et al. 2016; Ziajahromi et al., 2017; Zhang et al., 2024). Embora as estações de tratamento de esgoto (ETEs) possam remover uma alta porcentagem de MPs, o volume massivo de efluente descartado diariamente, no caso de Santos uma média de 7 m^3/s, resulta em uma liberação contínua de partículas, como fibras sintéticas e microesferas (Moser et al., 2005; Sousa et al., 2021; Jolaosho et al., 2025).

A hidrodinâmica da Baía de Santos favorece o acúmulo de microplásticos nesta região mais próxima do emissário, devido principalmente aos seguintes fatores: transporte de deriva, vórtices de retenção e a energia das ondas. O transporte de deriva na baía ocorre predominantemente de leste para oeste, impulsionado por correntes de refração de baixa energia combinadas com fluxos estuarinos. A circulação local é governada por correntes de maré que incluem o vórtice de deriva para oeste e o vórtice de Itararé. Esses padrões rotacionais tendem a aprisionar partículas flutuantes e em suspensão perto da costa, dificultando sua dispersão para o mar aberto. Além disso, a energia das ondas transportam partículas em direção à zona de arrebentação, concentrando MPs na face da praia e nas áreas adjacentes aos pontos de descarga (Gorman et al., 2020).

Na desembocadura do estuário, por sua vez, também ocorre uma contribuição contínua de microplásticos vindos do continente. A maré vazante impulsiona o transporte dessas partículas nessa direção. Durante a maré vazante, microplásticos provenientes do interior do sistema estuarino de Santos são transportados por advecção em direção à boca do estuário. A intensidade das correntes de vazante, que podem atingir 1,5 m/s, explica a exportação dessas partículas das áreas internas para a porção final do sistema (Moser et al., 2005). Além da presença de microplásticos lançados ao longo do estuário de Santos, a presença de ocupações urbanas nas áreas próximas aos pontos P5, P6 e P7 contribuem para a concentração de partículas plásticas nesses pontos (Ribeiro et al.,2023).

Os dados aqui observados são corroborados por outros autores que classificam os emissários e as estações de tratamento de esgoto (ETEs) como fontes pontuais críticas e

hotspots de poluição hídrica (Ziajahromi et al., 2017; Santos et al., 2018; Almeida et al., 2023; Ferreira et al., 2025; Zhang et al., 2024; Dialectaquiz et al., 2025; Jolaosho et al., 2025). A concentração de microplástico encontrada no presente trabalho está acima da média global reportada por Shim et al. (2018) para águas superficiais (0,96 ± 2,05 part. m^{-3}), evidenciando o impacto severo do descarte de efluentes domésticos na Baixada Santista. Da mesma forma, as concentrações elevadas na desembocadura do canal estuarino refletem a influência direta do aporte continental, das ocupações costeiras e atividades náuticas, um padrão observado em estudos realizados em regiões estuarinas globais onde a abundância de partículas de polímero é invariavelmente maior em locais adjacentes a centros urbanos e marinas (Corrêa et al., 2021; Koutnik et al., 2021; Belioka and Achilias.2023; Parra et al., 2025; Zhao et al., 2025).

A integração das informações oceanográficas e meteorológicas obtidas para cada campanha permitiu uma interpretação mais abrangente dos padrões espaciais observados para os microplásticos na Baía de Santos. Embora a abundância tenha variado entre as campanhas, não foi observada uma relação direta entre um único fator ambiental e as concentrações registradas. As condições de maré, vento, correntes superficiais, salinidade e temperatura, obtidas por fontes secundárias (Copernicus Marine Service - CMEMS), apresentadas na tabela 3.3, indicam que cada campanha ocorreu sob cenários hidrodinâmicos distintos, os quais podem ter influenciado o transporte, a dispersão e o tempo de residência das partículas. Entretanto, a persistência dos núcleos de maior concentração próximos ao ponto P1 e na região dos pontos P5, P6 e P7, independentemente das variações sazonais, sugere que a distribuição dos microplásticos resulta da interação entre fontes contínuas de aporte, características geomorfológicas da baía e processos hidrodinâmicos locais.

Apesar das diferenças hidrodinâmicas entre campanhas, os núcleos de concentração permaneceram relativamente constantes, indicando que a distribuição dos microplásticos resulta não apenas das condições momentâneas de circulação, mas também da atuação contínua das fontes de aporte e da persistência dos processos de retenção na Baía de Santos.

Embora a simulação indique que o emissário submarino constitui uma fonte potencial de partículas para a Baía de Santos, observa-se que o transporte previsto não reproduz integralmente os núcleos secundários de concentração identificados nos pontos

P5, P6 e P7. Essa diferença sugere que o padrão espacial observado resulta da superposição entre a contribuição do emissário e fontes costeiras locais, incluindo o aporte estuarino, ocupações urbanas próximas à linha de costa, atividades náuticas e processos hidrodinâmicos de retenção. Assim, o modelo Lagrangeano deve ser interpretado como uma ferramenta para compreender o potencial de dispersão das partículas provenientes do emissário, e não como uma representação exclusiva da distribuição dos microplásticos observada em campo.

Tabela 3.3 - Condições ambientais e oceanográficas durante as campanhas de coleta de microplásticos na Baía de Santos.

Campanha	Época do ano	Média de MP (part. m^{-3})	Maré durante a coleta	Vento predominante	Corrente superficial (m s^{-1})	Direção da corrente	Salinidade (PSU)	Temperatura (°C)	Interpretação hidrodinâmica
06/07/2023	Inverno	**2,07**	Vazante	NE–N (5,5 km h^{-1})	**0,042**	Sul	**34,36**	**22,09**	Água predominantemente oceânica, elevada salinidade e corrente superficial fraca. A maré vazante favorece a exportação de água estuarina para a baía, enquanto a baixa velocidade da corrente pode favorecer maior permanência das partículas na superfície.
24/11/2023	Primavera	**1,89**	Enchente	SE–E (13 km h^{-1})	**0,295**	Nordeste	**33,22**	**25,96**	Campanha sob maré enchente e maior intensidade de corrente entre todas as campanhas. A combinação entre circulação para nordeste e ventos de quadrante sudeste pode ter favorecido a redistribuição superficial das partículas na baía.
20/03/2024	Verão/Outono	**1,65**	Enchente	NE (5,5 km h^{-1})	**0,079**	Nordeste	**33,09**	**28,39**	Maior temperatura e menor salinidade do período, sugerindo maior influência continental. A corrente superficial apresentou baixa intensidade, indicando condições relativamente estáveis durante a campanha.
01/08/2024	Inverno	**3,52**	Enchente	SE–E (7,4 km h^{-1})	**0,154**	Sudoeste	**33,86**	**19,60**	Menor temperatura registrada e corrente de intensidade intermediária dirigida para sudoeste. A maior concentração média de microplásticos coincidiu com maré enchente e ventos de quadrante sudeste, sugerindo que processos de retenção e redistribuição superficial possam ter contribuído para o aumento da concentração observado, embora essa relação não possa ser estabelecida como causal.

Nota: As variáveis de corrente superficial, salinidade e temperatura correspondem às médias diárias do modelo global Copernicus Marine Service (resolução espacial de 0,083°),enquanto as informações de maré e vento referem-se às condições observadas durante o período de amostragem em cada campanha. Fonte: Autoria própria

A tabela 3.4, sintetiza as condições de dispersão esperadas e reforça que a dinâmica dos microplásticos na Baía de Santos não pode ser atribuída exclusivamente à proximidade do emissário submarino, mas deve ser interpretada como consequência da atuação conjunta de fatores físicos e antrópicos que modulam a retenção e a redistribuição das partículas ao longo da área de estudo.

Tabela 3.4 - Síntese das condições hidrodinâmicas observadas durante as campanhas de coleta e da interpretação do comportamento esperado da dispersão dos microplásticos na Baía de Santos, considerando a fase da maré, a intensidade e direção do vento, a velocidade

Campanha	Condição de dispersão esperada
Jul/2023	Exportação de partículas do estuário para a baía durante a maré vazante; baixa velocidade da corrente favorecendo maior tempo de residência superficial.
Nov/2023	Maior capacidade de transporte superficial devido à corrente mais intensa; redistribuição das partículas durante a maré enchente.
Mar/2024	Condições relativamente estáveis, com baixa velocidade da corrente e maior influência de água continental.
Ago/2024	Potencial retenção e recirculação de partículas na baía sob maré enchente, corrente moderada e ventos de SE–E, compatível com as maiores concentrações observadas.

Nota: A interpretação do comportamento esperado da dispersão foi elaborada com base na integração dos dados de maré, vento, correntes superficiais (Copernicus Marine Service), salinidade, temperatura e na distribuição espacial observada dos microplásticos, não representando uma simulação quantitativa do transporte de partículas. Fonte: Autoria própria

Assim, a complexidade das fontes difusas de microplástico no Sistema Estuário e Baia de Santos aliada às características de hidrodinâmica da região, requer uma base de dados mais aprofundada para gerar políticas públicas assertivas de controle da produção, uso e descarte dos materiais plásticos.

3.4.3 Retrotrajetória Lagrangiana para Identificação da conectividade e de possíveis áreas-fonte.

A determinação da origem de microplásticos em ambientes costeiros permanece um problema metodologicamente complexo, pois envolve múltiplas fontes potenciais, processos de transporte não lineares, variabilidade temporal das forçantes ambientais e limitações inerentes à esparsidade espacial e temporal das campanhas de amostragem em campo.

Nesse contexto, duas abordagens metodologicamente independentes, o *backtracking* Lagrangeano fundamentado na reconstrução física das trajetórias a partir do campo de correntes de um modelo hidrodinâmico (SISBAHIA), e o modelo estatístico de

regressão (OLS) baseado unicamente no gradiente espacial observado de concentração, convergem, ainda que de forma aproximada, para conclusões semelhantes quanto à identificação do emissário submarino como fonte relevante de microplásticos na Baía de Santos.

Essa análise, por meio de um modelo de retrotrajetória Lagrangeana, foi realizada de forma preliminar, como perspectiva complementar aos resultados apresentados, com o objetivo de investigar as possíveis regiões de origem das partículas de microplásticos amostradas na Baía de Santos. Por se tratar de um estudo ainda em desenvolvimento, cuja calibração e validação encontram-se em andamento, seus resultados não integram as análises principais desta tese, sendo apresentados apenas como uma ferramenta complementar de interpretação da conectividade hidrodinâmica e do potencial transporte das partículas. Os resultados preliminares, entretanto, demonstram o potencial dessa abordagem para futuros estudos voltados à identificação das áreas-fonte de microplásticos e à compreensão dos processos de dispersão em ambientes costeiros complexos.

Diferente de uma trajetória determinística única, o método de retrotrajetória Lagrangeana emprega um conjunto de trajetórias por partícula, no qual perturbações estocásticas são aplicadas à direção (σ_θ) e à magnitude (σ_speed) do vetor de deslocamento em cada passo de tempo. O esquema, ainda em desenvolvimento, permite ainda incorporar um valor de incerteza associado às próprias medidas de direção e magnitude utilizadas como forçante, propagando-o por meio de um esquema de Monte Carlo, no qual N partículas são adicionadas à simulação a partir de cada ponto de origem. Essa estratégia visa representar processos não resolvidos pelo campo hidrodinâmico determinístico, como turbulência de subgrade, variabilidade de vento local, difusão não resolvida. O resultado consiste, assim, em uma distribuição de probabilidade de acúmulo associada às retrotrajetórias, o que se aproxima de forma mais coerente da variabilidade observada na realidade. Abordagens conceitualmente análogas, com módulos probabilísticos para representar processos costeiros não resolvidos, têm sido propostas na literatura recente sobre *backtracking* de lixo marinho. Exemplos disso foram propostos por van Duinen, et al., (2022), que combinaram simulações de retrotrajetória Lagrangiana com um framework Bayesiano para atribuição de fontes de plástico costeiro, integrando a verossimilhança das trajetórias reversas a probabilidades a priori de fontes conhecidas.

Esse tipo de abordagem inversa já foi aplicado com sucesso na identificação de fontes de poluição costeira. Um estudo na costa de Barcelona utilizou simulações lagrangianas de retrotrajetória, calibradas com um ano de dados de amostragem em praias, definindo parâmetros como duração da simulação e tempo médio de chegada de partículas a partir de uma fonte conhecida. Por meio de simulações de modelagem numérica lagrangiana, os autores identificaram que mais de 55% do lixo marinho nessas áreas tem origem fora do domínio local, sendo transportado por padrões de circulação regional e conectividade hidrodinâmica. No âmbito local, os achados vinculam os principais *hotspots* de poluição a transbordos de esgoto combinado (CSOs), que contribuem com 12,2% dos detritos em locais urbanos, marinas e estruturas costeiras complexas, como quebra-mares, que funcionam como armadilhas de acumulação (Hernández et al., 2026).

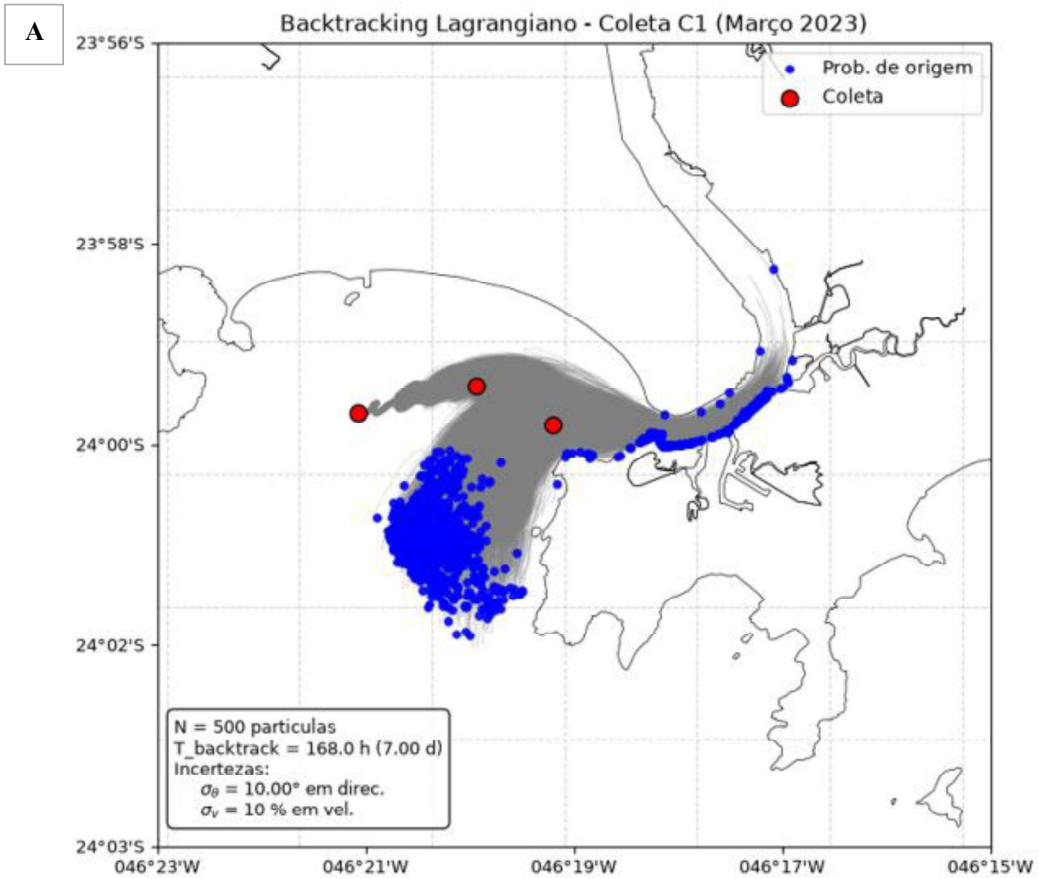
De maneira semelhante, a modelagem Lagrangeana aplicada à Baía de Santos evidenciou que a distribuição dos microplásticos não pode ser explicada por uma única fonte de aporte. Os modelos de retrotrajetória Lagrangeana indicaram que as partículas de microplásticos coletadas na Baía de Santos apresentam elevada conectividade hidrodinâmica com diferentes setores do sistema costeiro-estuarino.

As simulações de retrotrajetória Lagrangeana indicam diferenças importantes entre as campanhas de março de 2023 e março de 2024 (Figura 3.10). Na coleta piloto de março de 2023, as trajetórias retroativas sugerem duas regiões potenciais de origem das partículas: uma associada ao setor interno da Baía de Santos, próximo à desembocadura do canal estuarino, e outra mais concentrada na região próxima ao emissário submarino. Essa observação indica que as partículas coletadas podem ter sido influenciadas tanto pelo transporte proveniente do sistema estuarino-portuário quanto por processos de recirculação e retenção na porção mais interna da baía. Já em março de 2024, as prováveis origens aparecem mais alinhadas ao eixo da desembocadura do Canal de Santos e às margens urbanizadas adjacentes, além de pontos distribuídos ao longo da faixa costeira interna. Esse resultado sugere maior conectividade hidrodinâmica entre o canal, a área portuária e os pontos de coleta, reforçando a importância do estuário como via de transporte de partículas para a baía.

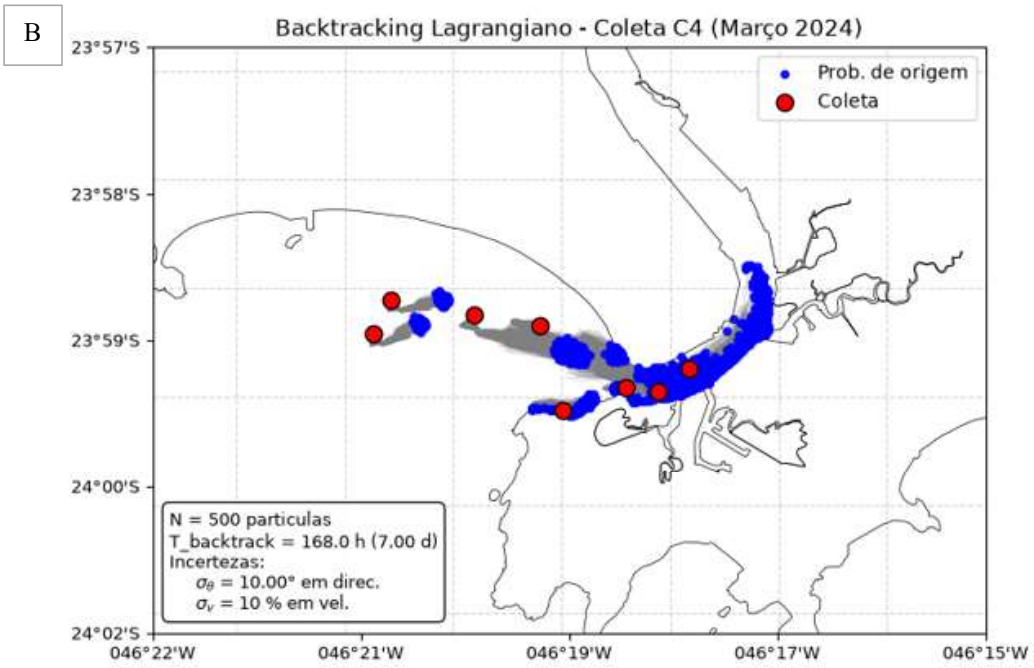
Esses padrões são coerentes com a hidrodinâmica complexa da Baía de Santos, controlada pela interação entre maré, ventos, circulação superficial e geometria costeira.

A presença de trajetórias associadas ao Canal de Santos indica que o transporte de microplásticos não depende apenas do emissário submarino, mas também do aporte continental e estuarino, especialmente em uma região marcada por intensa ocupação urbana, atividade portuária, marinas, tráfego de embarcações, drenagem pluvial e lançamento de efluentes. As áreas próximas à desembocadura do canal, à Praia do Góes, ao Forte e às comunidades costeiras podem atuar tanto como fontes secundárias quanto como zonas de retenção, dependendo das condições hidrodinâmicas no momento da coleta.

Figura 3.11 - Retrotrajetórias lagrangianas obtidas para o ponto de coleta C1, de março de 2023 (**A**) e para o ponto de coleta C4, de março de 2024 (**B**). N = 500 partículas; T_backtrack = 168 h (7 dias); incertezas de σ_θ = 10° na direção e σ_v = 10% na velocidade. As linhas cinzas representam as trajetórias simuladas das partículas em retrotempo, indicando os caminhos potenciais percorridos antes da chegada ao ponto de coleta. Os pontos azuis correspondem às posições finais das retrotrajetórias, representando as regiões potenciais de origem das partículas, enquanto os círculos vermelhos indicam as estações amostrais utilizadas na campanha. O modelo foi forçado com dados hidrodinâmicos e meteorológicos obtidos da Praticagem de Santos (correntes, vento e maré) para reconstruir a conectividade entre as possíveis áreas de aporte e os locais de amostragem.



B



Fonte: Python

Assim, o modelo de retrotrajetória complementa os mapas de concentração ao indicar que os microplásticos encontrados na Baía de Santos provavelmente refletem a sobreposição de múltiplas origens e rotas de transporte, evidenciando a necessidade de interpretar a contaminação por microplásticos como resultado da conectividade entre emissário, estuário, áreas urbanizadas e processos locais de circulação

3.4.4 Considerações finais

Os resultados obtidos neste capítulo demonstram que a distribuição dos microplásticos na Baía de Santos não ocorre de forma homogênea, apresentando um padrão espacial recorrente entre as campanhas amostrais, caracterizado por concentrações mais elevadas nas proximidades do emissário submarino de Santos e por um segundo núcleo de concentração na região dos pontos P5, P6 e P7. Embora tenham sido observadas diferenças na magnitude das concentrações entre as campanhas, a persistência desses padrões indica que a distribuição dos microplásticos é controlada por um conjunto de fatores ambientais relativamente estáveis, associados tanto às fontes de aporte quanto às características hidrodinâmicas da baía.

A análise integrada entre a interpolação espacial, o modelo de regressão linear e a simulação Lagrangeana permitiu compreender diferentes aspectos da dinâmica dos microplásticos. Enquanto a interpolação espacial descreveu os padrões de distribuição

observados e a regressão linear evidenciou a existência de um gradiente de concentração relacionado à proximidade do emissário submarino, a modelagem Lagrangeana demonstrou que o potencial de transporte das partículas varia entre as campanhas em função das condições de vento, maré e circulação superficial. A ausência de correspondência completa entre a dispersão simulada e os núcleos secundários de concentração observados em campo reforça que a distribuição dos microplásticos resulta da interação entre o emissário submarino, fontes costeiras secundárias e processos locais de retenção e redistribuição.

Embora a modelagem de retrotrajetória Lagrangeana apresentada neste estudo tenha caráter preliminar, seus resultados evidenciam o potencial dessa abordagem para complementar a interpretação dos padrões de distribuição observados em campo, representando uma perspectiva promissora para futuras investigações sobre a conectividade hidrodinâmica e a identificação de áreas-fonte de microplásticos na Baía de Santos.

De forma geral, os resultados evidenciam que a compreensão da dinâmica dos microplásticos em ambientes costeiros exige uma abordagem integrada, combinando dados observacionais, modelagem espacial e interpretação hidrodinâmica. Essa abordagem permitiu identificar áreas potencialmente mais vulneráveis ao acúmulo de microplásticos na Baía de Santos e fornece subsídios científicos para o aprimoramento de programas de monitoramento ambiental, avaliações de risco e estratégias de gestão voltadas à redução da poluição por microplásticos em regiões costeiras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abessa, D. M., Carr, R. S., Rachid, B. R., Sousa, E. C., Hortelani, M. A., & Sarkis, J. E. (2005). **Influence of a Brazilian sewage outfall on the toxicity and contamination of adjacent sediments.** Marine Pollution Bulletin, 50(8), 875-885.

Almeida, M.P.d., Gaylarde, C., Pompermayer, F.C., Lima, L.d.S., Delgado, J.d.F., Scott, D., Neves, C.V. Vieira, K.S., Baptista Neto, J.A., Fonseca, E.M. (2023) The Complex Dynamics of Microplastic Migration through Different Aquatic Environments: Subsidies for a Better Understanding of Its Environmental Dispersion. Microplastics, 2, 62–77. https://doi.org/10.3390/microplastics2010005

Amaral, E.B.M., Moreno, B.B., Ortega, A.S.B., Pereira, C.D.S., Seabra, A.A. (2023) Occurrence Of Caffeine In Water And Sediment From Santos Bay (Sao Paulo, Brazil) And Hazard Quotient Estimation Ecotoxicol. Environ. Contam.,v. 18, n. 1, 2023, 51-61 https://doi.org/10.5132/eec.2023.01.07

Belioka, M.-P.; Achilias, D.S. (2023) Microplastic Pollution and Monitoring in Seawater and Harbor Environments: A Meta-Analysis and Review. Sustainability, 15, 9079. https://doi.org/10.3390/su15119079

Bouadil, O., Benomar, M., El Ouarghi, H., Aboulhassan, M.A., Benbrahim, S. (2024) Identification and quantification of microplastics in surface water of a southwestern Mediterranean Bay (Al Hoceima, Morocco), Waste Management Bulletin,Volume 2, Issue 1, Pages 142-151, https://doi.org/10.1016/j.wmb.2024.01.003.

Braga, E. S., & Ricardo, R. D. (2021). Background Concentration of Copper and Cadmium in Water from a High Industrialized and Urban Coastal System (Baixada Santista, Brazil)—Contribution to a Monitoring Program. Journal of Geoscience and Environment Protection, 9, 132-150. https://doi.org/10.4236/gep.2021.91011

Corrêa, L. S., Silveira, T. F., Rocha, C. M., &, Maffessoni, D. (2021). Microplásticos nas águas do estuário Tramandaí - Armazém, Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil e relação com a qualidade da água. Revista de Gestão de Água da América Latina, 18, e10. https://doi.org/10.21168/rega.v18e10

CETESB (2006) Emissários Submarinos: Projeto, Avaliação de Impacto Ambiental e Monitoramento, Editores: Claudia Condé Lamparelli & Jayme Pinto Ortiz - SMA, São Paulo, 240 p. Disponível em: https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/items/6b290913-b441-4b2c-8b79-70710f321baf/full

Dialectaquiz, A., Silva, D.A., Sasaki, D.K., Dottori, M. (2025) Microplastics hotspots on a tropical estuarine-bay system. Ocean Coast. Res.73 https://doi.org/10.1590/26752824073.25025

Estahbanati, S., Fahrenfeld, N.L. (2016) Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water, Chemosphere, Volume 162,Pages 277-284, https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.083.

Ferreira, H.C. & Lôbo-Hajdu, G. (2025) Preliminary assessment of microplastic pollution in surface waters of the Santos Basin: abundance and diversity in the most important oil and gas exploration hub in Brazil. Ocean Coast. Res. 73 https://doi.org/10.1590/2675-2824073.24006

Franco, A.A., Arellano, J.M., Albendín, G., Rodríguez-Barroso, R., Quiroga, J.M., Coello, M.D. (2021) Microplastic pollution in wastewater treatment plants in the city of Cádiz: Abundance, removal efficiency and presence in receiving water body, Science of The Total Environment, Volume 776, 145795, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145795.

Gimiliani, G.T., Fornari, M., Redígolo, M.M., Bustillos, J.O.W.V., Abessa, D.M.S., Pires, M.A.F., (2020). Simple and cost-effective method for microplastic quantification in estuarine sediment: A case study of the Santos and São Vicente Estuarine System. Case Stud. Chem. Environ. Eng. 2, 100020. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100020

Gorman, D., Gutiérrez, A.R., Turra, A., Manzano, A.B., Balthazar-Silva, D., Oliveira, N.R. and Harari, J. (2020) Predicting the Dispersal and Accumulation of Microplastic Pellets Within the Estuarine and Coastal Waters of South-Eastern Brazil Using Integrated Rainfall Data and Lagrangian Particle Tracking Models. Front. Environ. Sci. 8:559405. https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.559405

Harari, J., Ferreira, F.R., Degaspari, F.A., Sartor, S.M. (2013) Modelagem Numérica da Hidrodinâmica e da Dispersão de Esgoto na Baía de Santos, SP, RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 18 n.1,205-214. https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/97/c47e217674102e356987260530898b37_c5234002bc2218aab8afc819b942d669.pdf

Hernández Fernández, J.; Cano, H.; Guerra, Y.; Puello Polo, E.; Ríos-Rojas, J.F.; Vivas-Reyes, R.; Oviedo, J. (2022) Identification and Quantification of Microplastics in Effluents of Wastewater Treatment Plant by Differential Scanning Calorimetry (DSC). Sustainability, 14, 4920. https://doi.org/10.3390/su14094920

Hernández, I., Castro-Rosero, L. M., Uviedo, O., de Haan, W. P., Liste, M., Sanchez-Vidal, A., & Alsina, J. M. (2026). Tracing marine litter sources along the Barcelona coastline: Insights from observations and numerical modelling. *Marine pollution bulletin*, *222*, 118876. https://upcommons.upc.edu/server/api/core/bitstreams/e21e31e0-ed66-4251-9fb5-e3f3fb310c40/content

IBGE, 2022 https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/santos/panorama

Jolaosho, T.L., Rasaq, M.F., Omotoye, E.V., Araomo, O.V., Adekoya, O.S., Abolaji, O.Y., Hungbo, J.J. (2025) Microplastics in freshwater and marine ecosystems: Occurrence, characterization, sources, distribution dynamics, fate, transport processes, potential mitigation strategies, and policy interventions, Ecotoxicology and Environmental Safety, Volume 294, 118036, https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118036

Kashiwabara, L.M., Kahane-Rapport, S.R., King, C., DeVogelaere, M., Goldbogen, J.A., Savoca, M.S. (2021) Microplastics and microfibers in surface waters of Monterey Bay National Marine Sanctuary, California, Marine Pollution Bulletin,Volume 165, 112148, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112148.

Koutnik, V.S., Leonard, J., Alkidim, S., DePrima, F.J., Ravi, S., Hoek, E.M.V., Mohanty, S.K. (2021) Distribution of microplastics in soil and freshwater environments: Global analysis and framework for transport modeling, Environmental Pollution, Volume 274,116552, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116552.

Lippiatt, S., Opfer, S., & Arthur, C. (2013). Marine Debris monitoring and assessment (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-46). Silver Spring. Disponível em: https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/Lippiatt%20et%20al%202013.pdf. Acessado em 14/05/2022.

Masura, J., Baker, J., Foster, G., & Arthur, C. (2015). Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48). Silver Spring. Disponível em: https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/publicationsfiles/noaa_microplastics_methods_manual.pdf .

Moser, G., Gianesella, S., Alba, J., Bérgamo, A., Corrêa, F., Miranda, L., et al. (2005). Instantaneous transport of salt, nutrients, suspended matter and clorophyll a in the tropical

estuarine system of Santos. Braz. J. Oceanogr. 53, 115–127. https://doi.org/10.1590/s1679-87592005000200003

Núñez, P., García, A., Mazarrasa, I., Juanes, J. A., Abascal, A. J., Méndez, F., Castanedo, S. & Medina, R. (2019). A methodology to assess the probability of marine litter accumulation in estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, *144*, 309-324. https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X1930356X

Parra, D.F., Gimiliani, G.T., Santos, J.L., Wetter, N.U., Schepis, W.R., Bereczki, A., Cotrim, M.E.B. (2025) Microplastics in Santos São Vicente estuarine – Hotspot in sediments caused by low energy hydrodynamic events in strongly populated areas, Marine Pollution Bulletin, Volume 210, 117286, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117286.

Ribeiro, V.V., Nobre, C.R., Moreno, B.B., Semensatto, D., Sanz-Lazaro, C., Moreira, L.B., Castro, I.B. (2023) Oysters and mussels as equivalent sentinels of microplastics and natural particles in coastal environments, Science of The Total Environment, Volume 874, 162468, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162468.

Rosman, P. C. C. (2015). Referência técnica do SisBaHiA®. *Escola Politécnica e da Área de Engenharia*. https://www.leme.oceanica.ufrj.br/assets/downloads/SisBaHiA_RefTec.pdf

Santos, D. M., Buruaem, L., Gonçalves, R.M., Williams, M., Abessa, D.M.S.,Kookana, R., de Marchi, M.R.R. (2018) Multiresidue determination and predicted risk assessment of contaminants of emerging concern in marine sediments from the vicinities of submarine sewage outfalls, Marine Pollution Bulletin, Volume 129, Issue 1, Pages 299-307, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.048.

Shim, W.J., Hong, S.H., Eo, S. (2018) Chapter 1 - Marine Microplastics: Abundance, Distribution, and Composition, Editor(s): Eddy Y. Zeng, Microplastic Contamination in Aquatic Environments, Elsevier, Pages 1-26, ISBN 9780128137475, https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00001-1.

Sousa, M.C., de Castro, M., Gago, J., Ribeiro, A.S., Des, M., Gomez-Gesteira, J.L., Dias, J. M., Gomez-Gesteira, M. (2021). Modelling the distribution of microplastics released by wastewater treatment plants in ria de Vigo (NW Iberian Peninsula). Mar. Pollut. Bull. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112227.

van Duinen, B., Kaandorp, M.L.A. & van Sebille, E. (2022). Identifying Marine Sources of Beached Plastics Through a Bayesian Framework: Application to Southwest Netherlands. *Geophysical Research Letters*, 49, e2021GL097214.

van Sebille, E. et al. (2018). Lagrangian ocean analysis: Fundamentals and practices. Ocean Modelling, 121, 49–75.

Zhang, K., Cheng, M.C.Y., Liu, M., Xu, S., Ma, Y., Chau, H.S., Chen, L., Cao, Y., Yan, M., Xu, X., Thoe, W., Sun, S.W.C., Yang, R.R., Leung, K.M.Y., Lam, P.K.S. (2024) Microplastics in Hong Kong's marine waters: Impact of rainfall and Pearl River discharge, Marine Pollution Bulletin, Volume 205, 116635, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116635.

Zhao, S., Kvale, K.F., Zhu, L. . Zettler, E.R., Egger, M., Mincer, T.J., Amaral-Zettler, L.A., Lebreton, L., Nakajima, H.N.R., Thiel, M., Bos, R.P., Galgani, L., Stubbins, A. (2025) The distribution of subsurface microplastics in the ocean. *Nature* 641, 51–61. https://doi.org/10.1038/s41586-025-08818-1

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

4 INTERACTIONS BETWEEN SYNTHETIC POLYMERS AND TRACE METALS: ECOTOXICOLOGICAL IMPLICATIONS FOR TROPICAL MARINE INVERTEBRATES, MUSSEL PERNA PERNA (LINNAEUS, 1758) AND SEA URCHIN ECHINOMETRA LUCUNTER (LINNAEUS, 1758)

O artigo: *Interactions between synthetic polymers and trace metals: ecotoxicological implications for tropical marine invertebrates*, foi submetido à revista Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, em 2 de agosto de 2025, aceito em 28 novembro de 2025 e publicado em 21 de dezembro de 2025. https://doi.org/10.1007/s00128-025-04163-1

A seguir, o artigo será apresentado, no mesmo formato que está publicado na revista.

Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology (2026) 116:14
https://doi.org/10.1007/s00128-025-04163-1

Interactions Between Microplastics and Trace Metals: Ecotoxicological Implications for Tropical Marine invertebrates, Mussel *Perna Perna* (Linnaeus, 1758) and Sea Urchin *Echinometra Lucunter* (Linnaeus, 1758)

Maria Fernanda Palanch[1,2] · Letícia Albanit França[3] · Pedro Henrique Paixão de Moura[3] · Felipe Teixeira Santana[3] · Camila Martins Prieto[3] · João Vítor Castro[3] · Murilo Vieira Guimarães[3] · Vinícius Gonçalves Pereira[3] · Otto Muller Patrão de Oliveira[4] · Andre L. Belem[1] · Caio Cesar-Ribeiro[5]

Received: 2 August 2025 / Accepted: 28 November 2025
© The Author(s), under exclusive licence to Springer Science+Business Media, LLC, part of Springer Nature 2025

Abstract
Microplastics (MPs) are recognized as emerging contaminants in marine ecosystems, not only due to their physical persistence but also for their capacity to adsorb and transport chemical pollutants, such as trace metals. In this study, we investigated the interactions between four types of virgins microplastics, like polyethylene (PE), polystyrene (PS), polypropylene (PP), and polypropylene with additives (PPa) and two trace metals, copper (Cu) and zinc (Zn), at environmentally relevant and elevated concentrations. We quantified metal adsorption using flame atomic absorption spectrophotometry and assessed the toxicological effects of MP–metal mixtures on the embryonic development of two tropical marine invertebrates: the mussel *Perna perna* and the sea urchin *Echinometra lucunter*. Our results show that metal adsorption onto microplastics was consistently higher at environmentally realistic concentrations, with PE exhibiting the highest Zn adsorption (43.16 $\mu g \cdot g^{-1}$) and PPa the highest Cu adsorption (17.94 $\mu g \cdot g^{-1}$). Ecotoxicological assays revealed species-specific sensitivities, with *P. perna* embryos showing complete developmental inhibition (0%) when exposed to Cu–Zn mixtures combined with PE or PS. *E. lucunter* exhibited significant developmental impairments in response to PP and PPa (76 ± 12,3%, 79 ± 16,8%), as well as selective toxicity from specific MP–metal combinations. These findings underscore the importance of polymer composition, metal speciation, and biological context in determining the toxicity of plastic-associated contaminants. The observed synergistic effects between MPs and trace metals emphasize the need to incorporate multi-stressor interactions into environmental risk assessments and regulatory frameworks addressing marine pollution.

Keywords Microplastics · Trace metals · Ecotoxicology · Marine invertebrates · Embryotoxicity

✉ Maria Fernanda Palanch
mfpalanch@id.uff.br

[1] Programa de Pós-graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra, Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, Brazil

[2] Universidade São Judas Tadeu-campus Unimonte, Santos, SP, Brazil

[3] Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista - UNESP, São Vicente, SP, Brazil

[4] Centro de Ciências Naturais e Humana, Universidade Federal do ABC, São Bernardo do Campo, SP, Brazil

[5] Centro de Ciências do Mar do Algarve (CCMAR/CIMAR LA), Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal

Introduction

Plastics, widely employed across modern industrial and domestic sectors, have become a pervasive environmental concern when mismanaged at the end of their life cycle. Over recent decades, global plastic production has risen sharply, driven by attributes such as durability, flexibility, and low production costs factors that have supported their widespread substitution for traditional materials. However, in the environment, plastic debris exhibits high persistence and mobility, allowing it to be transported over long distances and accumulate in marine ecosystems. These materials have been recognized as a major component of marine

Published online: 21 December 2025

litter, with broad-ranging environmental and socioeconomic consequences (Morales-Caselles et al. 2021; Pourebrahimi 2023). Currently, plastic pollution is present in virtually all marine compartments, from coastal zones to the deep sea (Harris et al. 2023).

The longevity of plastic particles in marine environments enhances their potential as high-impact contaminants. In addition to their original structure, plastics undergo physical and chemical weathering, fragmentation, and leaching, leading to changes that may enhance their ecotoxicological properties. The inclusion of various chemical additives to impart specific colors, textures, shapes, and structural characteristics introduces secondary sources of contamination into aquatic systems (Andrady 2015). MPs may originate from primary sources such as pre-production pellets and microbeads in personal care products or from secondary degradation of larger plastic items due to environmental exposure (Almeida, 2023).

An emerging concern relates to the interaction of MPs with marine organisms. Recent ecotoxicological studies have revealed their capacity to induce physiological stress, developmental anomalies, genotoxicity, and reproductive impairments in a range of marine species (Murano et al. 2023; Rakib et al. 2023). In addition to direct physical and chemical toxicity, MPs act as vectors of other contaminants, adsorbing trace metals and persistent organic pollutants to their surfaces and altering contaminant bioavailability and distribution in marine food webs (Li et al. 2018; Fu et al. 2021). Once ingested by lower-trophic-level organisms, these contaminated particles can be transferred through trophic interactions, potentially increasing contaminant accumulation at higher trophic levels via biomagnification and trophic transfer. This process can modify the bioavailability of pollutants, enhancing exposure risks not only for marine organisms but also for human populations that depend on seafood resources (Koelmans et al. 2016; Wang et al. 2020). Such interactions highlight the importance of considering microplastic-mediated contaminant pathways when evaluating ecological and human health risks in marine environments.

The physicochemical properties of MPs, such as polymer type, surface area, polarity, and degree of weathering strongly influence their adsorption capacity for contaminants. Increasing evidence indicates that MPs interact with trace metals like copper, zinc, cadmium, and lead (Koelmans et al. 2016; Zhu et al. 2023; Islam et al. 2023). These interactions are of particular concern in tropical coastal environments, where plastic pollution often co-occurs with high levels of metal contamination and other pollutants.

Although plastic-metal interactions have been documented, limited studies have explored their combined toxicological effects on tropical marine invertebrates particularly, during early developmental stages, which are highly sensitive to environmental stressors. Several studies have demonstrated that microplastics can act as efficient vectors for trace metals in aquatic systems, enhancing contaminant mobility and altering their environmental fate. For instance, Brennecke et al. (2016) showed that microplastics can adsorb significant amounts of copper and zinc in marine waters, with subsequent desorption under gut-like conditions, increasing bioavailability for invertebrates. Bernardino et al. (2023) reported rapid adsorption of Ni, Cu, and Co onto PET microplastics, with removal rates up to 40% within only five days, highlighting the importance of surface properties and pH in metal–polymer interactions. More recently, Gholamhosseini et al. (2024) demonstrated that ingested microplastics carrying metals can lead to increased internal exposure and sublethal effects in early life stages of marine invertebrates. Together, these findings illustrate how metal–microplastic interactions can enhance exposure risks across trophic levels, reinforcing the need to consider these combined stressors in ecological risk assessments.

In this context, the present study aims to evaluate the interactive effects of microplastics and trace metals (copper and zinc) on the early development of two ecologically relevant tropical marine invertebrates: the sea urchin *Echinometra lucunter* and the mussel *Perna perna*. Specifically, we assess the adsorption potential of different microplastic polymers for Cu and Zn and the subsequent impacts on embryonic development in standardized short-term chronic toxicity assays.

The sea urchin *Echinometra lucunter* and the mussel *Perna perna* were selected as model species due to their ecological relevance and wide use in ecotoxicological testing. *E. lucunter* is a key benthic invertebrate in tropical and subtropical coastal ecosystems, playing an important role in bioerosion processes and substrate dynamics. Its early developmental stages are highly sensitive to environmental stressors, making it a well-established bioindicator in marine ecotoxicology (Abessa et al. 2023). *P. perna* is a dominant bivalve along the Atlantic coast of South America and an important biofouling species, frequently used in biomonitoring programs to assess metal pollution and contaminant bioaccumulation due to its wide distribution, sessile lifestyle, and filter-feeding behavior (dos Santos et al.,2022). Together, these species provide complementary information on contaminant effects in different ecological niches, supporting a more integrative assessment of coastal pollution.

We hypothesize that: (i) MPs differ in their capacity to adsorb trace metals depending on their polymer composition, and (ii) co-exposure to MPs and trace metals will induce greater toxic effects than exposure to either stressor alone, particularly during sensitive larval development stages. The results are expected to contribute to a more comprehensive

understanding of multiple-stressor interactions in tropical marine ecosystems and support improved risk assessments for plastic-associated contaminants in coastal environments.

Materials and methods

Microplastic Characterization

Four types of primary MPs (Braskem S.A., Brazil) were selected based on their widespread environmental prevalence and distinct physicochemical properties: polyethylene (PE), polystyrene (PS), polypropylene with additives (PPa), and additive-free polypropylene (PP). Polymer identity and purity were confirmed by Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR), gas chromatography (GC), and laser diffraction particle sizing, following established analytical protocols (Fries et al. 2013; Ghosal et al. 2018). All particles were mechanically milled and sieved to a uniform granulometric range of 150–300 µm.

Preparation of Microplastic and Metal Exposure Solutions

Stock suspensions of MPs (1,000 mg·L^{-1}) were prepared by dispersing 1 g of each polymer type (PE, PS, PPa, and PP) in 1 L of sterile, filtered, and autoclaved natural seawater, hereafter referred to as dilution water. Trace metal solutions were prepared using analytical-grade $CuSO_4 \cdot 5\ H_2O$ (copper) and $ZnCl_2$ (zinc), and mixed into the MP stock suspensions at two concentrations:

Environmentally relevant concentrations: 0.0005 mg·L^{-1} Cu and 0.009 mg·L^{-1} Zn, corresponding to one-tenth of the maximum values established by Brazilian legislation (CONAMA Resolution Nº 357/2005) to reflect chronic, low-level exposure scenarios.

Elevated concentrations: 100 mg·L^{-1} of Cu and Zn, used to simulate worst-case contamination events and assess the sorptive capacity and toxicity potential of plastic–metal complexes under high-load exposure, in line with previous ecotoxicological frameworks (Brennecke et al. 2016; Hildebrandt et al. 2021). Furthermore, microplastics were exposed simultaneously to both copper (Cu) and zinc (Zn) at low concentrations to simulate environmentally realistic co-exposure conditions, allowing evaluation of combined metal–polymer interactions under representative scenarios.

Additional solutions were prepared containing only the metals (without MPs), at both concentration levels, to assess metal-specific effects. For each treatment, four replicates of 10 mL were prepared in sterilized borosilicate glass test tubes.

Short-Term Chronic Toxicity Test with *Echinometra lucunter* (Linnaeus, 1758) Embryos

Embryotoxicity tests using the sea urchin *Echinometra lucunter* follow the standard ABNT NBR 15350:2023 protocol. Adult specimens ($n \approx 20$) were collected from rocky intertidal zones on the coast of Santos (São Paulo, Brazil) and maintained under controlled temperature (25 ± 2 °C), salinity (33–36), photoperiod (12:12 h light: dark), and aeration.

Gamete release was induced via injection of 0.1–0.3 mL of 1 M KCl into the coelomic cavity. Fertilization was achieved by mixing ovocytes from at least three females with spermatozoa from three males. Successful fertilization was confirmed under light microscopy by the presence of fertilization membranes in ≥80% of ovocytes. Approximately 300 fertilized eggs were added to each test tube containing 10 mL of test solution (MP alone, Cu0.0005, Zn0.009, CuZn, Cu100, Zn100, CuZn100, or MP-metal mixtures), distributed into four replicates per treatment, and incubated for 36–42 h under constant temperature and light conditions. Physicochemical parameters (pH: 7,5–8,5, salinity: 30–37, and dissolved oxygen:>4,0mg.$^{L-1}$) were measured at the beginning of each test to ensure ideal testing conditions. This information is available in supplementary material. The assay was conducted under static conditions. After incubation, samples were fixed in 10% buffered formalin, and the first 100 embryos from each replicate were evaluated microscopically. Embryos were classified as normal or abnormal based on morphology and developmental stage.

Short-Term Chronic Toxicity Test with *Perna perna* (Linnaeus, 1758) Embryos

Bioassays with the mussel *Perna perna* followed the Brazilian standard ABNT NBR 16456:2022. Adult individuals were collected from a mussel aquaculture site in Caraguatatuba (São Paulo, Brazil). Gametes were obtained through thermal shock and assessed for viability using light microscopy. Fertilization was considered successful when ≥70% of ovocytes showed fertilization membranes. Approximately 300–600 fertilized eggs were transferred into 10 mL of each test solution (same treatments as above), distributed into four replicates per treatment under static conditions. Test conditions were maintained at 25 ± 2 °C with a 12:12 h light: dark photoperiod. Physicochemical parameters (pH: 7,5–8,5, salinity: 30–36, and dissolved oxygen:>4,2 mg.L^{-1}) were measured at the beginning of each test to ensure ideal testing conditions. This information is available in supplementary material. After 40–48 h, samples were fixed in 10% buffered formalin. The first 100 embryos from each

replicate were evaluated for normal D-larva formation and signs of developmental abnormalities.

Assay Validation

To validate the sensitivity and responsiveness of the test organisms, reference toxicant assays were conducted with sodium dodecyl sulfate (SDS) at concentrations of 0.1, 0.5, 1.0, 2.5, and 5.0 mg·L^{-1}. These assays followed OECD (2019) and ABNT guidelines for quality control in marine embryotoxicity testing.

Trace Metal Quantification via Flame Atomic Absorption Spectrophotometry (FAAS)

To assess the adsorption of trace metals by microplastics, test solutions were filtered using 0.45 µm cellulose acetate membranes to remove particulates. Filtrates were acidified with 4% HNO_3 to pH 2 and stored at 4 °C until analysis. Dissolved Cu and Zn were quantified using FAAS (PerkinElmer AAnalyst 400), in triplicate, at CEM UFABC with external calibration curves generated from certified standards (1,000 mg·L^{-1}). Each calibration curve consisted of five concentration points, run in triplicate.

Analytical performance was confirmed using spiked recovery tests with standard solutions processed identically to the samples. Mean recovery rates were 101.05% for Cu and 91.77% for Zn, indicating high analytical accuracy. Results were expressed as mean metal concentrations (µg·g^{-1}) adsorbed per gram of microplastic.

Quality Assurance, Quality Control, and Statistical Analysis

Quality assurance/quality control (QA/QC) procedures included acid-cleaned glassware (10% HNO_3, 24 h), procedural blanks, and analytical duplicates. Cu and Zn concentrations were determined by FAAS (UFABC, São Paulo) using certified 1000 mg·L^{-1} Merck standards for calibration (0–5 mg·L^{-1}; $R^2 = 0.996$ for Cu, $R^2 = 0.998$ for Zn). Detection and quantification limits were 0.0079 and 0.0264 mg·L^{-1} for Cu, and 0.0065 and 0.0218 mg·L^{-1} for Zn, respectively, calculated from blank standard deviations and calibration slopes. All results were validated against blanks and replicates to ensure analytical accuracy and reproducibility.

Ecotoxicological data met normality and homoscedasticity assumptions (Shapiro–Wilk and Levene's tests), allowing the use of parametric statistics. One- or two-way ANOVA was applied, followed by Dunnett's post hoc test to compare treatments with controls. Adsorption experiments were conducted in triplicate, and results expressed as mean ± SD. Data normality and variance homogeneity were verified before applying one-way ANOVA with Tukey's post hoc test ($p < 0.05$). Statistical analyses were performed using PAST (Hammer et al. 2001) and GraphPad Prism 10.0.

Results and Discussion

Significant differences in embryonic development were observed in both *P. perna* and *E. lucunter* when exposed to various microplastic types, trace metals (Cu and Zn), and their combinations. However, these species exhibited distinct patterns of sensitivity across treatments. Control groups showed high percentages of normal larval development (> 90%) in both species, confirming the validity of the bioassays. Positive controls using SDS confirmed organism sensitivity and responsiveness to chemical exposure.

Effect of Individual Treatments (Microplastics and Metals)

As shown in Fig. 1-A, exposure to individual MP particles (PE, PS, PP, PPa) did not significantly affect larval development in *P. perna* ($p > 0.05$). In contrast, *E. lucunter* (Fig. 2-A) exhibited significant developmental impairment following exposure to PP and PPa particles ($p < 0.05$), suggesting species-specific sensitivity to polypropylene-based polymers. While MPs caused negligible effects in *P. perna*, exposure to PP and PPa significantly impaired development in *E. lucunter*, reflecting a species-specific response to polymer type. This observation aligns with previous studies, indicating that polystyrene and polypropylene particles can disrupt embryogenesis in marine invertebrates, depending on concentration and exposure duration (Wathsala et al. 2018; Bertucci and Bellas 2021).

Regarding metal exposures at environmentally relevant concentrations, neither Cu (0.0005 mg·L^{-1}) nor Zn (0.009 mg·L^{-1}) induced significant effects on larval development in either species. However, the mixture of Cu and Zn (CuZn) at these concentrations caused a marked reduction in the percentage of normal *P. perna* larvae (~5%, $p < 0.001$), while no significant effect was observed in *E. lucunter*.

Effect of Microplastic–Metal Mixtures at Environmental Concentrations

Combinations of microplastics with Cu or Zn at environmentally relevant concentrations revealed differential responses between species. In *P. perna* (Fig. 1-B), combinations such as PE + Zn and PS + Zn significantly reduced larval development ($p < 0.05$), while PE + Cu and PS + Cu did not differ significantly from controls. Notably, all

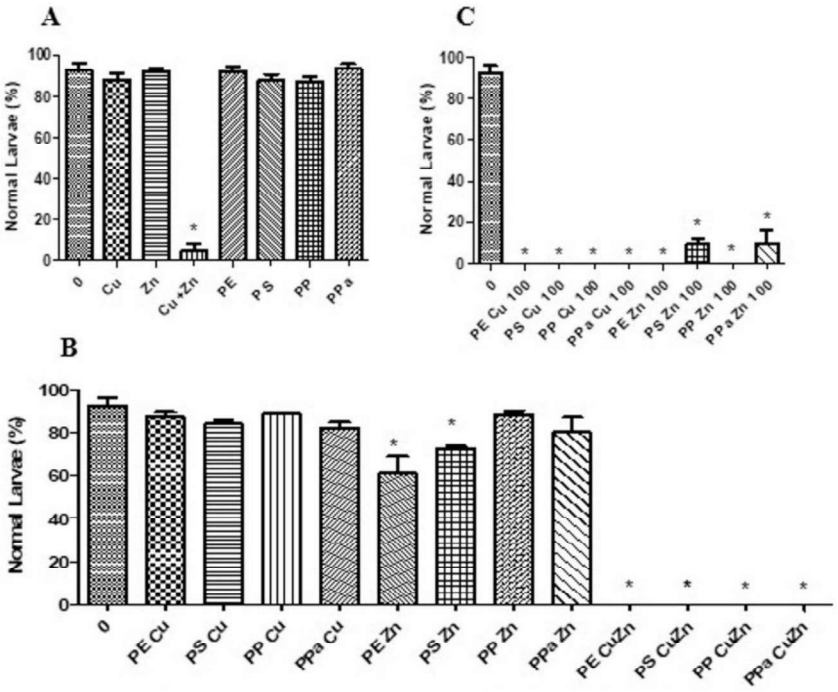


Fig. 1 Percentage of normal larval development of *Perna perna* following exposure to **a** individual microplastics and metals at environmental concentrations, **b** microplastic–metal mixtures at environmental concentrations, and **c** microplastic–metal mixtures at high concentrations (100 mg·L^{-1}). Asterisks (*) indicate statistically significant differences from the control group (ANOVA, $p<0.05$). Error bars represent standard error ($n=4$)

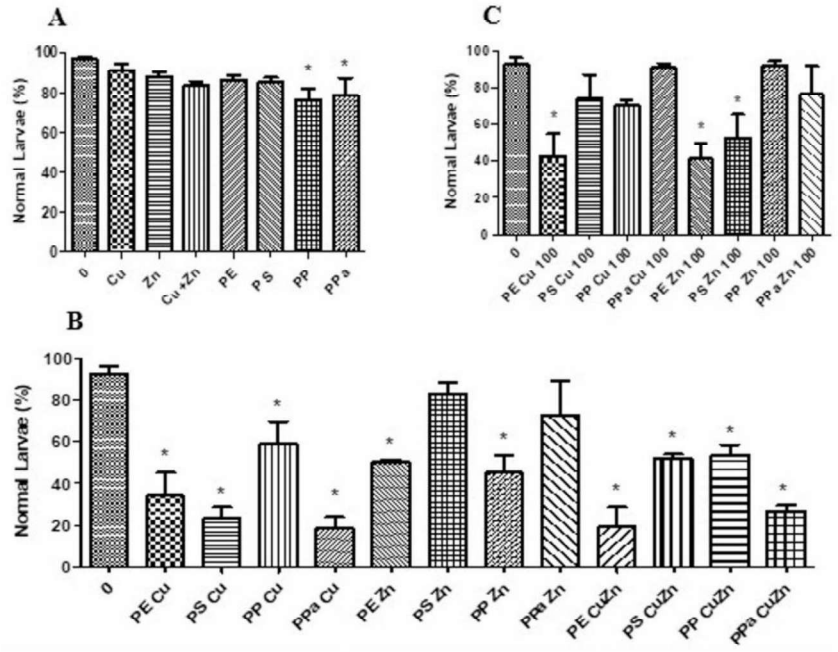


Fig. 2 Percentage of normal larval development of *Echinometra lucunter* following exposure to **a** individual microplastics and metals at environmental concentrations, **b** microplastic–metal mixtures at environmental concentrations, and **c** microplastic–metal mixtures at high concentrations (100 mg·L^{-1}). Asterisks (*) indicate statistically significant differences from the control group (ANOVA, $p<0.05$). Error bars represent standard error ($n=4$)

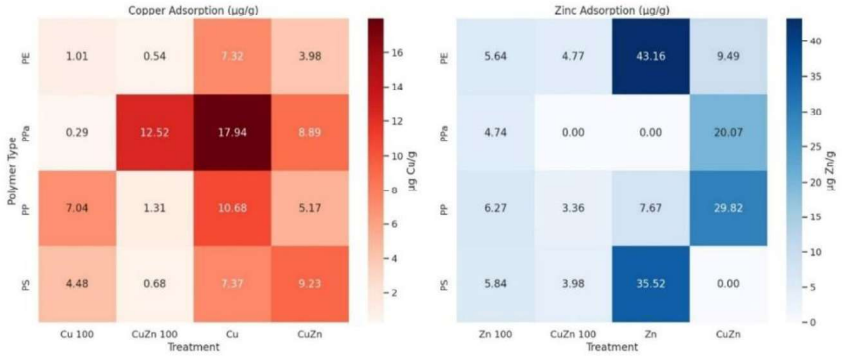


Fig. 3 Heatmap representation of copper (left panel) and zinc (right panel) adsorption (µg·g^{-1}) onto different microplastic types (PE, PPa, PP, PS) after 24 h of exposure to various treatments. Adsorption conditions included environmentally relevant concentrations (Cu = 0.0005 mg·L^{-1}; Zn = 0.009 mg·L^{-1}), high concentrations (Cu 100 = 100 mg·L^{-1}; Zn 100 = 100 mg·L^{-1}), and mixtures (CuZn, CuZn 100). Darker shades represent higher metal adsorption

combinations of CuZn with PE, PS, PP, and PPa caused near-total developmental arrest in *P. perna* larvae, with normal development approaching 0%. In *E. lucunter* (Fig. 2-B), significant developmental impairments were observed in most plastic–metal combinations, particularly for PE + Cu, PE + Zn, PS + Zn, and CuZn mixtures. All CuZn combinations showed a consistent reduction in pluteus formation ($p < 0.05$), although effects were generally less severe than in *P. perna*. These results are aligned with previous work showing that metals adsorbed onto microplastics may not only desorb within the organismal gut but also enhance toxicity through co-transport, oxidative stress, and disruption of ion regulation (Zeng et al. 2023; Shi et al. 2022). This means that microplastics can act as vectors, increasing the internal exposure of organisms to metals after ingestion. For example, Zeng et al. (2023) demonstrated that PS particles carrying adsorbed copper delayed but ultimately exacerbated toxicity in the crayfish *Procambarus clarkii*, impairing antioxidant defenses and immune gene expression. This illustrates how the combined effects of metals and microplastics can amplify physiological stress responses over time, rather than simply causing immediate acute effects, and highlights the importance of considering delayed and synergistic responses when evaluating ecological risks.

Effect of Microplastic–Metal Mixtures at High Concentrations (100 mg·L^{-1})

Exposure to high concentrations of metals (Cu100 and Zn100) combined with MPs led to drastic reductions in normal larval development in *P. perna* across all polymer types (Fig. 1-C). In most treatments, normal larvae were absent or close to 0%, confirming the high susceptibility of mussel embryos to combined exposure under saturated metal conditions. In contrast, *E. lucunter* larvae (Fig. 2-C) showed a more variable response. Significant impairments were observed for PE + Cu100, PE + Zn100, and PS + Zn100 ($p < 0.05$), whereas combinations with PP and PPa showed relatively moderate or non-significant effects. These findings highlight the importance of both polymer type and metal species in modulating toxicity under high-concentration scenarios. The mean percentage values of embryonic development and their standard deviations are presented in the supplementary material.

Additional evidence from Teng et al. (2023) suggests that weathered plastics possess greater sorption capacity due to increased oxygenated functional groups, further complicating risk assessments in natural settings. While copper generally exhibits higher adsorption rates than zinc across multiple studies (Gao et al. 2019; Liu et al. 2022), our data suggest that Zn can exhibit stronger retention in specific conditions, particularly with PE, which may have implications for long-term bioavailability and trophic transfer.

Biological endpoints measured in this study indicate that MP–metal interactions can compromise early developmental processes in marine invertebrates, affecting survival and recruitment potential. Previous reports have shown that combined exposure to MPs and persistent organic pollutants (POPs) or metals can trigger synergistic effects at multiple levels of biological organization, including metabolic stress, DNA damage, immunosuppression, and behavioral impairments (Xiao et al. 2022; Chen et al. 2025). Rial et al. (2023) demonstrated similar outcomes in *M. galloprovincialis* and *P. lividus* exposed to MP–metal–POP mixtures, corroborating our findings.

Metal Adsorption Patterns

Metal adsorption onto microplastic surfaces revealed contrasting behaviors between environmental and high concentrations. As shown in Fig. 3, Cu and Zn adsorption was consistently higher at low metal concentrations ($p < 0.05$). For instance, Zn adsorption onto PE reached 43.16 µg·g^{-1} at 0.009 mg·L^{-1}, whereas only 5.64 µg·g^{-1} was recorded at 100 mg·L^{-1}. Similarly, Cu adsorption onto PE was 7.32 µg·g^{-1} at 0.0005 mg·L^{-1}, compared to 1.00 µg·g^{-1} at 100 mg·L^{-1}.

This inverse relationship suggests that metal–plastic affinity is more efficient under environmentally realistic conditions, likely due to favorable surface charge interactions and saturation kinetics, as previously described by Hildebrandt et al. (2021) and Koelmans et al. (2016). Among polymers, PE and PS exhibited the highest adsorption for both Cu and Zn, particularly under low-concentration exposures, which may explain the higher toxicity observed in these treatments when combined with metals. These patterns suggest that sorption is polymer-dependent and influenced by the ionic competition and saturation conditions.

The ability of MPs to adsorb trace metals has been extensively reported in recent literature and is known to be influenced by multiple factors, including polymer composition, particle size, surface aging, environmental conditions, and the presence of chemical additives (Hildebrandt et al. 2021; Goh et al. 2022; Pradit et al. 2024). In this study, we demonstrated that virgin microplastics (MPs) can effectively adsorb copper (Cu) and zinc (Zn) from seawater, particularly under environmentally relevant concentrations. The use of virgin MPs allowed us to assess the intrinsic sorption capacity of the polymers, independent of aging or surface weathering effects, highlighting that enhanced electrostatic interactions and surface reactivity at lower ionic strengths improve ion exchange efficiency at the polymer–water interface.

As proposed by Hildebrandt et al. (2021), metal adsorption onto MPs surfaces follows a biphasic dynamic: an initial rapid sorption phase—dominated by surface ion exchange, van der Waals forces, and electrostatic interactions—followed by a slower phase associated with intraparticle diffusion or surface reconfiguration. The extent and rate of adsorption are highly dependent on polymer-specific properties, including surface polarity, functional groups, and degree of weathering, as well as environmental parameters such as pH, ionic strength, and organic matter content. The adsorption process involves both physical and chemical interactions. Physical adsorption, or physisorption, is a reversible and non-specific process primarily governed by van der Waals forces. It typically results in the formation of outer-sphere complexes, which are more prevalent when metals adsorb onto pristine microplastics lacking specific surface functional groups (Bhaumik and Chakraborty 2024).

In our study, distinct patterns of metal sorption were observed among different polymer types, particularly when comparing additive-free polypropylene (PP) and polypropylene with additives (PPa). For instance, copper adsorption onto PPa under environmentally realistic conditions was considerably higher than in saturated solutions ($p<0.05$), suggesting that chemical additives may increase the affinity of the plastic surface for Cu^{2+} ions, yet this affinity is not retained under high-concentration conditions. Similarly, in PP, both Cu and Zn adsorption were higher under environmentally relevant concentrations (10.68 and 7.67 $\mu g \cdot g^{-1}$, respectively) compared to the saturated exposures (7.04 and 6.27 $\mu g \cdot g^{-1}$).

In comparison with environmental data reported by Gao et al. (2019), who observed Cu concentrations ranging from 0.079 to 0.223 $\mu g \cdot g^{-1}$ and Zn from 0.0 to 0.014 $\mu g \cdot g^{-1}$ in PP and PVC, our results under environmentally relevant conditions (24 h exposure) were considerably higher, with adsorption values reaching up to 17.94 $\mu g \cdot g^{-1}$ (PPa, Cu) and 43.16 $\mu g \cdot g^{-1}$ (PE, Zn), indicating a greater sorption capacity in virgin or additive-containing MPs under controlled experimental conditions. PS also followed this trend, exhibiting higher adsorption at lower concentrations (Cu: 7.37 $\mu g \cdot g^{-1}$; Zn: 35.52 $\mu g \cdot g^{-1}$) than at 100 $mg \cdot L^{-1}$ (Cu: 4.48 $\mu g \cdot g^{-1}$; Zn: 5.84 $\mu g \cdot g^{-1}$). These findings are consistent with previous studies suggesting that the sorption of trace metals onto MP is strongly influenced by the polymer's surface chemistry and the physicochemical conditions of the aqueous medium (Koelmans et al. 2016; Hildebrandt et al. 2021).

The strong synergistic interaction observed between PS and PE microplastics and dissolved metals is critically governed by polymer surface chemistry. PS, due to its aromatic rings, promotes π- and cation–π interactions and develops high roughness, maximizing the concentration of metal-organic complexes. In contrast, PE, initially non-polar, oxidizes under UV light, forming carbonyl and hydroxyl groups that increase the negative charge and intensify the electrostatic association with cationic metals (Guo and Wang 2019; Khalid et al. 2021). Under simulated gut conditions, the lability of adsorbed metals from both polymers facilitates desorption, confirming the "vector" effect and significantly amplifying biological exposure to the contaminants (Koelmans et al. 2016; Zhou et al. 2020).

Studies such as those by Liu et al. (2022) and Chen et al. (2024), which reported Cu concentrations ranging from 237 to 1408 $\mu g \cdot g^{-1}$ and Zn from 160 to 1267 $\mu g \cdot g^{-1}$ in PE and PS mixtures, also prove high adsorption values. However, these experiments were conducted over longer exposure times and, in some cases, with aged polymers or materials previously exposed to environmental conditions, which likely increased the abundance of oxygen-containing functional groups and enhanced electrostatic interactions with metal ions. In contrast, our assays were performed using ultrapure water and non-aged MPs, suggesting that even under such controlled conditions, the metal–plastic affinity can be substantial, particularly at environmentally relevant concentrations.

Furthermore, studies such as those by Zou et al. (2020) and Kazmiruk et al. (2025) also emphasize that the presence of polar groups or surface chlorination (as in PVC) significantly enhances metal adsorption, which aligns with

our observations of higher sorption in PPa compared to pure PP, possibly due to the presence of additives.

The most pronounced ecotoxicological effects in our study occurred in treatments combining microplastics and trace metals, particularly under environmentally realistic concentrations. The mussel *P. perna* was highly susceptible to CuZn mixtures, especially when combined with PE and PS, showing complete inhibition of D-larval formation. In contrast, *E. lucunter* displayed a broader range of responses, suggesting differing mechanisms of toxicity or compensatory pathways in echinoderms versus mollusks.

Moreover, differences in metal affinity between polymers observed in this study such as higher Zn adsorption onto PE and Cu onto PPa and PP reflect underlying physicochemical variability, including differences in hydrophobicity, surface roughness, and electrostatic charge (Godoy et al. 2019; Ma et al. 2024). Zink and Pyle (2023) emphasize that cationic metals preferentially bind to the negatively charged surfaces of plastic particles, and this electrostatic mechanism is modulated by polymer chemistry and environmental pH. Thus, not all MPs represent equal ecotoxicological risks when acting as metal vectors.

Taken together, our results reinforce the concept that microplastics serve as chemically active substrates in marine environments, not merely passive debris. Their interaction with trace metals amplifies the complexity of ecotoxicological outcomes and underscore the importance of integrated risk assessments that consider polymer-specific properties, exposure scenarios, and organismal vulnerability. This complexity must be incorporated into marine pollution models to better anticipate ecological tipping points and inform mitigation strategies under scenarios of increasing plastic and metal pollution.

While this study provides novel insights into the combined effects of microplastics and metals on tropical marine species, some limitations must be acknowledged. First, only pristine polymers were used, which may not fully represent the behavior of environmentally aged or biofouled particles. Aging and biofilm formation can substantially modify surface chemistry and sorption–desorption dynamics, thereby influencing contaminant transfer and toxicity. Second, the range of trace metals tested was limited. Future studies should incorporate additional ecotoxicologically relevant elements such as Pb, Cd, and Hg to better represent complex co-exposure scenarios in coastal environments.

Furthermore, our experiments focused primarily on acute endpoints under static laboratory conditions. Desorption and bioaccumulation experiments are recommended to directly quantify contaminant transfer from microplastics to biota. Long-term and multigenerational assays would also be valuable to capture potential population-level and chronic effects not observable in short-term exposures. Finally, coupling controlled laboratory studies with field monitoring will enhance ecological relevance, improve predictive capacity, and strengthen the integration of microplastic–metal interactions into environmental risk assessment frameworks.

Conclusion

This study provides clear evidence that microplastics act not only as pollutants but also as dynamic vectors that modulate the bioavailability and toxicity of trace metals in marine environments. Copper and zinc adsorption onto microplastics was higher under environmentally relevant concentrations than under saturation, with capacity depending on polymer type and surface properties. Ecotoxicological assays with *Perna perna* and *Echinometra lucunter* revealed species-specific responses, and co-exposures produced stronger toxic effects than single-stressor treatments.

Notably, *P. perna* exhibited complete developmental arrest under realistic Cu and Zn levels combined with PE or PS, whereas *E. lucunter* showed greater sensitivity to PP, PA, and specific MP–metal mixtures. Polymer type thus plays a decisive role in shaping the combined toxicity of microplastics and metals, with PE and PS showing the strongest synergistic effects than PP and polyamide PA. These interactions extend beyond simple physicochemical phenomena, carrying direct ecological implications by enhancing the bioavailability of co-occurring contaminants and intensifying biological effects in estuarine and coastal ecosystems.

Our findings underscore the urgency of incorporating microplastic–metal interactions into environmental risk assessments and management strategies, explicitly considering polymer diversity, degradation, and vector potential. In tropical regions, where environmental conditions accelerate plastic aging, these processes may further enhance contaminant mobility and biological impact. Integrating such region-specific dynamics into regulatory frameworks is crucial for developing effective mitigation policies and safeguarding marine ecosystems facing multiple, interacting stressors.

Acknowledgements Maria Fernanda Palanch, acknowledges the support from PPG-DOT UFF and CAPES, Brazil, through a doctoral scholarship (Process number 88887.171684/2025-00). This study received Portuguese national funds from FCT - Foundation for Science and Technology through contracts UID/04326/2025, UID/PRR/04326/2025, LA/P/0101/2020 (DOI:https://doi.org/10.54499/LA/P/0101/2020) and CEECINSTLA/00028/2022/CP2990/CT0002, DOI: https://doi.org/10.54499/CEECINSTLA/00028/2022/CP2990/CT0002. Caio Cesar-Ribeiro also acknowledges support from the São Paulo Research Foundation (FAPESP) through a postdoctoral fellowship (grant #2022/06164-4). We thank Denis Abessa and the NEPEA group for providing equipment and materials. We also acknowledge

the support of CEM – Central Multiuser Equipment Facility at the Federal University of ABC (UFABC) for the chemical analyses.

References

Abessa DMS, Albanit LF, Moura PHP, Nogueira VS, Santana FT, Fagundes K, Ueda M, Muller OPO, Cesar-Ribeiro C (2023) A glow before darkness: toxicity of glitter particles to marine invertebrates. Toxics 11(7):617. https://doi.org/10.3390/toxics11070617

ABNT (2023) NBR15350/2023 ecotoxicologia aquática—Toxicidade crônica de Curta duração—Método de ensaio com ouriço-do-mar. Echinoidea, Echinodermata

ABNT (2022) NBR16456/2022 - Ecotoxicologia aquática—Toxicidade crônica—Método de ensaio de curta duração com embriões de mexilhões (Mollusca - Bivalvia)

Almeida MPd, Gaylarde C, Pompermayer FC, Lima LdS, Delgado JdF, Scott D, Neves CV, Vieira KS, Baptista Neto JA, Fonseca EM (2023) The complex dynamics of microplastic migration through different aquatic environments: subsidies for a better understanding of its environmental dispersion. Microplastics 2:62–77. https://doi.org/10.3390/microplastics2010005

Andrady AL (2015) Persistence of plastic litter in the oceans. In: Bergmann M, Gutow L, Klages M (eds) Marine anthropogenic litter. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_3

Bernardino CAR, Mahler CF, Fernandes JO, Lopes CSC, Braz BF, Archanjo BS, Santelli RE, Cincotto FH (2023) Evaluation of microplastic contamination by metals in a controlled environment: a risk to be considered. Environ Monit Assess 195:691. https://doi.org/10.1007/s10661-023-11389-1

Bertucci JI, Bellas J (2021) Combined effect of microplastics and global warming factors on early growth and development of the sea urchin (Paracentrotus lividus). Sci Total Environ 782:146888. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146888

Bhaumik S, Chakraborty P (2024) Interactions between microplastics (MPs) and trace/toxic metals in marine environments: implications and insights—a comprehensive review. Environ Sci Pollut Res 31(50):59681–59699

Brennecke D, Duarte B, Paiva F, Caçador I, Canning-Clode J (2016) Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. Estuar Coast Shelf Sci 178:189–195. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003

Chen PW, Hsiao MN, Xiao LW, Liu ZS (2024) Adsorption behavior of heavy metals onto microplastics derived from conventional and biodegradable commercial plastic products. Sci Total Environ 951:175537. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175537

Chen C, Wang X, Jin Y, Yao Y, Li S, Liao Z, Zhang X, Yan X (2025) Simultaneous exposure to microplastics and heavy metal lead induces oxidative stress, histopathological damage, and immune dysfunction in marine mussel *Mytilus Coruscus*. Ecotoxicol Environ Saf 289:117493. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117493

CONAMA (2005) Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, 17 de março de 2005. Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450

Dos Santos FS, Neves RA, Crapez MAC, Teixeira VL, Krepsky N (2022) How does the brown mussel *Perna Perna* respond to environmental pollution? A review on pollution biomarkers. J Environ Sci 111:412–428. https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.04.006

Fries E, Dekiffab JH, Willmeyera J, Nuelleab MT, Ebertc M, Remyb D (2013) Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. Environ Sci : Process Impacts 15:1949–1956. https://doi.org/10.1039/C3EM00214D

Fu L, Li J, Wang G, Luan Y, Dai W (2021) Adsorption behavior of organic pollutants on microplastics. Ecotoxicol Environ Saf 217:112207. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112207

Gao F, Li J, Sun C, Zhang L, Jiang F, Cao W, Zheng L (2019) Study on the capability and characteristics of heavy metals enriched on microplastics in marine environment. Mar Pollut Bull 144:61–67. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.039

Gholamhosseini A, Banaee M, Zeidi A, Multisanti CR, Faggio C (2024) Individual and combined impact of microplastics and lead acetate on the freshwater shrimp (*Caridina fossarum*): biochemical effects and physiological responses. J Contaminant Hydrol 262:104325. https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104325

Ghosal S, Chen M, Wagner J, Wang ZM, Wall S (2018) Molecular identification of polymers and anthropogenic particles extracted from oceanic water and fish stomach—A Raman micro-spectroscopy study. Environ Pollut 233:1113–1124. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.014

Godoy V, Blázquez G, Calero M, Quesada L, Martín-Lara MA (2019) The potential of microplastics as carriers of metals. Environ Pollut 255(Part 3):113363. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113363

Goh PB, Pradit S, Towatana P, Khokkiatiwong S, Chuan OM (2022) Laboratory experiment on copper and lead adsorption ability of microplastics. Sains Malaysiana 51(4):993–1004. https://doi.org/10.17576/jsm-2022-5104-04

Guo X, Wang J (2019) The chemical behaviors of microplastics in marine environment: a review. Mar Pollut Bull 142:1–14

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontol Electron 4(1):9

Harris PT, Maes, Raubenheimer K, Walsh JP (2023) A marine plastic cloud—global mass balance assessment of oceanic plastic pollution. Cont Shelf Res 255:104947. https://doi.org/10.1016/j.csr.2023.104947

Hildebrandt L, Nack FL, Zimmermann T, Pröfrock D (2021) Microplastics as a Trojan horse for trace metals. J Hazard Mater Lett 2:100035. https://doi.org/10.1016/j.hazl.2021.100035

Islam MS, Islam ARMT, Ismail Z, Ahmed MK, Ali MM, Kabir MH, Ibrahim KA, Al-Qthanin RN, Idris AM (2023) Effects of microplastic and heavy metals on coral reefs: a new window for analytical research. Heliyon 9. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e22692

Kazmiruk TN, Alava JJ, Palsson E, Bendell LI (2025) Temperature affects the sorption of trace metals by macro- and microplastics within marine intertidal sediments: insights from a long-term laboratory-based study. Front Mar Sci 12. https://doi.org/10.3389/fmars.2025.1570114

Khalid N, Aqeel M, Noman A, Khan SM, Akhter N (2021) Interactions and effects of microplastics with heavy metals in aquatic and terrestrial environments. Environ Pollut 290:118104. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118104

Koelmans AA, Bakir A, Burton GA, Janssen CR (2016) Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: critical review and Model-Supported reinterpretation of empirical studies. Environ Sci Technol 50(7):3315–3326. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069

Li J, Zhang K, Zhang H (2018) Adsorption of antibiotics on microplastics. Environ Pollut 237:460–467. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.050

Liu Y, Zhang K, Xu S, Yan M et al (2022) Heavy metals in the plastisphere of marine microplastics: adsorption mechanisms and

composite risk. Gondwana Res 108:171–180. https://doi.org/10.1016/j.gr.2021.06.017

Ma M, Han R, Han R, Xu D, Li F (2024) Binding between Cu^{2+}/Zn^{2+} and aged polyethylene and polyethylene terephthalate microplastics in swine wastewaters: adsorption behavior, and mechanism insights. Environ Pollut 360:124685. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124685

Morales-Caselles C, Viejo J, Martí E, González-Fernández D, Pragnell-Raasch H, González-Gordillo JI, Cózar A (2021) An inshore–offshore sorting system revealed from global classification of ocean litter. Nat Sustain 4(6):484–493

Murano C, Palumbo A, Leone S (2023) Toxicological impacts of microplastics: effects on levels of cellular thiols in *Mytilus galloprovincialis*. Environ Toxicol Chem 42(7):1607–1613. https://doi.org/10.1002/etc.5643

OECD (2019) Guidance document on aquatic toxicity testing of difficult substances and Mixtures, OECD series on testing and assessment. OECD Publishing, Paris. https://doi.org/10.1787/0ed2f88e-en

Pourebrahimi S, Pirooz M (2023) Microplastic pollution in the marine environment: a review. J Hazard Mater Adv 10:100327. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100327

Pradit S, Noppradit P, Sornplang K, Jitkaew P, Kobketthawin T, Nitirutsuwan T, Muenhor D (2024) Microplastics and heavy metals in the sediment of Songkhla lagoon: distribution and risk assessment. Front Mar Sci 10:1292361. https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1292361

Rakib MRJ, Sarker A, Ram K et al (2023) Microplastic toxicity in aquatic organisms and aquatic ecosystems: a review. Water Air Soil Pollut 234:52. https://doi.org/10.1007/s11270-023-06062-9

Rial D, Bellas J, Vidal-Liñán L, Santos-Echeandía J, Campillo JA, León VM, Albentosa M (2023) Microplastics increase the toxicity of mercury, Chlorpyrifos and Fluoranthene to mussel and sea urchin embryos. Environ Pollut 336:122410. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122410

Shi W, Guo H, Wang J, Han X, Cai W (2022) Adverse effects of Co-Exposure to cd and microplastic in *Tigriopus japonicus*. Int J Environ Res Public Health 19:13215. https://doi.org/10.3390/ijerph192013215

Teng W, Zhang X, Yang Y, Zeng J, Lian J, Qin X (2023) Study on adsorption of heavy metals Cu and Zn by microplastics under different aged factors. E3S Web of Conf., 393. https://doi.org/10.1051/e3sconf/202339303034

Wang X, Zhang R, Li Z, Yan B (2022) Adsorption properties and influencing factors of Cu(II) on polystyrene and polyethylene terephthalate microplastics in seawater. Sci Total Environ 812:152573. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152573

Wathsala RHGR, Franzellitti S, Scaglione M, Fabbri E (2018) Styrene impairs normal embryo development in the mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis*). Aquat Toxicol 201:58–65. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.05.026

Xiao B, Wang J, Liao B et al (2022) Combined effects of copper and microplastics on physiological parameters of *Tubastrea aurea* corals. Environ Sci Pollut Res 29:14393–14399. https://doi.org/10.1007/s11356-021-16665-6

Zeng Q, Yang Q, Chai Y, Wei W, Luo M, Li W (2023) Polystyrene microplastics enhanced copper-induced acute immunotoxicity in red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). Ecotoxicol Environ Saf 249:114432. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114432

Zhou Y, Yang Y, Liu G, He G, Liu W (2020) Adsorption mechanism of cadmium on microplastics and their desorption behavior in sediment and gut environments: the roles of water pH, lead ions, natural organic matter and phenanthrene. Water Res 184:116209. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116209

Zhu G, Yue K, Ni X, Yuan C, Wu F (2023) The types of microplastics, heavy metals, and adsorption environments control the microplastic adsorption capacity of heavy metals. Environ Sci Pollut Res 30:80807–80816. https://doi.org/10.1007/s11356-023-28131-6

Zink L, Pyle GG (2023) A proposed reporting framework for microplastic-metal mixtures research, with emphasis on environmental considerations known to influence metals. Ecotoxicology 32:273–280. https://doi.org/10.1007/s10646-023-02634-x

Zou J, Liu X, Zhang D, Yuan X (2020) Adsorption of three bivalent metals by four chemical distinct microplastics. Chemosphere 248:126064. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126064

Publisher's Note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

Springer Nature or its licensor (e.g. a society or other partner) holds exclusive rights to this article under a publishing agreement with the author(s) or other rightsholder(s); author self-archiving of the accepted manuscript version of this article is solely governed by the terms of such publishing agreement and applicable law.

5 POLYPROPYLENE MICROPLASTICS SYNERGISTICALLY POTENTIATE THE EMBRYOTOXICITY OF THE ANTIFOULING BIOCIDE DCOIT IN THE MUSSEL MYTILUS GALLOPROVINCIALIS

Esse capítulo refere-se aos resultados obtidos durante o período de estágio realizado na Universidade de Aveiro, em Portugal, sob a supervisão do Prof. Dr. Roberto Carlos Domingues Martins, e na Universidade de Algarve, sob a supervisão do Prof. Dr. Caio Cesar Ribeiro, relacionado ao Edital nº 06/2024, Processo nº 88881.981557/2024-01 – PDSE, que resultou no artigo *Polypropylene microplastics synergistically potentiate the embryotoxicity of the antifouling biocide DCOIT in the mussel Mytilus galloprovincialis,* submetido à revista Ecotoxicology, https://link.springer.com/journal/10646 e, em análise.

A seguir, o artigo será apresentado, no mesmo formato que foi enviado para a revista.

Polypropylene microplastics synergistically potentiate the embryotoxicity of the antifouling biocide DCOIT in the mussel *Mytilus galloprovincialis*

Maria Fernanda Palanch[1,2], Rita Fernandes[3], Pasqualina Gaetano[4], Nélia Mestre[6], Ana Carolina Feitosa Cruz[5], Andre Luiz Belem[1], Roberto Martins[3], Caio Cesar Ribeiro[6,*]

[1] Programa de Pós-graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra, Universidade Federal Fluminense (UFF), Niterói-RJ, 24210-346, Brazil

[2] Universidade São Judas Tadeu – Campus Unimonte, Santos-SP, 11015-530, Brazil

[3] CESAM – Centre for Environmental and Marine Studies & Department of Biology, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal

[4] CIMA-ARNET – Centre for Marine and Environmental Research, Universidade do Algarve, 8005-139 Faro, Portugal

[5] Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus do Litoral Paulista, São Vicente-SP, 11330-900, Brazil

[6] Centro de Ciências do Mar do Algarve (CCMAR/CIMAR-LA), Universidade do Algarve, 8005-139 Faro, Portugal

*** Corresponding author:** ccribeiro@ualg.pt (C. Cesar-Ribeiro). ORCID: 0000-0003-4418-0624.

Abstract

Antifouling biocides and microplastics (MPs) co-occur as ubiquitous pollutants in coastal and port waters, but their joint effects on the early life stages of filter-feeding bivalves remain poorly resolved. We assessed the individual and binary embryotoxicity of the booster biocide DCOIT (4,5-dichloro-2-n-octyl-4-isothiazolin-3-one) and virgin polypropylene microparticles (PP-MPs, >100 µm) on the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*, using standard 48-h embryo-larval assays (n = 4 replicates). Mussel embryos exhibited high sensitivity to DCOIT (LOEC = 12.5 µg L^{-1}; EC50 = 112.7 µg L^{-1}) and a clear dose-dependent response to PP-MPs alone (LOEC = 100 mg L^{-1}), with normal larval development falling below 15% at the highest PP load tested. A LOEC-anchored fixed-proportion mixture matrix produced a robust synergistic interaction: significant developmental impairment occurred at sublethal exposures (3.12 µg DCOIT L^{-1} + 25 mg PP L^{-1}) at which neither contaminant alone elicited a measurable effect. Three structurally distinct interaction frameworks converged on synergism: Bliss mean: 0.384 (range: 0.166-0.680), Loewe Combination Index well below unity CI mean: 0.110 (range: 0.044–0.191), and ZIP-like mean: 0.467, scores in the range 0.221 to 0.799. The mechanistic interpretation invokes Trojan-horse vectorisation of DCOIT by hydrophobic PP surfaces, epithelial damage during particle handling, and altered filtration dynamics in mussel veligers. Importantly, these mechanisms are inferred from the interaction pattern and from the broader literature on contaminant–microplastic complexes, and were not directly quantified in this embryo-larval assay. DCOIT partitioning between dissolved and PP-associated fractions, ingestion of PP-MPs by veligers, and biocide desorption in the digestive tract remain hypotheses that warrant targeted toxicokinetic investigation. These findings show that microplastics actively modulate antifouling biocide toxicity in filter-feeding bivalves and that single-contaminant risk assessments materially underestimate the ecological hazard of DCOIT in coastal hotspots where MPs cooccur. The systematic incorporation of mixture-explicit testing into regulatory protocols for marine biocides is necessary.

Keywords: Mediterranean mussel; embryo-larval bioassay; SeaNine 211; mixture toxicity; Trojan-horse effect; environmental risk assessment

Introduction

Coastal infrastructure and shipping operations have transformed harbours and adjacent estuarine waters into convergence zones for chemical pollutants and particulate debris. Antifouling biocides leached from vessel hulls and dockyards represent a pervasive contamination source (Chen and Lam 2017; Soroldoni et al. 2017; Abreu et al. 2020;

Campos et al. 2024a). Following the 2001 ban of organotin antifouling paints under the AFS Convention (IMO 2001), industry shifted to alternative formulations that deploy isothiazolinone biocides as booster compounds. DCOIT (4,5-dichloro-2-n-octyl-4-isothiazolin-3-one), introduced in 1996, remains the only isothiazolinone of its generation engineered specifically for marine antifouling applications (Bellas 2006).

The environmental persistence of DCOIT has been the subject of vigorous debate. Although laboratory dissipation half-lives below 24 h are commonly reported under microbially active conditions, persistence increases markedly under sterile, low-microbial, or particle-rich conditions, with reported half-lives reaching up to 50 d (Do et al. 2018; Figueiredo et al. 2019; Perina et al. 2023; Campos et al. 2024b). Continuous biocide release from coatings in marinas and port basins effectively decouples local water concentrations from intrinsic chemical persistence and produces a real pseudo-persistence in coastal hotspots (Konstantinou and Albanis 2004; Chen and Lam 2017). Consistent with this, environmental monitoring data document DCOIT concentrations sufficient to elicit acute and sublethal toxicity in non-target marine taxa (Do et al. 2018; Figueiredo et al. 2019; Ferreira et al. 2021; Jesus et al. 2021; Campos et al. 2022, 2023; Perina et al. 2023).

Microplastics (MPs; <5 mm) have emerged in parallel as a near-ubiquitous coastal pollutant. Their inputs to the marine environment derive from environmental weathering of macroplastics, urban runoff, port operations, and the transport of plastic pellets as cargo (UNEP 2005; Thompson et al. 2009; Morales-Caselles et al. 2021). Port basins and adjacent estuarine waters concentrate MP loadings well above those measured in pelagic surface waters (Preston-Whyte et al. 2021; Belioka and Achilias 2023; Zhang et al. 2024; Carvalho et al. 2025). MPs are now recognised as multi-faceted stressors: they accumulate across trophic levels, alter physiological processes in marine organisms, and act as substrates for the sorption and transfer of co-occurring chemical contaminants (Botterell et al. 2019; Hwang et al. 2020; Osman et al. 2023).

Despite the parallel maturation of these two research lines, mixture-explicit data on DCOIT–microplastic interactions remain scarce. Encapsulated DCOIT formulations are increasingly investigated as environmentally safer antifouling alternatives (Figueiredo et al. 2019, 2025, 2026; Ferreira et al. 2021; Jesus et al. 2021; Campos et al. 2022; Perina et al. 2023), but they release the active ingredient gradually into the marine compartment (Figueiredo et al. 2019), and the free dissolved form continues to dominate technical antifouling applications. The interaction of dissolved DCOIT with hydrophobic polymer particles is mechanistically plausible: hydrophobic organic compounds partition onto polymer surfaces, and microplastics have been proposed to act as Trojan-horse vectors that deliver elevated local doses of associated contaminants during particle handling or ingestion (Santos et al. 2020; Santana et al. 2022). Direct evidence of joint toxicity is, however, limited to one phytoplankton study (Ru et al. 2022) that documented combined effects of DCOIT and polystyrene nanoparticles on *Chlorella* sp. without formal quantification of the interaction. The response of marine invertebrate embryos under environmentally realistic mixture scenarios is essentially undocumented.

The Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) is a particularly informative model for testing such mixture interactions. Distributed across the Northeast Atlantic and Mediterranean coastal regions, the species combines high filtration capacity, a wide environmental tolerance, and a critical role in nutrient cycling and benthic community structuring. Spawning occurs year-round, peaking in summer (Suárez et al. 2005; Domínguez et al. 2010), and the species is a long-established sentinel in global

biomonitoring programs (Goldberg et al. 1978; Morgado and Bebianno 2005; Provenza et al. 2022; Barreira et al. 2024). During the transition to the D-veliger stage, Mytilus larvae progressively acquire filter-feeding capacity, and suspended microparticles in the test medium can interact with veligers through ingestion, mantle contact and clearance-rate modulation (Capolupo et al., 2018). However, the effective feeding window during a 48-h embryo-larval assay is relatively short, and the relative contribution of ingestion versus direct epithelial contact has not yet been quantified for polypropylene microparticles in this species.

Building on these considerations, the aim of this study was to demonstrate that combined exposure of *Mytilus galloprovincialis* embryos to DCOIT and PP-MPs would not produce a simple additive response, but rather a synergistic interaction driven by the filter-feeding biology of mussel veligers. Specifically, we aimed to (i) quantify the individual embryotoxicity of DCOIT and virgin PP-MPs in *M. galloprovincialis*; (ii) characterize the binary interaction across a LOEC-anchored fixed-proportion mixture matrix using three structurally distinct frameworks (Bliss Independence, Loewe Additivity, and a ZIP-like potency-shift approximation); and (iii) interpret the resulting interaction in mechanistic and regulatory terms, with explicit attention to its implications for environmental risk assessment of marine biocides in coastal mixture scenarios.

Materials and Methods

Test substances and exposure solutions

A stock solution of DCOIT (CAS 64359-81-5) was prepared at 0.01 g L^{-1} in filtered artificial seawater (FASW; ProReef pharmaceutical-grade sea salt, 0.45 µm filtered). Working solutions were obtained by serial dilution to nominal concentrations of 3.12, 6.25, 12.5, 25.0, 50.0, 100.0, 200.0 and 400.0 µg L^{-1}. No organic solvent carrier was used at any stage of solution preparation, in order to avoid solvent-mediated toxicity and to mimic environmentally realistic exposure conditions (cf. Figueiredo et al. 2019).

Commercial polypropylene microparticles (>100 µm) served as the microplastic test material. A 10 g L^{-1} stock suspension was prepared in FASW, vortexed for 5 min, and sonicated for 30 min in an ultrasonic bath. Single-substance PP-MP exposures used nominal concentrations of 1.0, 10.0, 100.0, 1,000.0 and 10,000.0 mg L^{-1}.

Binary mixtures followed a LOEC-anchored fixed-proportion design. The species-specific LOEC pair (12.5 µg DCOIT L^{-1} + 100 mg PP L^{-1}) defined the unit (1×) treatment, with all six mixture levels obtained by scaling both contaminants in equal LOEC fractions (Table 1). This design preserves the relative contribution of each contaminant across the matrix while allowing the joint dose to span the sub-LOEC, LOEC, and supra-LOEC regions; for clarity, we describe it as a fixed-proportion (rather than fixed-mass-ratio) design, given the contrasting units in which each contaminant is conventionally reported. Mixture suspensions were freshly prepared immediately before use to minimise DCOIT degradation.

Treatment	DCOIT (µg L^{-1})	PP-MPs (mg L^{-1})	LOEC fraction
Mix 1	3.12	25.0	0.25×
Mix 2	6.25	50.0	0.50×
Mix 3 (LOEC)	**12.5**	**100.0**	**1×**

Treatment	DCOIT (µg L⁻¹)	PP-MPs (mg L⁻¹)	LOEC fraction
Mix 4	25.0	200.0	2×
Mix 5	50.0	400.0	4×
Mix 6	100.0	800.0	8×

Table 1. Nominal concentrations of binary DCOIT + PP-MP mixture treatments used in the embryo-larval assay with *Mytilus galloprovincialis*. The LOEC pair (12.5 µg L⁻¹ DCOIT + 100 mg L⁻¹ PP-MPs) defines the 1× treatment; all other treatments are equal LOEC-fraction multiples of this pair.

Polymer characterisation

The polymer identity of the test particles was confirmed by ATR micro-FTIR (Thermo Scientific iN10 microscope, CCMAR – EMBRC.PT platform). Spectra were acquired over 4000–650 cm⁻¹ at 4 cm⁻¹ resolution, averaging 32 scans per spot. Polymer matching used OMNIC™ software (Thermo Scientific) against integrated industrial polymer libraries; matches above 80% were taken as positive identification of polypropylene.

Adult collection, conditioning, and gamete acquisition

Adult *M. galloprovincialis* were sampled from an intertidal bed at Costa Nova (Aveiro, Portugal) and transported to the laboratory in aerated containers with ambient seawater. Specimens were held in a recirculating aquaculture system at 20 ± 1 °C, salinity 32 ± 1, and a 12:12 h light:dark photoperiod. To minimise confinement stress and preserve gamete quality, all bioassays were initiated within 24 h of field collection following a brief acclimation period. Spawning was induced by thermal stimulation, alternating exposure between cold (~15 °C) and warm (~25 °C) filtered seawater. Fertilisation success was confirmed microscopically (>90% viable zygotes) before exposures were started.

Embryo-larval bioassay

Approximately 300 fertilised eggs were transferred to 15 mL polystyrene tubes containing 10 mL of the corresponding test solution in FASW (Bellas 2006). Each treatment was tested in four replicates (n = 4). Tubes were maintained at 20 ± 1 °C for 48 h under a 12:12 h light:dark photoperiod, a duration appropriate to capture the D-veliger transition under standard conditions. Figure 1 illustrates the exposure design.



Fig. 1 Experimental design of the embryo-larval bioassays with *Mytilus galloprovincialis*. Approximately 300 fertilised embryos were exposed in quadruplicate per treatment to single-agent and binary mixture conditions of DCOIT and polypropylene microparticles in filtered (0.45 µm) artificial seawater for 48 h.

After incubation, larvae were fixed in buffered 4% formalin and inspected under an inverted optical microscope (200×). For each replicate, 100 larvae were classified at random as normal (D-shaped veliger with intact shell) or abnormal (developmental delay, shell malformation, protruding mantle, or arrested embryo). The percentage of normal larvae, EC50, LOEC, and the spectrum of developmental abnormalities were used to derive concentration–response curves and toxicity descriptors.

All treatments were performed with four independent biological replicates (n=4) per concentration and maintained under identical physicochemical conditions (temperature: 20 ± 1 °C, salinity 32 ± 1, pH: 8.0 ± 0.5, dissolved oxygen: >4.2 $mg.L^{-1}$, photoperiod: 12h:12h). To validate the sensitivity and responsiveness of the test organisms, reference toxicant assays were conducted with sodium dodecyl sulfate (SDS) at concentrations of 0.625, 1.25, 2.5, 5.0 and 10.0 $mg.L^{-1}$ (CE50: 3,374 $mg.L^{-1}$, 2.973 to 3.829). These assays followed OECD (2019).

Statistical analysis and modelling of mixture interactions

Analyses were implemented in Python using the scikit-learn, SciPy, and Pandas libraries. Concentration–response data were assessed for normality using the Shapiro–Wilk test and for homogeneity of variances using Bartlett's test. Differences between treatments and the FASW control were evaluated by one-way analysis of variance (ANOVA) followed by Dunnett's post-hoc test ($\alpha = 0.05$). Median effective concentrations (EC50) were estimated from the percentage of normal larvae using the Trimmed Spearman–Kärber method. The lowest observed effect concentration (LOEC) was defined as the lowest treatment concentration producing a statistically significant reduction in the percentage of normal larvae relative to the control.

To evaluate binary interactions between polypropylene microplastics (PP-MPs) and DCOIT, three complementary mixture models were applied to the concentration–response matrix. Under the Bliss Independence model (Bliss, 1939), Bliss excess was calculated as $E_{obs} - E_{Bliss}$, where $E_{Bliss} = E_A + E_B - (E_A \times E_B)$ and E_A, E_B are the fractional effects of each agent on a 0–1 scale. Under the Loewe Additivity model (Loewe, 1953; Chou, 2006), the Combination Index (CI) was calculated as $CI = (D_A/D_{xA}) + (D_B/D_{xB})$, where D_A, D_B are the doses applied in the mixture and D_{xA}, D_{xB} the doses of each agent alone that would produce the observed mixture effect; $CI < 1$, ≈ 1, and > 1 denote synergism, additivity, and antagonism, respectively. A simplified Zero Interaction Potency (ZIP)-like approach (Yadav et al., 2015) was additionally implemented as a potency-shift framework, in which positive scores indicate synergism, negative scores indicate antagonism, and values close to zero indicate additivity. Due to the experimental design (fixed-proportion LOEC-anchored design), a potency shift-based approach was employed instead of the full implementation of the ZIP algorithm. Agreement among the three interaction models was used as complementary evidence to characterize the nature of the combined effects of PP-MPs and DCOIT.

Results and Discussion

Polymer identity

This spectral pattern confirms that the test particles were isotactic polypropylene with no detectable oxidative degradation and without additional functional groups evident in the ATR-FTIR spectrum (Figure 2). While this supports the use of additive-poor virgin PP as the test material, trace additives below the detection limits of FTIR cannot be completely ruled out. Diagnostic absorbance bands were observed at ≈2950, 2916 and 2838 cm^{-1} (C–H stretching of CH3 and CH2), 1455 and 1376 cm^{-1} (CH2 and CH3 bending), and 1166, 998, 973 and 841 cm^{-1} (skeletal vibrations characteristic of the isotactic configuration). The library match exceeded 85% (Match: 85.43), well above the 80% acceptance threshold. The absence of a carbonyl band near 1700 cm^{-1} rules out detectable oxidative degradation, confirming that the test particles were virgin, additive-free, isotactic PP. This characterisation is mechanistically important: it isolates the role of the polymer matrix and its surface chemistry as the relevant carrier of DCOIT in the binary exposure, ruling out additive-driven toxicity that would otherwise complicate interpretation.

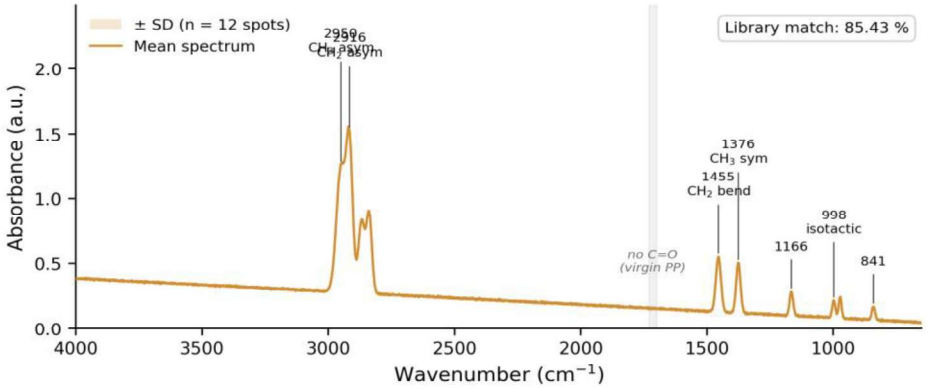


Fig. 2 ATR micro-FTIR mean spectrum (± SD shading, n = 12 measurement spots) of the polypropylene microparticles used in the toxicity assays. Diagnostic bands of isotactic PP are annotated (CH_3/CH_2 stretching at 2916–2950 cm^{-1}; CH bending at 1376–1455 cm^{-1}; isotactic skeletal vibrations at 998 and 841 cm^{-1}). The carbonyl region near 1700 cm^{-1} (grey shading) is empty, ruling out oxidative degradation. The library match score (85.43%) exceeds the 80% positive-identification threshold.

Single-substance embryotoxicity of DCOIT

Mussel embryos exposed to DCOIT alone exhibited a clear, monotonic concentration–response in the percentage of normal D-veligers (Figure 3). The Trimmed Spearman-Kärber estimate of the median effective concentration was EC50 = 112.7 µg L^{-1}, with LOEC = 12.5 µg L^{-1}. At 200 and 400 µg L^{-1}, fewer than 20% of larvae developed normally, and embryotoxicity at 400 µg L^{-1} approached complete failure of the D-shape transition. These values are consistent with the high sensitivity of *M. galloprovincialis* embryos to DCOIT documented in earlier studies (Bellas 2006; Figueiredo et al. 2019; Perina et al. 2023). The solvent-free protocol applied here removes a confounding factor common to many published bioassays, in which carrier solvents may modulate biocide bioavailability.

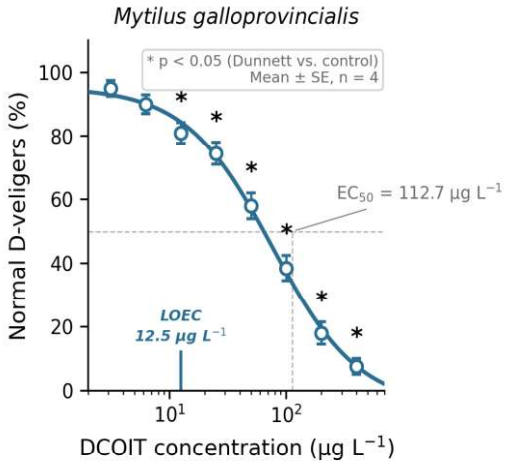


Fig. 3 Concentration–response curve for DCOIT-induced embryotoxicity in *Mytilus galloprovincialis*. Solid line shows the 4-parameter logistic fit. EC50 = 112.7 µg L^{-1} (grey dashed reference); LOEC = 12.5 µg L^{-1} (blue tick marker). Asterisks denote significant differences from the FASW control (one-way ANOVA, Dunnett's test, $p < 0.05$). Error bars represent SE (n = 4).

Single-substance embryotoxicity of PP-MPs

PP-MP exposures elicited a clear concentration-dependent reduction in larval normality (Figure 4). Tolerance was high at the lowest concentrations (1 and 10 mg L^{-1}; >85% normal larvae), but normality dropped sharply with rising PP load: 62.4% at 100 mg L^{-1} (LOEC), 39.0% at 1,000 mg L^{-1}, and 12.7% at 10,000 mg L^{-1}.

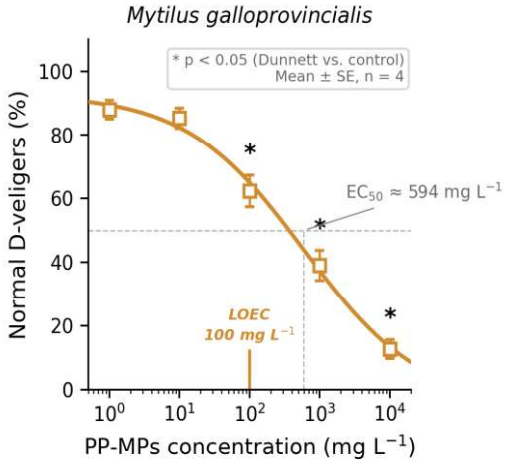


Fig. 4 Concentration–response curve for PP-MP-induced embryotoxicity in *Mytilus galloprovincialis*. Solid line shows the 4-parameter logistic fit; LOEC = 100 mg L^{-1} (amber tick marker); estimated EC50 ≈ 594 mg L^{-1} (grey dashed reference). Asterisks denote significant differences from the FASW control (one-way ANOVA, Dunnett's test, $p < 0.05$). Error bars represent SE (n = 4).

The presence of a measurable PP-only dose–response may be attributed to the mechanical action of the particles on biological membranes during this phase of intense cellular activity in embryonic development. Studies indicate that microplastics can destabilize lipid membranes through a process of mechanical stretching, thereby compromising the cell's structural integrity and permeability. Furthermore, the electrostatic adhesion of plastic particles to the cell surface can alter aquaporin function and membrane hydrophobicity, leading to imbalances in internal osmotic pressure and, in severe cases, the rupture of the cell membrane (Fleury, 2020; Fleury and Baulin, 2024). This single-

substance baseline is of central importance for the interpretation of the mixture matrix described below.

Binary mixture: a synergistic developmental response at sublethal doses

Exposure to LOEC-anchored binary mixtures of DCOIT and PP-MPs produced a marked, progressive reduction in the percentage of normal D-veligers across the matrix (Figure 5). Statistically significant impairment was already detected at the lowest mixture treatment (Mix 1: 3.12 µg DCOIT L^{-1} + 25 mg PP L^{-1}), where neither contaminant alone produced a measurable effect. At the LOEC pair (Mix 3: 12.5 µg DCOIT L^{-1} + 100 mg PP L^{-1}), embryotoxicity exceeded the response of either single agent treatment at the matching concentration. At the highest mixture level (Mix 6: 100 µg DCOIT L^{-1} + 800 mg PP L^{-1}), fewer than 5% of larvae developed normally.

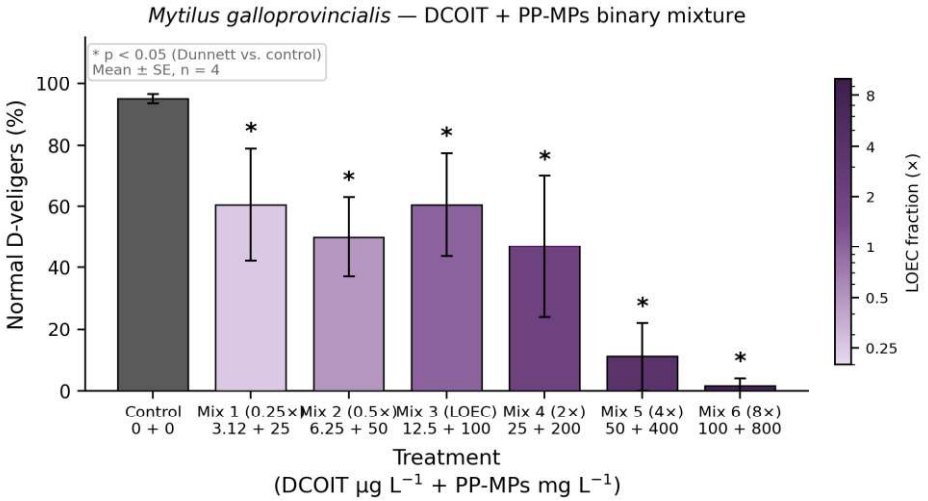


Fig. 5 Percentage of normal D-veligers of *Mytilus galloprovincialis* after 48-h exposure to LOEC-anchored fixed-proportion mixtures of DCOIT and PP-MPs. Bar colour intensity encodes the LOEC fraction (colour bar, log scale); the LOEC pair corresponds to Mix 3 (1×). Asterisks denote significant differences from the FASW control (one-way ANOVA, Dunnett's test, $p < 0.05$). Error bars represent SE (n = 4).

The detection of significant impairment at sublethal fractions of the LOEC for both contaminants is the central, ecologically and regulatorily relevant outcome of the binary exposure. It indicates that the joint presence of dissolved DCOIT and suspended PP-MPs generates an emergent toxic response that is not predictable from single-substance threshold concentrations.

This is, to our knowledge, the first quantitative demonstration of synergistic interaction between DCOIT and polypropylene microplastics during embryonic development of a marine bivalve.

Convergent quantitative evidence of synergism

The three interaction frameworks converged on synergism (Figure 6). The Bliss excess (Eobs − EBliss) was positive across the matrix, reaching values of 0.384 (0.166 - 0.680) at intermediate doses, indicating that the observed effect substantially exceeded the expectation under independent action. The Loewe Combination Index ranged from 0.044 to 0.191 (CI mean: 0.110) was well below the additivity threshold of unity and consistent with strong dose-equivalent synergism. The ZIP-like score was positive throughout the matrix (ZIPlike mean: 0.467, range: 0.221 - 0.799), corroborating a potency-shift synergism reading. The convergence of three structurally distinct frameworks on the same

qualitative conclusion provides a level of analytical robustness that single-model interpretations cannot deliver, since each framework rests on different theoretical assumptions about the null reference. The synergism is, moreover, ecologically relevant. DCOIT concentrations in the µg L^{-1} range have been reported in port and coastal hotspots globally (Do et al. 2018; Campos et al. 2022), and PP-MP loadings within and beyond the test range have been documented in port basins and adjacent estuarine waters (Belioka and Achilias 2023; Zhang et al. 2024; Carvalho et al. 2025).

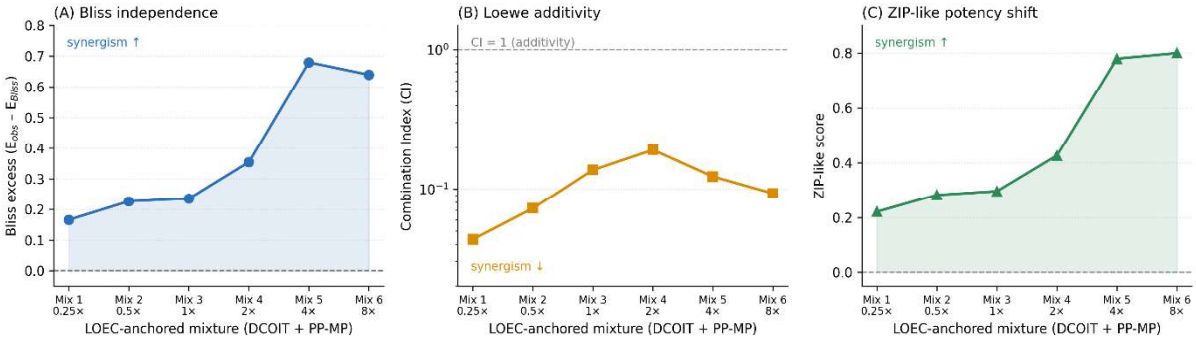


Fig. 6 Convergent quantitative evidence of synergism across three structurally distinct interaction frameworks for binary mixtures of DCOIT and PP-MPs in *Mytilus galloprovincialis*. (A) Bliss Independence: Bliss excess (Eobs − EBliss) positive across the matrix, peaking at intermediate doses. (B) Loewe Additivity: Combination Index well below unity for all mixture levels (note log scale; CI = 1, dashed line, marks additivity). (C) ZIP-like potency-shift score, increasing monotonically with LOEC fraction. The three frameworks converge on synergism despite resting on distinct theoretical assumptions about the null reference.

Mechanistic interpretation

The interaction analyses demonstrated that co-exposure of *Mytilus galloprovincialis* embryos to DCOIT and polypropylene microplastics produced developmental toxicity that exceeded the responses expected from the individual contaminants. This conclusion is supported by three complementary interaction models, all of which consistently classified the binary response as synergistic. Most notably, significant reductions in normal D-veliger development were already detected at the lowest mixture treatment (3.12 µg DCOIT L^{-1} + 25 mg PP-MPs L^{-1}), although neither contaminant alone produced a statistically significant effect at these concentrations. This finding indicates that the biological response cannot be explained only by the independent toxicity of each stressor.

The observed synergism is consistent with several non-mutually exclusive mechanisms associated with the physicochemical properties of polypropylene microplastics and the biological characteristics of developing mussel larvae. One plausible explanation is the Trojan-horse effect, whereby dissolved DCOIT partitions onto the hydrophobic surfaces of polypropylene microplastics and is subsequently transported into close contact with embryonic and larval tissues. This hypothesis is supported by the physicochemical properties of DCOIT, which exhibits a reported log KOW ranging from approximately 2.8 to 6.4 depending on the determination method and environmental conditions (Chen and Lam, 2017; Campos et al., 2024b). Such hydrophobicity favors the sorption/sorbs DCOIT onto non-polar polymer surfaces such as polypropylene, a mechanism that has been described for a variety of hydrophobic organic contaminants interacting with microplastics (Fu et al., 2021; Hildebrandt et al., 2021). However, DCOIT partitioning onto PP-MPs, its subsequent desorption under biological conditions, and the uptake of particle-associated DCOIT by developing larvae were not directly evaluated in the

present study. No analytical separation of dissolved and particle-associated DCOIT was performed, and ingestion of PP-MPs by D-veliger larvae was inferred from the filter-feeding biology of early mussel larvae and previous studies demonstrating microplastic uptake in marine bivalve larvae (Capolupo et al., 2018; Katsumiti et al., 2021; Rial et al., 2023), rather than confirmed by microscopic or chemical tracking. Consequently, the Trojan-horse mechanism should be regarded as a biologically plausible explanation for the observed synergism rather than as a process experimentally demonstrated here. Nevertheless, the significant developmental impairment observed at sub-LOEC mixture concentrations is consistent with enhanced local delivery of the biocide mediated by PP-MPs.

A second mechanism may involve the direct interaction of polypropylene particles with biological membranes. Previous studies have shown that microplastics can mechanically destabilize lipid bilayers, increase membrane permeability and facilitate contaminant uptake (Fleury and Baulin, 2021). Additionally, studies with marine invertebrate embryos have demonstrated that direct contact between microplastics and embryonic surfaces can impair normal development, suggesting that the intensity of particle–cell interactions contributes to developmental toxicity during early life stages (Della Torre et al., 2014; Gambardella et al., 2018). Such membrane perturbation is consistent with increased intracellular delivery of dissolved DCOIT without requiring higher dissolved concentrations in the exposure medium (Rial et al., 2023). This interpretation is consistent with the present results, in which developmental impairment occurred at mixture concentrations well below the LOECs established for either contaminant individually.

If membrane integrity is compromised, increased intracellular delivery of DCOIT may initiate downstream cellular responses that contribute to developmental toxicity. Experimental studies with marine bivalves have shown that microplastic exposure can induce oxidative stress through the overproduction of reactive oxygen species (ROS), leading to redox imbalance and activation of antioxidant defence pathways (Botterell et al., 2019; Boukadida et al., 2024; Romdhani et al., 2024). When combined with the intrinsic cytotoxicity of DCOIT, such oxidative stress may further enhance cellular damage, including disruption of normal developmental processes and activation of apoptosis-related pathways (Boukadida et al., 2024; Romdhani et al., 2024). These membrane and oxidative-stress pathways are consistent with the observed developmental impairment at sub-LOEC mixture concentrations, but they remain hypothetical in the present context, as no direct measurements of ROS production, antioxidant responses or apoptosis were conducted in Mytilus embryos exposed to DCOIT–PP mixtures.

The concentration-dependent increase in mixture toxicity further suggests that the interaction becomes progressively more important as exposure levels increase. While the single-compound concentration–response curves showed the expected monotonic reduction in normal larval development, the mixture produced a substantially steeper decline across the LOEC-anchored exposure matrix, culminating in fewer than 5% normal larvae at the highest combined treatment. Likewise, the positive Bliss excess values, Combination Index values consistently below unity, and positive ZIP-like scores all indicate that the increase in toxicity exceeded that predicted by independent or additive models. Although confirmation of the underlying mechanisms will require dedicated toxicokinetic and biochemical investigations, the present findings clearly suggest that mixture toxicity cannot be reliably predicted from single-substance responses alone.

Finally, altered particle handling and filtration behaviour may also contribute to the observed response. Developing *M. galloprovincialis* larvae continuously interact with

suspended particles during early development, and prolonged contact between PP microplastics and larval surfaces may increase the duration of exposure to dissolved DCOIT. Although these mechanisms were not directly evaluated in the present study, they are compatible with both the biological characteristics of filter-feeding bivalves and the concentration-dependent synergism consistently detected by the three interaction models.

Taken together, the experimental evidence indicates that polypropylene microplastics do not simply contribute an additional source of stress but modify the biological response to DCOIT in a manner consistent with synergistic interaction. Although the precise mechanisms responsible for this enhancement remain to be experimentally demonstrated, the agreement among the Bliss, Loewe, and ZIP-like approaches, together with the developmental responses observed at sub-LOEC mixture concentrations, provides strong quantitative evidence that co-exposure generates a toxic effect greater than would be predicted from the individual actions of the two contaminants.

Methodological note on direct partitioning evidence

We acknowledge a deliberate methodological caveat. The present study did not couple embryotoxicity assays to direct analytical quantification of DCOIT partitioning between dissolved and PP-associated fractions (e.g., HPLC or LC-MS measurements of DCOIT in filtered versus unfiltered mixtures over time). The Trojan-horse mechanism advanced in Section 3.6 is therefore inferred from the direction and magnitude of the interaction, the surface chemistry of additive-free isotactic PP, and consistency with the broader literature on hydrophobic-contaminant–microplastic interactions (Fu et al. 2021; Hildebrandt et al. 2021; Wang et al. 2022). Direct partitioning measurements were beyond the scope of the embryotoxicity-focused experimental design implemented here. We recommend that follow-up work integrate batch-equilibrium adsorption experiments with embryo-larval bioassays and analytical quantification of DCOIT speciation in the test medium, in order to quantitatively partition the synergism into its dissolved-, vectorised-, and barrier-mediated contributions. In addition to this deliberate focus on embryotoxicity, the study did not include microscopic or analytical tracking of PP-MP ingestion by veligers, nor any simulation of digestive-tract conditions that could promote desorption of DCOIT from PP surfaces. As a result, the proposed Trojan-horse and gut-release mechanisms should be viewed as working hypotheses that integrate physicochemical and biological knowledge but await direct experimental validation.

Implications for environmental risk assessment

The synergism quantified here has direct implications for the environmental risk assessment of antifouling biocides in coastal hotspots. Standard ERA frameworks rely heavily on single-substance toxicity data and would, in the present case, predict no significant effect of either DCOIT (3.12 µg L^{-1}, well below the single-compound LOEC of 12.5 µg L^{-1}) or PP-MPs (25 mg L^{-1}, well below the single-compound LOEC of 100 mg L^{-1}) at the lowest mixture concentration tested. Yet the mixture at these concentrations produced statistically significant developmental impairment in *M. galloprovincialis*. Single-substance threshold concentrations therefore underestimate the ecological hazard of DCOIT–PP co-exposure for filter-feeding bivalves by at least four-fold (the 0.25× LOEC pair tested here), and probably more at lower fractions of the LOEC that were not tested. This pattern is consistent with similar findings for other contaminant–microplastic mixtures affecting mussel embryos (Rial et al. 2023). The four-fold underestimation implied by single-compound LOECs arises from the LOEC-anchored fixed-proportion

design and from the detection of significant embryotoxicity at 0.25 LOEC fractions of both contaminants. However, this factor should be interpreted with caution, as it is derived from short-term embryo-larval assays without explicit quantification of DCOIT degradation, microplastic ingestion, or gut desorption processes, all of which may modulate actual field exposures (Chen et al., 2015).

The ecological significance of this gap is amplified by the trophic and biogeochemical role of *M. galloprovincialis*. As an active filter-feeder, sentinel species, and ecosystem engineer, the mussel concentrates the very particles and contaminants that are most likely to interact synergistically, meaning that the species both indicates and integrates this form of mixture stress. Mixture-explicit testing protocols, the systematic incorporation of microplastic exposure scenarios into ERA frameworks for marine biocides, and renewed attention to the biological traits that determine particle uptake (feeding mode, life stage, larval physiology) are not optional refinements but necessary updates to current regulatory practice.

Conclusions

This study provides quantitative evidence that the embryotoxicity of the antifouling biocide DCOIT to *Mytilus galloprovincialis* is amplified by the co-occurrence of polypropylene microplastics. By combining standard embryo-larval bioassays with three complementary interaction frameworks (Bliss Independence, Loewe Additivity and a ZIP-like model), we identified a coherent and convergent synergism manifested as significant developmental impairment at sublethal, environmentally realistic concentrations of both contaminants, concentrations at which neither alone produced significant effects.

The mechanistic interpretation invokes Trojan-horse vectorization of DCOIT by the hydrophobic surfaces of PP-MPs, membrane perturbation that may increase the apparent potency of the dissolved biocide fraction and altered filtration dynamics that prolong the larval exposure window. The concordant identification of synergistic interactions by the Bliss Independence, Loewe Additivity, and ZIP-like models, together with the biological plausibility of these mechanisms, supports the conclusion that co-exposure to PP-MPs and DCOIT elicits an emergent toxic response that cannot be explained by the independent actions of the two contaminants. For environmental risk assessment, the central implication is that single-contaminant paradigms materially underestimate the ecological hazard of DCOIT to filter-feeding bivalves whenever microplastics are also present in the water column, a condition that characterises virtually all modern port and coastal hotspots. We therefore advocate the systematic incorporation of mixture toxicity testing, with explicit attention to particulate matrices as bioavailability modifiers, into regulatory protocols for marine biocides. Future work should couple embryo-larval bioassays with direct analytical quantification of DCOIT partitioning, with chronic and sub-chronic exposure scenarios, and with toxicokinetic modelling of contaminant–microplastic complexes.

Declarations

Funding. Maria Fernanda Palanch acknowledges PPG-DOT (UFF, Brazil) and CAPES (Process No. 88887.171684/2025-00). This work was funded by Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT, Portugal) through projects UID/50017/2025, LA/P/0094/2020, UID/04326/2025, UID/PRR/04326/2025, and LA/P/0101/2020. Individual support was provided by FCT research contracts to C. Cesar-Ribeiro (CEECINSTLA/00028/2022/CP2990/CT0002) and R. Martins (2021.00386.CEECIND).

Competing interests. The authors declare no competing interests.

Author contributions. M.F.P. conceptualisation, investigation, formal analysis, writing - original draft. R.F. and P.G. investigation, methodology. N.M. and A.L.B. supervision, methodology. A.C.F.C. methodology, formal analysis. R.M. supervision, resources, writing - review and editing. C.C.R. conceptualisation, supervision, formal analysis, writing - review and editing, project administration.

Data availability. The datasets generated and analysed during the current study are available from the corresponding author on reasonable request.

Ethics statement. All experimental procedures complied with applicable national and EU regulations on the use of marine invertebrate early life stages in research; no vertebrate animals were used.

Claude (Anthropic; model version [INSERT, e.g. Claude Opus 4]) was used to assist with language revision of the manuscript. All AI-generated suggestions were critically reviewed and edited by the authors, who assume full responsibility for the accuracy and integrity of the final manuscript.

References

Abreu FEL, Silva JNL, Castro IB, Fillmann G (2020) Are antifouling residues a matter of concern in the largest South American port? J Hazard Mater 398:122937. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122937

Barreira J, Araújo DF, Knoery J, Briant N, Machado W, Grouhel-Pellouin A (2024) The French Mussel Watch Program reveals the attenuation of coastal lead contamination over four decades. Mar Pollut Bull 199:115975. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115975

Belioka MP and Achilias DS (2023) Microplastic pollution and monitoring in seawater and harbor environments: a meta-analysis and review. Sustainability 15(11):9079. https://doi.org/10.3390/su15119079

Bellas J (2006) Comparative toxicity of alternative antifouling biocides on embryos and larvae of marine invertebrates. Sci Total Environ 367(2–3):573–585. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.01.028

Bliss CI (1939) The toxicity of poisons applied jointly. Ann Appl Biol 26:585–615. https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1939.tb06990.x

Botterell ZL, Beaumont N, Dorrington T, Steinke M, Thompson RC, Lindeque PK (2019) Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: a review. Environ Pollut 245:98–110. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065

Boukadida, K., et al., 2024. Unraveling the interplay between environmental microplastics and salinity stress on Mytilus galloprovincialis larval development: A holistic exploration. Sci Total Environ 927, 172177. https://doi.org/10.1016/j. scitotenv.2024.172177

Campos BG, Figueiredo J, Perina F, Abessa DMS, Loureiro S, Martins R (2022) Occurrence, effects and environmental risk of antifouling biocides (EU PT21): are marine ecosystems threatened? Crit Rev Environ Sci Technol 52(18):3179–3210. https://doi.org/10.1080/10643389.2021.1910003

Campos BG, Moreira LB, Pauly GFE, Cruz ACF, Perina FC, Abreu F, Fillmann G, Abessa DMS (2023) Water and sediment toxicity and hazard assessment of DCOIT towards neotropical marine organisms. Environ Pollut 330:121797. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121797

Campos BG, Perina FC, Abreu FEL, Fillmann G, Abessa DMSd (2024a) Degradation kinetics of antifouling biocides in sediment during the spiking equilibrium phase. Ecotoxicol Environ Contam 19(1):39–49. https://doi.org/10.5132/eec.2024.01.05

Campos BG, Abessa DMSd, Martins R (2024b) Preliminary findings on the bioaccumulation and marine trophic transfer of the antifouling biocide DCOIT in soluble and nanostructured forms. Sustainability 16(18):7996. https://doi.org/10.3390/su16187996

Carvalho MRd, Teixeira AF, Dias LN, Ferreira LGP, Nascimento SP, Sousa ACN, Castro ACLd, Azevedo JWJ, Silva MHL (2025) Presence of microplastics in Sciades herzbergii (Bloch, 1794) captured in harbor areas of the Amazon coast, Maranhão, Brazil. Mar Pollut Bull 215:117862. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117862

Chen, L., Xu, Y., Wang, W., Qian, P-Y (2015) Degradation kinetics of a potent antifouling agent, butenolide, under various environmental conditions, Chemosphere, Volume 119, Pages 1075-1083, https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.056.

Chen L, Lam JCW (2017) SeaNine 211 as antifouling biocide: a coastal pollutant of emerging concern. J Environ Sci 61:68–79. https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.03.040

Chou TC (2006) Theoretical basis, experimental design, and computerized simulation of synergism and antagonism in drug combination studies. Pharmacol Rev 58(3):621–681. https://doi.org/10.1124/pr.58.3.10

Capolupo, M., Franzellitti, S., Valbonesi, P., Lanzas, C.S., Fabbri, E. (2018) Uptake and transcriptional effects of polystyrene microplastics in larval stages of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*, Environmental Pollution, Volume 241, Pages 1038-1047, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.035.

Della Torre C, Bergami E, Anna A, Chang W S, Prodi L, Corsi I (2014). Accumulation and embryotoxicity of polystyrene nanoparticles in the Mediterranean sea urchin *Paracentrotus lividus.* Environmental Science & Technology, 48(20), 12302-12311. https://doi.org/10.1021/es502569w

Do JW, Haque N, Lim H, Min BH, Lee D, Kang J, Kim M, Jung J, Rhee J (2018) Constant exposure to environmental concentrations of the antifouling biocide Sea-Nine retards growth and reduces acetylcholinesterase activity in a marine mysid. Aquat Toxicol 205:165–173. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.10.019

Domínguez L, Villalba A, Fuentes J (2010) Effects of photoperiod and the duration of conditioning on gametogenesis and spawning of the mussel Mytilus galloprovincialis (Lamarck). Aquac Res 41(11):807–818. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2010.02601.x

Ferreira V, Pavlaki MD, Martins R, Monteiro MS, Maia F, Tedim J, Soares AMVM, Calado R, Loureiro S (2021) Effects of nanostructure antifouling biocides towards a coral species in the context of global changes. Sci Total Environ 799:149324. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149324

Figueiredo J, Oliveira T, Ferreira V, Sushkova A, Silva S, Carneiro S, Cardoso DN, Gonçalves SF, Maia F, Rocha C, Tedim J, Loureiro S, Martins R (2019) Toxicity of innovative anti-fouling nano-based solutions to marine species. Environ Sci Nano 6:1418–1429. https://doi.org/10.1039/C9EN00011A

Figueiredo J, Perina F, Carneiro D, Iqbal MA, Oliveira T, Rocha C, Maia F, Tedim J, Martins R (2025) Environmental behavior, hazard and anti-corrosion performance of benzotriazole-based nanomaterials for sustainable maritime applications. Environ Sci Nano 12:3565–3580. https://doi.org/10.1039/D4EN00919C

Figueiredo J, Perina FC, Carneiro D, et al. (2026) Environmental risk assessment and anti-corrosion efficacy of safe-by-design nitrite-based nanomaterials for maritime applications. Nano Sel 7(2):e70070. https://doi.org/10.1002/nano.70070

Fleury J (2020) Enhanced water permeability across a physiological droplet interface bilayer doped with fullerenes. RSC Adv. 10, 19686–19692 https://doi.org/10.1039/D0RA01413C

Fleury J, Baulin VA (2021) Microplastics destabilize lipid membranes by mechanical stretching, Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 118 (31) e2104610118, https://doi.org/10.1073/pnas.2104610118.

Fleury J, Baulin VA (2024) Synergistic Effects of Microplastics and Marine Pollutants on the Destabilization of Lipid Bilayers. J. Phys. Chem. B 2024, 128, 8753−8761 https://doi.org/10.1021/acs.jpcb.4c03290

Fu L, Li J, Wang G, Luan Y, Dai W (2021) Adsorption behavior of organic pollutants on microplastics. Ecotoxicol Environ Saf 217:112207. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112207

Gambardella, C, Morgana, S, Bramini M, Rotini A, Manfra L, Migliore L, Piazza V, Garaventa, F, Faimali M (2018) Ecotoxicological effects of polystyrene microbeads in a battery of marine organisms

belonging to different trophic levels, Marine Environmental Research, Volume 141, Pages 313-321, https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.09.023.

Goldberg ED, Bowen VT, Farrington JW, Harvey G, Martin JH, Parker PL, Risebrough RW, Robertson W, Schneider E, Gamble E (1978) The Mussel Watch. Environ Conserv 5(2):101–125. https://doi.org/10.1017/S0376892900005555

Hildebrandt L, Nack FL, Zimmermann T, Pröfrock D (2021) Microplastics as a Trojan horse for trace metals. J Hazard Mater Lett 2:100035. https://doi.org/10.1016/j.hazl.2021.100035

Hwang J, Choi D, Han S, Jung SY, Choi J, Hong J (2020) Potential toxicity of polystyrene microplastic particles. Sci Rep 10:7391. https://doi.org/10.1038/s41598-020-64464-9

IMO (2001) International Convention on the Control of Harmful Anti-Fouling Systems on Ships (AFS Convention). International Maritime Organization, London

Jesus F, Martins R, Tedim J, Maia F, Pereira AT, Diniz MS, Almeida M, Soares AMVM, Pereira JL, Loureiro S, Calado R (2021) Insights on the toxicity of selected antifouling biocides to coral species. Mar Pollut Bull 165:112135. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112135

Katsumiti, A., Losada-Carrillo, M.P., Barros, M., Miren P., Cajaraville, M.P. (2021) Polystyrene nanoplastics and microplastics can act as Trojan horse carriers of benzo(*a*)pyrene to mussel hemocytes in vitro. *Sci Rep* **11**, 22396. https://doi.org/10.1038/s41598-021-01938-4

Konstantinou IK, Albanis TA (2004) Worldwide occurrence and effects of antifouling paint booster biocides in the aquatic environment: a review. Environ Int 30(2):235–248. https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00176-4

Loewe S (1953) The problem of synergism and antagonism of combined drugs. Arzneimittel-Forschung 3(6):285–290. https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/13081480/

Morales-Caselles C, Viejo J, Martí E, et al. (2021) An inshore-offshore sorting system revealed from global classification of ocean litter. Nat Sustain 4:484–493. https://doi.org/10.1038/s41893-021-00720-8

Morgado F, Bebianno MJ (2005) A mussel watch in the Ria Formosa lagoon. Ciencias Marinas, 31(1B): 231–241 http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0185-38802005000200010&lng=es&tlng=en.

OECD (2019) Guidance document on aquatic toxicity testing of difficult substances and Mixtures, OECD series on testing and assessment. OECD Publishing, Paris. https://doi.org/10.1787/0ed2f88e-en.

Osman AI, Hosny M, Eltaweil AS, et al. (2023) Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: a review. Environ Chem Lett 21:2129–2169. https://doi.org/10.1007/s10311-023-01593-3

Perina FC, Souza LSFde, Campos BG, Cruz ACF, Mariani CF, Perobelli JE, Pinheiro MAA, Choueri RB, Castro ÍB, Abessa DMS (2023) Are non-organotin antifouling booster biocides hazardous to coastal ecosystems? Braz J Oceanogr 71:e23102. https://doi.org/10.1590/2675-2824071.22102fcp

Preston-Whyte F, Silburn B, Meakins B, Bakir A, Pillay K, Worship M, Paruk S, Mdazuka Y, Mooi G, Harmer R, Doran D, Tooley F, Maes T (2021) Meso- and microplastics monitoring in harbour environments: a case study for the Port of Durban, South Africa. Mar Pollut Bull 163:111948. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111948

Provenza F, Rampih D, Pignattelli S, Pastorino P, Barceló D, Prearo M, Specchiulli A, Renzi M (2022) Mytilus galloprovincialis as a smart biological tool to investigate contamination by emerging endocrine-disrupting chemicals: a review. Toxics 10(11):712. https://doi.org/10.3390/toxics10110712

Rial D, Bellas J, Vidal-Liñán L, Santos-Echeandía J, Campillo JA, León VM, Albentosa M (2023) Microplastics increase the toxicity of mercury, chlorpyrifos and fluoranthene to mussel and sea urchin embryos. Environ Pollut 336:122410. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122410

Romdhani I, Venditti, M, Gallo A, Abelouah MR, Gaaied S, Boni R, Alla AA, Minucci S, Banni M (2024) Environmental microplastics compromise reproduction of the marine invertebrate *Mytilus galloprovincialis*: A holistic approach, Journal of Hazardous Materials, Volume 480, 136219, https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136219 .

Ru JC, Zhao XL, Cao ZH, Chen CZ, Li P, Li ZH (2022) Chronic toxic effects of polystyrene microplastics, DCOIT and their combination on marine Chlorella sp. Comp Biochem Physiol C 261:109426. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2022.109426

Santana LMBM, Rodrigues ACM, Campos D, et al. (2022) Can the toxicity of polyethylene microplastics and engineered nanoclays on flatfish (Solea senegalensis) be influenced by the presence of each other? Sci Total Environ 804:150188. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150188

Santos JVN, Martins R, Fontes MK, Galvao B, Silva MBMP, Maia F, Abessa DMS, Perina FC (2020) Can encapsulation of the biocide DCOIT affect the antifouling efficacy and toxicity on tropical bivalves? Appl Sci 10:8579. https://doi.org/10.3390/app10238579

Soroldoni S, Abreu F, Castro IB, Duarte FA, Pinho GLL (2017) Are antifouling paint particles a continuous source of toxic chemicals to the marine environment? J Hazard Mater 330:76–82. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.02.001

Suárez MP, Alvarez C, Molist P, San Juan F (2005) Particular aspects of gonadal cycle and seasonal distribution of gametogenic stages of Mytilus galloprovincialis cultured in the estuary of Vigo. J Shellfish Res 24(2):531–540 https://doi.org/10.2983/0730-8000(2005)24[531:PAOGCA]2.0.CO;2

Thompson RC, Swan SH, Moore CJ, Vom Saal FS (2009) Our plastic age. Philos Trans R Soc B 364(1526):1973–1976. https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0054

UNEP (2005) Marine Litter: An Analytical Overview. United Nations Environment Programme, Nairobi

Wang X, Zhang R, Li Z, Yan B (2022) Adsorption properties and influencing factors of Cu(II) on polystyrene and polyethylene terephthalate microplastics in seawater. Sci Total Environ 812:152573. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152573

Yadav B, Wennerberg K, Aittokallio T, Tang J (2015) Searching for drug synergy in complex dose–response landscapes using an interaction potency model. Comput Struct Biotechnol J 13:504–513. https://doi.org/10.1016/j.csbj.2015.09.001

Zhang K, Cheng MCY, Liu M, et al. (2024) Microplastics in Hong Kong's marine waters: impact of rainfall and Pearl River discharge. Mar Pollut Bull 205:116635. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116635

6 POLÍTICAS PÚBLICAS RELACIONADAS AOS MICROPLÁSTICOS NO AMBIENTE MARINHO: DESAFIOS EM ÁREAS COSTEIRAS URBANIZADAS E REGIÕES PORTUÁRIAS

6.1 INTRODUÇÃO

A crescente complexidade dos desafios ambientais contemporâneos tem reforçado a necessidade de políticas públicas capazes de integrar instrumentos regulatórios, estratégias de gestão e mecanismos de governança voltados à prevenção e ao controle de diferentes formas de poluição. No caso dos microplásticos, o avanço das evidências científicas com o aumento de estudos relacionados aos microplásticos, deslocou o debate da caracterização do problema para a formulação de respostas institucionais capazes de reduzir sua geração, limitar sua dispersão e estabelecer programas de monitoramento ambiental. Nesse cenário, as políticas públicas desempenham papel central na coordenação de ações entre diferentes níveis de governo, setores produtivos e sociedade civil, constituindo um dos principais instrumentos para enfrentar a poluição por microplásticos de forma preventiva e integrada.

A poluição por microplásticos no ambiente marinho consolidou-se como um dos problemas ambientais mais complexos da contemporaneidade, sendo frequentemente caracterizada como um problema de grande proporção, devido à sua natureza transfronteiriça, persistência e às múltiplas fontes de origem (Scrich et al., 2025). A literatura científica ressalta que, embora a onipresença dessas partículas seja amplamente documentada, a governança eficaz para mitigação e monitoramento ainda enfrenta lacunas críticas de coordenação e implementação (Wu, 2022; Nielsen et al., 2023). O papel das políticas públicas é reconhecido como o ponto de partida fundamental para diagnosticar, priorizar e implementar estratégias de combate a essa poluição, servindo como base de evidências para ações integradas que abrangem desde a escala local até a global (UNEP, 2021; Scrich et al., 2025). Contudo, a eficácia dessas políticas depende da capacidade de superar a fragmentação institucional e de estabelecer metodologias padronizadas que permitam a comparabilidade de dados entre diferentes regiões.

A arquitetura atual da governança internacional dos plásticos é descrita como fragmentada e insuficientemente coordenada, fundamentando-se predominantemente em instrumentos de *soft-law* (De Castro, 2025), ou seja, normas, diretrizes, declarações e

planos de ação que, embora não possuam força juridicamente vinculante, orientam a cooperação internacional e influenciam a elaboração de políticas públicas em âmbito nacional (Abbott and Snidal, 2000). Os autores ainda ressaltam que a governança internacional dos plásticos foca excessivamente em fontes marítimas, em detrimento das terrestres, que por sua vez, respondem por cerca de 80% do aporte de resíduos nos oceanos (Wu, 2022). Busetto et al. (2020), argumentam que os regimes regulatórios existentes, como a Convenção UNCLOS e o MARPOL, embora essenciais, não foram desenhados especificamente para lidar com o ciclo de vida completo dos plásticos e a fragmentação em microplásticos (Chang and Saqib, 2025). Nesse cenário, Onyena et al. (2022) apontam para a necessidade de um Tratado Global de Plásticos que seja legalmente vinculante, capaz de harmonizar as legislações nacionais e de estabelecer metas ambiciosas para a redução da produção de polímeros virgens e a eliminação de microplásticos intencionalmente adicionados, como as microesferas plásticas em cosméticos.

No âmbito da prevenção e mitigação, as políticas públicas têm buscado transitar do modelo de economia linear para a Economia Circular, integrando instrumentos de mercado e regulamentações robustas (Watkins et al., 2019). A OECD (2016) destaca a importância do uso de vários de instrumentos que inclua normas de Ecodesign, a Responsabilidade Estendida do Produtor (EPR) e impostos sobre plásticos de uso único. Entretanto, observa-se uma divergência estratégica em que tecnologias *downstream*, como ecobarreiras e sistemas de coleta em rios, ganham popularidade por sua visibilidade e ação imediata, pesquisadores enfatizam que estas são apenas medidas paliativas, sendo as soluções *upstream*, como redução na fonte e substituição de materiais, as únicas capazes de deter efetivamente o fluxo de poluição a longo prazo (Elliff et al., 2025).

O monitoramento eficaz da poluição por microplásticos emerge como um ponto central para a avaliação e o ajuste das políticas públicas, embora enfrente desafios operacionais significativos. A ausência de metodologias padronizadas para coleta em campo e análise laboratorial compromete a harmonização e a comparabilidade dos indicadores globais. Tendências recentes indicam o uso de Análise de Redes Sociais (SNA) para entender a estrutura de governança e identificar atores centrais e intermediários na produção e compartilhamento de dados (Scrich et al., 2025).

Apesar dos esforços legais para a redução da poluição por plástico, existe ainda dificuldades na ação efetiva de diminuição da presença de plástico no ambiente, mostrando que apenas a existência de leis não se traduz necessariamente em redução da poluição (Portz et al., 2025). Em países como o Japão e o Brasil, observa-se que as metas nacionais muitas vezes falham na escala local devido a restrições orçamentárias das municipalidades, falta de pessoal especializado e coordenação ambígua entre departamentos (Chiba, 2025; Scrich et al., 2025). Para superar essas barreiras, Chiba, (2025) sugere a institucionalização de processos de aprendizado, o fortalecimento das condições locais e a promoção de uma coordenação nacional integrada que alinhe as expectativas políticas com a realidade operacional das cidades costeiras.

A integração da Ciência Cidadã e o engajamento de múltiplos atores são apresentados como avanços promissores para o monitoramento e a sensibilização pública. Iniciativas como o *Marine Litter Watch* e os *Plastic Pirates* demonstram que a participação de comunidades não científicas pode fornecer dados valiosos que complementam as avaliações profissionais, auxiliando na identificação de *hotspots* de poluição e no levantamento de dados oficiais de metas internacionais (Onyena et al., 2021; Schönberg et al., 2025).

Assim, destaca-se que a poluição por microplásticos exige uma transição de abordagens reativas e fragmentadas para modelos de governança sistêmicos e proativos. O papel das políticas públicas deve evoluir para além da simples proibição de produtos, focando na reestruturação das cadeias produtivas através da economia circular e no investimento robusto em infraestrutura e inovação tecnológica. A consolidação de indicadores científicos precisos e o fortalecimento de redes de colaboração entre academia, governos e sociedade civil são fundamentais para que as decisões políticas sejam baseadas em evidências e capazes de enfrentar a magnitude da crise plástica nos oceanos.

6.2 EVOLUÇÃO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS PARA O ENFRENTAMENTO DOS MICROPLÁSTICOS

A evolução histórica das políticas públicas voltadas ao enfrentamento dos microplásticos reflete uma transição de paradigmas, partindo de uma abordagem em que o plástico era visto como o produto revolucionário, na década de 1950, para o

reconhecimento contemporâneo de um problema ambiental grande, de escala planetária. Embora os primeiros registros de poluição marinha por plásticos datem da década de 1970, o amadurecimento científico e o consequente alarme social sobre a onipresença de partículas microscópicas só ganharam ímpeto significativo a partir de 2010 (Iwanicki & Zamboni, 2020; Scrich et al., 2025). Observa-se que, apesar de os microplásticos terem sido identificados como uma preocupação ecológica maior em 2004, foram necessários oito anos até que a Declaração de Manila, de 2012, catalisasse o reconhecimento global de que o lixo marinho era um problema subestimado com efeitos profundos na saúde humana e ecossistemas (NATIONAL MARITIME FOUNDATION, 2025). Esse hiato entre a descoberta científica e a resposta regulatória é frequentemente citado na literatura como "inércia regulatória", onde os marcos legais demoram a acompanhar a urgência das evidências de bioacumulação e toxicidade.

A arquitetura regulatória internacional, sobre o descarte do plástico em ambiente marinho, evoluiu de instrumentos genéricos de proteção ambiental para ferramentas de gestão de resíduos cada vez mais específicas. Inicialmente, o controle era regido pela UNCLOS (1982), que estabelecia obrigações gerais de proteção, e pela Convenção MARPOL (1973/78), que através do seu Anexo V (em vigor desde 1988) focava estritamente na proibição do descarte de resíduos por embarcações (UNEP, 2021; De Castro, 2025). Contudo, essas normas são insuficientes por negligenciarem as fontes terrestres, responsáveis por cerca de 80% do aporte plástico no oceano (Scrich et al., 2025).

Um avanço significativo ocorreu com a Convenção de Basileia (1989), cujas Emendas de 2019, sobre os resíduos plásticos, introduziram o controle de movimentos transfronteiriços, tornando-a o único instrumento global legalmente vinculante a tratar especificamente da gestão e prevenção de resíduos plásticos até o momento (UNEP, 2021). Essa mudança sinaliza o reconhecimento de que a poluição por microplásticos não pode ser contida apenas com medidas marítimas, exigindo uma integração robusta com as políticas de saneamento e gestão de bacias hidrográficas (Chang and Saqib, 2025).

No campo das partículas intencionalmente adicionadas, a regulação dos microplásticos primários representou a primeira fronteira de intervenção direta e explícita. Países como os Países Baixos (2014), Estados Unidos (2015) e Reino Unido (2018) foram pioneiros ao banir o uso de microesferas em cosméticos e produtos de

higiene, dada a facilidade relativa de identificar as fontes e substituir os materiais (Watkins et al., 2019). Recentemente, a União Europeia elevou o rigor regulatório através do Regulamento (UE) 2023/2055, integrando micropartículas de polímeros sintéticos ao marco REACH **(**Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals). Essa medida não apenas proíbe a colocação, no mercado, de produtos com microplásticos adicionados, como também estabelece limites de concentração e tamanhos específicos para a aplicação das restrições, marcando uma transição da política de incentivos voluntários para uma proibição sistêmica e harmonizada entre os Estados-Membros **(**NATIONAL MARITIME FOUNDATION, 2025).

Paralelamente, a evolução das estratégias de mitigação evidencia um deslocamento das tecnologias *downstream* para as políticas *upstream* fundamentadas na Economia Circular. Historicamente, as políticas focavam em soluções de remediação, como limpezas de praia e ecobarreiras, que a literatura descreve como paliativas (Elliff, 2025; Leal Filho et al., 2025). Atualmente, o consenso acadêmico aponta para a necessidade de gerir o ciclo de vida completo do material, incorporando a Responsabilidade Estendida do Produtor (EPR) e o ecodesign para reduzir a fragmentação e a liberação de aditivos tóxicos desde a fase de fabricação (OECD, 2019; UNEP, 2021).

No Brasil, essa evolução é exemplificada pelo Projeto de Lei 2524/2022, que propõe marcos para uma Economia Circular do Plástico, buscando superar a fragmentação da Política Nacional de Resíduos Sólidos e melhorar as regulações municipais dispersas sobre itens descartáveis (Iwanicki & Zamboni, 2020).

Finalmente, a fronteira atual da evolução política está na negociação do Tratado Global de Plásticos (Resolução UNEA 5/14). Este novo instrumento busca remediar a fragmentação da governança global ao integrar controle de fontes terrestres, marítimas e químicas em um único regime legalmente vinculante (De Castro, 2025). O sucesso deste tratado dependerá da sua capacidade de impor limites à produção de polímeros virgens e de estabelecer padrões globais de monitoramento, superando os interesses divergentes de países produtores.

A trajetória das iniciativas globais apresentada no relatório "*From Pollution to Solution"* (UNEP, 2021), revela uma transição crítica de marcos regulatórios genéricos para instrumentos focados especificamente no ciclo de vida dos plásticos e na poluição

marinha. Embora, como já mencionado, o histórico de governança remonte à década de 1970 com as primeiras evidências de impactos em espécies marinhas, a linha do tempo destaca um aumento de regulações após 2010, marcado pela publicação da Estratégia de Honolulu (2011) e pelo lançamento da Parceria Global sobre Lixo Marinho (GPML) na Rio+20 em 2012. Este período consolidou o entendimento do lixo marinho como uma prioridade política, culminando na adoção da meta 14.1 dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) em 2015, que estabeleceu a proposta de prevenir e reduzir significativamente todos os tipos de poluição marinha até 2025 (ONU, 2020). Proposta infelizmente não alcançada até o momento.

As ações mais recentes enfatizam o fortalecimento do compromisso político e a busca por instrumentos legalmente vinculantes. Entre 2017 e 2019, observou-se uma sucessão de marcos estratégicos, incluindo o lançamento da campanha Mares Limpos (*Clean Seas*), o Plano de Ação do G20 sobre Lixo Marinho e a Carta dos Plásticos nos Oceanos do G7 (2018). No âmbito normativo, a linha do tempo ressalta as Emendas sobre Resíduos Plásticos da Convenção de Basileia (2019), que entraram em vigor em janeiro de 2021, tornando-se o único instrumento global, legalmente vinculante a tratar especificamente do controle de movimentos transfronteiriços e da gestão de resíduos plásticos até então. Esse fluxo evolutivo aponta para a necessidade de um tratado global ainda mais ambicioso, conectando-se diretamente às negociações iniciadas pela Resolução UNEA 5/14 em 2022, que busca integrar as dimensões terrestres, marítimas e químicas da poluição plástica em um regime de governança sistêmico (Iwanicki & Zamboni, 2020; UNEP, 2021; Wu, 2022; Nielsen et al., 2023; Chang and Saqib, 2025). A tabela 6.1 apresenta os principais instrumentos jurídicos, acordos e iniciativas voluntárias sobre o plástico no mar.

Tabela 6.1 - Principais convenções, leis e acordos mundiais sobre o plástico no mar

Acordo / Convenção / Iniciativa	Ano (Adoção/Vigor)	Objetivo e Foco Principal no Combate ao Plástico
UNCLOS (Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar)	1982 / 1994	Estabelece a obrigação geral dos Estados de proteger e preservar o ambiente marinho e de adotar leis para prevenir a poluição de todas as fontes.
MARPOL (Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios) - Anexo V	1973 / 1988	Proíbe terminantemente o descarte de plásticos por navios e embarcações no mar, incluindo redes de pesca sintéticas e sacos de lixo.

Convenção de Londres (1972) / Protocolo de Londres (1996)	1972 / 1996	Regula o descarte deliberado (dumping) de resíduos no oceano; proíbe estritamente o despejo de plásticos persistentes e outros materiais sintéticos.
Convenção de Basileia (e Emendas de Resíduos Plásticos de 2019)	1989 / 2019	Controla movimentos transfronteiriços de resíduos; as emendas de 2019 tornaram-na o único instrumento vinculante a tratar especificamente da gestão e prevenção de resíduos plásticos.
Convenção de Estocolmo	2001	Controla Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), que são frequentemente utilizados como aditivos químicos em plásticos e podem ser liberados no mar.
Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD)	1992 / 2012	Aborda o impacto do lixo marinho na biodiversidade costeira e oceânica por meio de decisões das Partes (ex: Decisão XIII/10).
Estratégia de Honolulu	2011	Marco global voluntário para a prevenção e gestão do lixo marinho, oferecendo diretrizes para governos, indústria e sociedade civil.
ODS 14 - Vida na Água (Target 14.1)	2015	Meta das Nações Unidas para prevenir e reduzir significativamente todos os tipos de poluição marinha até 2025, com foco particular em atividades terrestres.
Resolução UNEA 5/14 (Tratado Global de Plásticos)	2022 (Início das negociações)	Resolução para desenvolver um instrumento internacional juridicamente vinculante para acabar com a poluição plástica em todo o ciclo de vida.
Convenções de Mares Regionais (ex: OSPAR, Barcelona, Helsinki)	Diversos anos	Acordos regionais que implementam protocolos específicos contra poluição de fontes terrestres e lixo marinho em bacias oceânicas específicas.
Diretiva de Plásticos de Uso Único da União Europeia (2019/904)	2019	Marco legislativo regional que bane itens descartáveis evitáveis e estabelece a Responsabilidade Estendida do Produtor.

Fonte: Autoria Própria

Ressalta-se que, apesar deste arcabouço, a eficácia das leis atuais é frequentemente limitada pela fragmentação institucional, pela natureza predominantemente voluntária de muitos compromissos e pelo foco excessivo em fontes

marítimas, enquanto as fontes terrestres, ainda carecem de obrigações globais coercitivas e metas mensuráveis.

6.3 O CENÁRIO BRASILEIRO SOBRE AS POLÍTICAS PÚBLICAS DE COMBATE À POLUIÇÃO MARINHA POR MICROPLÁSTICO

O cenário brasileiro em relação às políticas públicas para o enfrentamento dos microplásticos é marcado por um paradoxo entre o reconhecimento da gravidade do problema e uma persistente lacuna de implementação. O Brasil consolidou-se como o líder em poluição plástica na América Latina e o 8º maior poluidor mundial, despejando anualmente cerca de 1,3 milhão de toneladas de resíduos plásticos nos oceanos (Magno, 2024). Apesar dessa magnitude, a literatura destaca que o arcabouço legal vigente, centrado na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS - Lei nº 12.305/2010), apresenta limitações estruturais por tratar o plástico apenas como uma fração genérica dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), sem metas específicas para microplásticos ou restrições severas à produção de polímeros de uso único (Scoton et al., 2021; Pereira and Souza, 2026). A gestão é frequentemente falha, com a responsabilidade operacional recaindo sobre os municípios, que muitas vezes carecem de recursos, pessoal especializado e infraestrutura de saneamento para evitar que o lixo terrestre alcance a rede hidrográfica e, consequentemente, o ambiente marinho (Magno, 2024; Ellif et al., 2025).

A principal fronteira legislativa para superar esse modelo reativo é o Projeto de Lei 2524/2022, que propõe a implementação de um marco para a Economia Circular do Plástico no Brasil (Araújo et al., 2024; Mont'Alverne and Nascimento, 2025). Ressalta-se que esta proposta busca inverter a lógica atual, que foca excessivamente na reciclabilidade (*downstream*), para uma estratégia *upstream* de redução na fonte, proibindo itens descartáveis evitáveis e estabelecendo a Responsabilidade Estendida do Produtor (EPR) de forma mais rigorosa (Magno, 2024).

No âmbito da governança subnacional, o estado de São Paulo emerge como um laboratório de inovação política com a criação do Plano Estratégico de Monitoramento e Avaliação do Lixo no Mar (PEMALM). Estudos utilizando a Análise de Redes Sociais (SNA) revelam que este arranjo de governança colaborativa conseguiu integrar redes heterofílicas, conectando a academia (como a Cátedra UNESCO para Sustentabilidade do Oceano/USP) a gestores públicos e Unidades de Conservação (APAs Marinhas). Essa

articulação é crucial para transformar dados científicos em indicadores de gestão, suprindo a carência histórica de dados estruturados no Brasil (Scrich et al., 2025). O sucesso do PEMALM indica que a centralização da coordenação em atores intermediários capazes de "traduzir" a ciência para a política pode reduzir a fragmentação institucional e acelerar o reporte de metas internacionais, como a meta 14.1 dos ODS.

Em paralelo às estratégias regulatórias, o Brasil tem visto o surgimento de iniciativas tecnológicas, como as ecobarreiras e ecoboats, especialmente concentradas na região Sudeste (Elliff et al., 2025). No entanto, avaliações críticas dessas tecnologias apontam que, embora populares e úteis para o ambiente, elas operam de forma incipiente e enfrentam sérios desafios de instabilidade financeira (Fries et al., 2019). A maioria dessas iniciativas não está integrada a políticas públicas de longo prazo, dependendo de financiamentos privados ou editais temporários, o que compromete a continuidade do monitoramento (Silva-Filho and Velis, 2022). Além disso, observa-se um desalinhamento geográfico: enquanto os maiores *hotspots* de aporte plástico estão em bacias como a do Rio Amazonas, as intervenções de contenção física permanecem restritas a áreas de maior PIB, evidenciando uma desigualdade na capacidade de resposta regional (Elliff et al., 2025).

A integração da Ciência Cidadã e o engajamento de comunidades tradicionais têm sido apontados como avanços necessários para escalar o monitoramento no contexto brasileiro. O programa "*PSA Mar sem Lixo*" em São Paulo, que remunera pescadores artesanais pela coleta de resíduos, exemplifica como políticas de Pagamento por Serviços Ambientais podem alinhar conservação marinha e bem-estar socioeconômico (Guerrato et al., 2025; Scrich et al., 2025).

Contudo, a produção científica brasileira sobre gestão de microplásticos ainda é fortemente dependente de literatura em escala local, o que limita a segurança jurídica para a formulação de leis restritivas. Superar essa defasagem exige a institucionalização de redes de monitoramento oceanográfico e a inclusão de um olhar mais aprofundado nos planos de gerenciamento costeiro, reconhecendo que a poluição por plásticos e as mudanças climáticas são crises interconectadas que exigem uma resposta sistêmica do Estado brasileiro.

A implementação do Novo Marco Legal do Saneamento Básico (Lei nº 14.026/2020) apresenta um potencial transformador na mitigação da poluição por

microplásticos, uma vez que as estações de tratamento de efluentes (ETEs) são reconhecidas como uma das principais fontes de aporte de microfibras sintéticas e nanoplásticos nos corpos d'água (Jolaosho et al., 2025). No Brasil, a precariedade histórica do setor, evidenciada pelo fato de que aproximadamente 100 milhões de pessoas ainda carecem de coleta de esgoto e apenas uma fração dos efluentes gerados recebe tratamento adequado, atua como um vetor crítico para a liberação de fibras têxteis, provenientes da lavagem de roupas sintéticas, e outras partículas plásticas descartadas de forma inadequada, diretamente no ambiente (dos Santos et al., 2018; Leite et al., 2022). Ao reconfigurar a gestão dos serviços e buscar a universalização do atendimento sob critérios de eficácia e eficiência, a Lei nº 14.026/2020 pode impulsionar o investimento em infraestruturas mais robustas. Porém, para que ocorra a remoção efetiva dessas partículas depende da adoção de tecnologias de tratamento terciário, capazes de reter até 99% dos microplásticos que, em sistemas convencionais, acabariam sendo descartados nos rios ou concentrados em lodos de esgoto reutilizados na agricultura (Rajak, 2026).

O Projeto de Lei 2524/2022 surge como um instrumento estratégico para viabilizar financeiramente a logística reversa do plástico, superando as limitações dos atuais acordos setoriais que apresentam baixos índices de recuperação de materiais e alto custo operacional. O diferencial desta proposta legislativa reside no reconhecimento do protagonismo das cooperativas de catadores e na sua inclusão sistemática no Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). Enquanto o modelo vigente muitas vezes permite que as empresas lucrem sobre o trabalho não remunerado dos catadores na triagem de materiais, o PL 2524/2022 propõe mecanismos para internalizar as externalidades negativas da produção plástica, garantindo que o serviço ambiental de recuperação de resíduos seja devidamente compensado. Essa captação de recursos via PSA é fundamental para conferir estabilidade financeira às associações, permitindo investimentos em tecnologias de beneficiamento e garantindo que itens de baixo valor de mercado, como embalagens flexíveis e plásticos de uso único, que hoje são sistematicamente rejeitados, sejam reinseridos na economia circular em vez de se fragmentarem em microplásticos no ambiente marinho (Magno, 2024).

6.4 ÁREAS COSTEIRAS URBANIZADAS COMO FOCO PRIORITÁRIO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS

As áreas costeiras urbanizadas constituem o epicentro da crise dos microplásticos, funcionando simultaneamente como os principais pontos de geração, vias de transporte e receptores finais dessas partículas. Essas regiões são caracterizadas por uma densidade populacional elevada e, em geral, apresentam problemas relacionados à infraestrutura básica, com falhas na coleta de resíduos sólidos, sobrecarga no sistema de abastecimento de água e coleta de esgoto, e deficiências no sistema de drenagem. No Brasil, embora a zona costeira represente menos de 1% do território nacional, ela concentra aproximadamente 20% da população e abriga as maiores metrópoles e centros industriais do país (Pinho and Granziera, 2019). Essa pressão antrópica intensiva transforma o litoral em uma interface socioecológica vulnerável, onde a urbanização, a industrialização e a exploração turística convergem para criar *hotspots* de poluição plástica (Bombana et al., 2025).

A dinâmica dessas áreas é agravada pela supressão de ecossistemas naturais, como manguezais e restingas, que funcionam como filtros biológicos, mas que hoje em dia se encontram fragmentados pela expansão urbana e por ocupações irregulares à beira de corpos d'água (Portz et al., 2025).

As fontes de microplásticos nesses ambientes são multifacetadas e refletem a complexidade do estilo de vida urbano contemporâneo. Estima-se que cerca de 80% da poluição marinha tenha origem de atividades terrestres, sendo as cidades as principais emissoras através de sistemas de drenagem e águas pluviais que transportam resíduos descartados em ruas e estradas diretamente para o mar (Leal Filho et al., 2025; Portz et al., 2025). Os microplásticos primários, como as microesferas em cosméticos e *pellets* industriais perdidos durante o transporte e fabricação, entram na rede hídrica de forma direta (Onyena et al., 2022). Contudo, destaca-se a relevância crítica das fontes de microplásticos secundários, resultantes da fragmentação de macroplásticos e do desgaste de itens de uso comum. Nas áreas urbanas, o desgaste de pneus e a liberação de microfibras têxteis durante a lavagem doméstica de roupas sintéticas emergem como vetores significativos, muitas vezes escapando aos tratamentos convencionais das

estações de esgoto e sendo lançados via emissários submarinos ou rios urbanos (Chang and Saqib, 2025).

O turismo e as atividades recreativas em áreas costeiras urbanizadas também desempenham um papel determinante na carga de poluentes, apresentando picos de contaminação durante as temporadas de veraneio (Mendes et al., 2025; Portz et al., 2025). A presença de uma "população flutuante" massiva sobrecarrega a infraestrutura municipal de gestão de resíduos, resultando em um aumento drástico de itens plásticos de uso único, como embalagens de alimentos, garrafas e bitucas de cigarro, que se fragmentam rapidamente sob a ação da radiação solar e energia das ondas. Além disso, a proximidade de desembocaduras de grandes rios e bacias hidrográficas atua como um sistema de correia transportadora, trazendo plásticos gerados em cidades do interior para as praias urbanas, o que reforça a necessidade de políticas que integrem a gestão da bacia com a gestão da orla (Ribeiro et al., 2023; Dialectaquiz et al., 2025; Mendes et al., 2025).

Para enfrentar essa problemática, os instrumentos de política pública aplicáveis nas regiões costeiras urbanas devem transitar de abordagens meramente corretivas para estratégias de governança sistêmica. No topo da hierarquia de intervenções estão os instrumentos regulatórios e proativos, como o banimento de microesferas de plástico e a restrição severa de plásticos de uso único evitáveis (Onyena et al., 2022; Portz et al., 2025). O uso das Compras Públicas Verdes (GPP) surge como uma ferramenta estratégica para as municipalidades, permitindo que as prefeituras induzam mudanças no mercado ao priorizar fornecedores que utilizem materiais biodegradáveis ou sistemas de embalagens reutilizáveis em seus contratos (Watkins et al., 2019). Além disso, a implementação robusta da Responsabilidade Estendida do Produtor (EPR) é essencial para que os custos de limpeza e gestão desses resíduos deixem de recair exclusivamente sobre o orçamento público municipal e passem a ser internalizados pelas indústrias (Kuhn et al., 2026).

No campo do planejamento territorial, a Gestão Integrada da Zona Costeira (GIZC) e o Projeto Orla são marcos fundamentais no contexto brasileiro para harmonizar as políticas de uso do solo com a proteção ambiental em nível local (de Lima, 2021). Esses instrumentos permitem a criação de zonas de recuo e a preservação de campos de dunas e vegetação de restinga, essenciais para mitigar os impactos de inundações que, exacerbadas pelas mudanças climáticas, aceleram a lavagem de resíduos terrestres para o

oceano (Quintana and Kitzmann, 2020). A integração desses planos com os Planos Municipais de Saneamento Básico é importante para o estabelecimento de metas de monitoramento de microplásticos em efluentes domésticos e para o investimento em tecnologias de tratamento terciário capazes de filtrar partículas microscópicas antes do descarte nos corpos d'água.

Instrumentos econômicos e colaborativos também ganham relevância na gestão urbana. O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), voltado para cooperativas de catadores e comunidades tradicionais, valoriza o trabalho de remediação e recuperação de resíduos em manguezais e praias, prevenindo a fragmentação dos macroplásticos em micropartículas (Scrich et al., 2025). Paralelamente, a institucionalização da Ciência Cidadã permite que a população local participe ativamente do monitoramento através de protocolos de foto-identificação e coleta de dados via dispositivos móveis, suprindo a carência de recursos técnicos nas prefeituras e fortalecendo a governança colaborativa (Mendes et al., 2025). Esse engajamento social é vital para transformar a percepção pública de que o lixo marinho é um problema "de ninguém", convertendo cidadãos em agentes de vigilância ambiental.

Apesar do arcabouço de instrumentos disponíveis, a gestão de microplásticos em áreas costeiras urbanas enfrenta desafios operacionais e institucionais severos. Existe uma fragmentação de competências, onde a divisão de responsabilidades entre as esferas federal, estadual e municipal gera lacunas de coordenação e responsabilidades administrativas que impedem respostas integradas. Muitas prefeituras, especialmente as menores, operam sob restrições orçamentárias crônicas e falta de pessoal especializado, o que limita as ações de monitoramento e limpeza a medidas reativas e temporais. Além disso, a natureza transfronteiriça dos microplásticos cria um problema no qual uma cidade pode investir recursos significativos em limpeza, mas continuar recebendo poluição de municípios vizinhos ou via correntes marítimas, desestimulando investimentos isolados na ausência de marcos regionais coercitivos.

Dessa forma, a gestão eficaz nessas áreas exige que as políticas públicas superem o modelo reativo de remediar o sintoma e adotem uma abordagem de preventiva, investindo em ações de regulação da geração, uso e descarte do plástico no ambiente costeiro. O desafio reside na institucionalização de processos de aprendizado contínuo e na criação de redes de monitoramento padronizadas que conectem a produção científica

acadêmica com a realidade da gestão municipal. Somente através da convergência entre regulação estrita na fonte, infraestrutura de saneamento robusta e governança colaborativa multiescalar será possível salvaguardar os serviços ecossistêmicos e a saúde das populações humanas nos centros urbanos costeiros diante da onipresença da poluição plástica.

6.5 REGIÕES PORTUÁRIAS COMO ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA POLÍTICAS PÚBLICAS

As regiões portuárias consolidam-se como áreas estratégicas para a formulação de políticas públicas voltadas ao enfrentamento dos microplásticos, dada a sua condição de interfaces críticas entre os sistemas terrestres e marinhos. Caracterizadas como complexos sistemas socioecológicos (SES) que reúnem infraestruturas industriais, logísticas e de transporte, as áreas portuárias funcionam simultaneamente como pontos de intensa exploração de recursos e bases logísticas para o comércio global (Chiba, 2025). As áreas portuárias podem ser consideradas como *hotspots* de contaminação, não apenas por concentrarem fluxos de resíduos provenientes do interior através de bacias hidrográficas urbanizadas, mas também por gerarem poluentes próprios inerentes às operações navais e à manutenção de embarcações (Taleghani and Sola, 2023). A alta densidade populacional e o adensamento industrial no entorno dos portos intensificam a pressão antrópica, transformando essas zonas em sumidouros e fontes primárias de partículas plásticas (Portz et al., 2025).

As fontes específicas de microplásticos nessas regiões são diversificadas e refletem a complexidade das operações marítimas. Os microplásticos primários, notadamente os *pellets* plásticos utilizados como matéria-prima industrial, representam uma fonte crítica devido a perdas acidentais e derramamentos durante o transbordo e transporte de carga (Karlsson et al., 2018). Paralelamente, a operação de grandes embarcações, como navios de cruzeiro e de carga, contribui significativamente para o aporte de microplásticos secundários via descarga de águas cinzas, ricas em microfibras têxteis sintéticas. Atividades de manutenção em estaleiros e o desmonte de navios (*shipbreaking*) também são apontados como vetores de fragmentos plásticos originados do desgaste de tintas navais, selantes e revestimentos anti-incrustantes, frequentemente

lançados diretamente no ambiente portuário sem o devido controle (UNEP, 2021; De Castro, 2025).

No âmbito normativo, a governança portuária é regida por um mosaico de instrumentos internacionais, com destaque para a Convenção MARPOL (Anexo V) e a UNCLOS (Parte XII). O Anexo V da MARPOL é fundamental ao proibir terminantemente o descarte de qualquer forma de plástico por navios e ao exigir que as embarcações mantenham Planos de Gestão de Lixo e Livros de Registro de Lixo (*Garbage Record Books*), que devem ser verificados pelas autoridades nos portos. A UNCLOS estabelece a obrigação geral dos Estados de proteger o meio ambiente marinho, servindo como o marco legal sobre o qual se estruturam as leis nacionais de proteção costeira e controle de poluição de fontes terrestres e marítimas (UNEP, 2021; NATIONAL MARITIME FOUNDATION, 2025).

O papel das autoridades portuárias é determinante na eficácia dessas regulações, especialmente na gestão das Instalações de Recepção Portuária (PRFs). As PRFs são os instrumentos operacionais destinados a receber o lixo gerado em navios, garantindo que os resíduos plásticos não sejam descartados ilegalmente em mar aberto devido à falta de infraestrutura em terra (UNEP, 2021; De Castro, 2025). Para assegurar a conformidade, a Organização Marítima Internacional (IMO) implementou o Esquema de Auditoria dos Estados-Membros (IMSAS), tornando obrigatória a fiscalização da aplicação uniforme das normas da MARPOL (Kuhn et al., 2026). Avanços recentes indicam a transição para modelos de "Portos Azuis" (*Blue Ports Initiative*), que buscam integrar dimensões sociais, econômicas e ambientais na gestão portuária, alinhando as operações aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especificamente à meta 14.1 (FAO, 2025).

Apesar do arcabouço regulatório, a gestão de microplásticos nessas áreas enfrenta desafios estruturais severos. Existe uma lacuna de infraestrutura, onde muitos portos, particularmente em países em desenvolvimento, não possuem PRFs adequadas ou operam com custos proibitivos para os navios, desestimulando o descarte correto (De Castro, 2025). Além disso, a fragmentação administrativa e a ambiguidade na alocação de responsabilidades entre governos federais, estaduais e autoridades portuárias criam uma desarticulação departamental que impedem respostas integradas à poluição por plásticos. O comportamento de tripulações e passageiros, que por vezes ignoram as normas de descarte apesar da disponibilidade de coletores, é citado como um desafio de governança

que exige campanhas contínuas de conscientização e educação ambiental (De Castro, 2025).

A inclusão sistemática do microplástico no monitoramento ambiental das áreas portuárias emerge como uma necessidade para fundamentar políticas públicas baseadas em evidências. A ausência de monitoramento rotineiro e de dados padronizados dificulta a identificação de infratores e a avaliação da eficácia das medidas de mitigação implementadas. O uso da Análise de Redes Sociais (SNA) pode auxiliar as autoridades portuárias a mapear atores centrais e intermediários na produção de dados científicos, facilitando a criação de plataformas de dados unificadas (Scrich et al., 2025). No Brasil, a inclusão do monitoramento de partículas plásticas como condicionante em licenciamentos ambientais de portos e dragagens representa um avanço significativo, permitindo que os dados gerados contribuam para indicadores nacionais e globais, como a meta 14.1 dos ODS (Magno, 2024).

Assim, as regiões portuárias, por serem centros de convergência de múltiplas fontes de poluição, devem ser priorizadas em tratados internacionais e legislações nacionais. A governança eficaz requer não apenas a fiscalização punitiva, mas o fortalecimento das capacidades técnicas e financeiras dos portos para operar infraestruturas de gestão de resíduos sustentáveis. A integração entre ciência, regulação e operação portuária é um caminho eficiente para transformar esses *hotspots* de contaminação em pontos de controle efetivo, salvaguardando a saúde dos oceanos e a integridade da economia azul global.

6.6 PERSPECTIVAS PARA O APRIMORAMENTO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS

O aprimoramento das políticas públicas voltadas ao enfrentamento dos microplásticos no ambiente marinho exige uma transição de modelos reativos para estratégias preventivas e sistêmicas, fundamentadas na integração entre a ciência e a formulação de políticas. A eficácia da governança depende da capacidade de converter o conhecimento acadêmico em ferramentas de gestão aplicáveis, superando o isolamento entre produtores de dados e tomadores de decisão. Nesse sentido, o uso da Análise de Redes Sociais (SNA) surge como uma tendência para identificar organizações de fronteira e atores centrais que podem atuar como corretores de conhecimento, otimizando o fluxo de informações e reduzindo a fragmentação institucional (Scrich et al., 2025). A

institucionalização desses processos de aprendizado contínuo é apontada como essencial para que as políticas não se tornem obsoletas diante do avanço rápido das evidências científicas sobre a toxicidade e a bioacumulação de partículas microscópicas, bem como suas interações com os diferentes contaminantes presentes no meio (Onyena et al., 2022; Palanch et al., 2026).

A consolidação de políticas baseadas em evidências requer a implementação de um monitoramento contínuo e padronizado, superando as limitações de diagnósticos pontuais e assistemáticos (UNEP, 2021). A ausência de metodologias padronizadas para coleta de microplásticos e análise de campo ainda é uma lacuna crítica que impede a comparabilidade de dados em diferentes escalas (Scrich et al., 2025).

As tendências globais apontam para o desenvolvimento de indicadores robustos vinculados à meta 14.1 dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), utilizando plataformas digitais de acesso aberto que integrem dados de sensoriamento remoto, modelagem numérica e ciência cidadã. Este fluxo de informações, do nível local ao global, é considerado importante para alimentar o futuro Tratado Global de Plásticos, garantindo que as metas de redução sejam mensuráveis e passíveis de verificação internacional (Scrich et al., 2025).

Outro avanço reside na transição para uma gestão baseada em risco, que substitui a análise da mera presença do poluente pela avaliação da probabilidade de impactos negativos em ecossistemas e na saúde humana. Torna-se importante a adoção de marcos de avaliação escalonados e modelos probabilísticos, que permitam lidar com as incertezas inerentes à heterogeneidade dos microplásticos e nanoplásticos (UNEP, 2021). Essa abordagem é estratégica para priorizar intervenções em áreas de maior vulnerabilidade biológica ou onde a exposição humana, via teia trófica seja mais crítica, permitindo uma alocação mais eficiente de recursos públicos limitados (Onyena et al., 2022).

No âmbito econômico e produtivo, a Economia Circular e a responsabilidade compartilhada emergem como as perspectivas mais promissoras para interromper o aporte de plásticos no oceano (Watkins et al., 2019). Existe um consenso de que a gestão de resíduos deve evoluir para uma gestão de materiais baseada no ciclo de vida completo (Leal Filho et al., 2025). Isso implica o fortalecimento da Responsabilidade Estendida do Produtor (EPR), obrigando os fabricantes a internalizarem as externalidades ambientais e a investirem em inovação tecnológica e ecodesign para reduzir a liberação de

microfibras e microplásticos intencionalmente adicionados. Instrumentos como a rotulagem de produtos, sistemas de depósito e reembolso e o uso de *blockchain* para rastreabilidade de cadeias produtivas são citados como ferramentas para aumentar a transparência e incentivar a substituição por materiais sustentáveis (Watkins et al., 2019).

A eficácia dessas estratégias depende de uma Governança Costeira Integrada (GIZC) que adote a abordagem "da fonte ao mar" (Scrich et al., 2025). Políticas públicas que integrem a gestão de bacias hidrográficas, o saneamento básico urbano e a proteção marinha são fundamentais, dado que a maior parte da poluição tem origem em atividades terrestres que fluem pelos sistemas hídricos (Mendes et al., 2025).

A integração do monitoramento de microplásticos nos Planos Municipais de Saneamento e o investimento em tecnologias de tratamento terciário em ETEs são vistos como prioridades para mitigar a descarga de microfibras sintéticas em áreas costeiras urbanizadas (Elliff et al., 2025).

Dessa forma, fica evidente que a poluição por microplásticos é um problema severo que exige uma resposta multiescalar e multisetorial. O Brasil, apesar de possuir marcos legais importantes como a Política Nacional de Resíduos Sólidos, enfrenta uma profunda lacuna de implementação e de integração em seus planos de gestão costeira. A fragmentação institucional e a instabilidade de financiamento para redes de monitoramento ambiental permanecem como as principais barreiras para a efetivação das políticas públicas em nível regional. No entanto, a emergência de arranjos colaborativos, como o PEMALM em São Paulo, e o protagonismo de iniciativas de ciência cidadã e co-manejo com comunidades tradicionais sinalizam caminhos viáveis para democratizar a governança e fortalecer a resiliência socioecológica do litoral brasileiro.

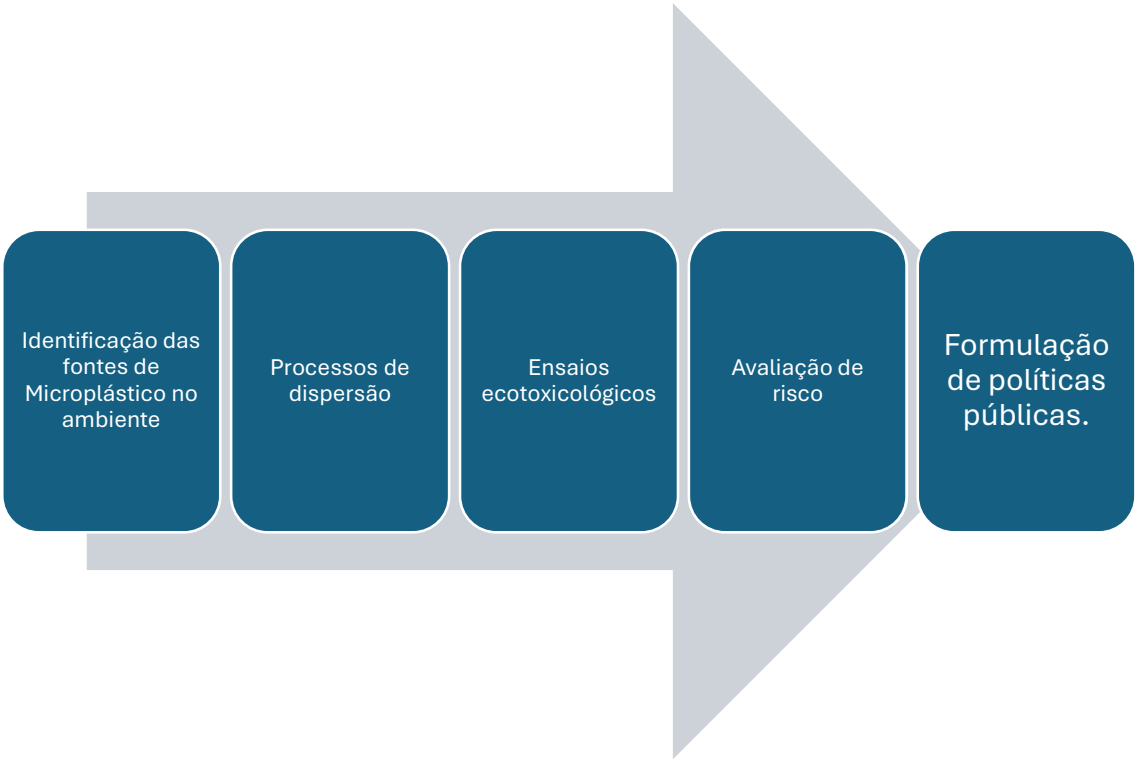
A ciência, portanto, não deve apenas documentar a onipresença da poluição, mas atuar como o motor de inovação e o suporte de evidências para políticas que assegurem um oceano limpo, produtivo e saudável para as gerações futuras.

6.7 CONTRIBUIÇÕES DO PRESENTE ESTUDO PARA O APRIMORAMENTO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS

Os resultados obtidos nesta tese evidenciam que a formulação de políticas públicas voltadas ao enfrentamento da poluição por microplásticos deve ser fundamentada em uma abordagem integrada, capaz de considerar simultaneamente a

distribuição espacial das partículas, os processos hidrodinâmicos que controlam seu transporte e os efeitos ecotoxicológicos decorrentes da interação com outros contaminantes ambientais (Figura 6.1). Embora a literatura científica tenha avançado significativamente na caracterização da ocorrência dos microplásticos e de seus efeitos sobre a biota, ainda são escassos os estudos que integram essas diferentes dimensões em uma perspectiva voltada à gestão ambiental.

Figura 6.1 - Sequência lógica proposta para a análise integrada e uso em formulação de políticas públicas



Fonte: Autoria Própria

Nesse contexto, os resultados aqui apresentados contribuem para aproximar a produção científica da tomada de decisão, fornecendo evidências que podem subsidiar programas de monitoramento, avaliações de risco ambiental e instrumentos regulatórios mais consistentes.

No âmbito do monitoramento ambiental, o estudo realizado na Baía de Santos demonstrou que a distribuição dos microplásticos apresenta padrões espaciais persistentes, caracterizados pela ocorrência de áreas preferenciais de concentração relacionadas tanto à influência do emissário submarino quanto à presença de fontes costeiras secundárias e aos processos hidrodinâmicos locais. Esses resultados indicam que programas de monitoramento podem ser estruturados com base em áreas prioritárias

de amostragem, permitindo otimizar recursos financeiros e humanos sem comprometer a representatividade ambiental. Além disso, a incorporação de ferramentas de modelagem espacial e hidrodinâmica possibilita compreender os mecanismos de transporte, retenção e redistribuição das partículas, fornecendo uma base técnica para o planejamento das campanhas de monitoramento e para a interpretação dos resultados obtidos em diferentes condições oceanográficas.

Outro aspecto relevante evidenciado por esta pesquisa refere-se à necessidade de aprimorar os modelos de avaliação de risco ambiental atualmente utilizados para microplásticos. Os ensaios ecotoxicológicos demonstraram que a resposta biológica dos organismos não depende exclusivamente da presença das partículas plásticas, mas também das interações estabelecidas entre os microplásticos e outros contaminantes químicos, como metais potencialmente tóxicos e biocidas. Esses resultados reforçam que avaliações baseadas apenas na quantificação da concentração de microplásticos podem subestimar os impactos ambientais reais, uma vez que não contemplam alterações na biodisponibilidade, na toxicidade e nos mecanismos de exposição decorrentes da associação entre diferentes contaminantes. Dessa forma, recomenda-se que protocolos de avaliação de risco passem a incorporar cenários de exposição múltipla, refletindo de maneira mais realista as condições encontradas nos ecossistemas costeiros.

Em conjunto, os resultados obtidos nesta tese demonstram que políticas públicas mais eficientes para o enfrentamento da poluição por microplásticos devem ser orientadas por evidências científicas produzidas em diferentes níveis de organização ambiental e biológica. A integração entre estudos de ocorrência, modelagem hidrodinâmica, ensaios ecotoxicológicos e avaliação de risco representa um avanço metodológico importante para a construção de estratégias de prevenção, monitoramento e mitigação mais eficazes. Essa abordagem integrada permite não apenas identificar onde os microplásticos tendem a se concentrar, mas também compreender seu potencial de transporte, sua interação com outros poluentes e seus efeitos sobre a biota, fornecendo subsídios científicos para o aperfeiçoamento da legislação ambiental, dos programas de monitoramento costeiro e das políticas públicas voltadas à proteção dos ecossistemas marinhos.

6.8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise das políticas públicas demonstra que o enfrentamento da poluição por microplásticos exige uma mudança de paradigma na gestão ambiental, substituindo

abordagens predominantemente reativas por estratégias preventivas, integradas e baseadas em evidências científicas. Embora avanços importantes tenham ocorrido nas últimas décadas, tanto em âmbito internacional quanto nacional, persistem limitações relacionadas à fragmentação institucional, à ausência de metodologias padronizadas de monitoramento e à dificuldade de transformar o conhecimento científico em instrumentos efetivos de gestão. Nesse contexto, a governança dos microplásticos deve ser compreendida como um processo contínuo, capaz de integrar ações de prevenção na fonte, monitoramento ambiental, saneamento básico, economia circular e gestão costeira.

Os resultados apresentados ao longo desta tese reforçam a necessidade dessa abordagem integrada. A identificação de padrões espaciais de ocorrência de microplásticos na Baía de Santos, associada à influência conjunta das fontes de aporte e dos processos hidrodinâmicos, evidencia que programas de monitoramento devem incorporar informações ambientais capazes de explicar a dinâmica de transporte e retenção dessas partículas. Da mesma forma, os ensaios ecotoxicológicos demonstram que os riscos ambientais não dependem exclusivamente da presença dos microplásticos, mas também de sua capacidade de interagir com outros contaminantes químicos, modificando a resposta biológica dos organismos expostos. Esses resultados indicam que modelos tradicionais de avaliação de risco, baseados na análise isolada dos contaminantes, podem subestimar os impactos decorrentes da exposição simultânea a múltiplos estressores ambientais.

Dessa forma, o aprimoramento das políticas públicas voltadas ao controle da poluição por microplásticos depende da consolidação de sistemas contínuos de monitoramento, da integração entre diferentes áreas do conhecimento e da incorporação de avaliações de risco que considerem a complexidade das interações entre partículas plásticas, contaminantes químicos e processos ambientais. O fortalecimento da cooperação entre academia, órgãos ambientais, setor produtivo e sociedade civil constitui um passo essencial para transformar o conhecimento científico em ações concretas de prevenção, mitigação e adaptação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abbott, K.W., Snidal, D. (2000) Hard and Soft Law in International Governance, Int. Organ 54, 421–456, https://doi.org/10.1162/002081800551280

Araújo, M., Aguiar, A., Harkot, P. (org.). (2023) *Contaminação por microplásticos em ecossistemas costeiros do Rio de Janeiro: desafios & oportunidades*. Rio de Janeiro: Instituto Mar Adentro (IMA). https://www.funbio.org.br/wp-content/uploads/2024/06/E-book_Contaminacao-por-microplasricos-em-ecossistemas-costeiros-do-RJ_compressed-1.pdf

Bombana, B., de Freitas, R.R., dos Santos, C.R. (2025) Approaches to Integrated Coastal Management in Brazil in the Light of the Anthropocene. Enanppas 2023, Ambient. soc. 28 2025 https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc00271vu28L2FT

Busetto, L., Wick, W., & Gumbinger, C. (2020). How to use and assess qualitative research methods. Neurological Research and practice, 2(1), 14. https://doi.org/10.1186/s42466-020-00059-z

Chang, Y.-C., & Saqib, M. (2025). International Legal Systems in Tackling the Marine Plastic Pollution: A Critical Analysis of UNCLOS and MARPOL. *Water*, *17*(10), 1547. https://doi.org/10.3390/w17101547

Chiba, T. (2025) What hinders the implementation of coastal litter policies? Multilevel governance and structural gaps in the Osaka Bay area, Japan. *Socio Ecol Pract Res* (2026). https://doi.org/10.1007/s42532-026-00248-1

De Castro, Maryland V. (2025) *Marine environmental protection: an investigation into existing global laws addressing marine plastic pollution*.Dissertação (Master of Science in Maritime Affairs) – World Maritime University, Malmö, Suécia, 2025 https://commons.wmu.se/cgi/viewcontent.cgi?article=3617&context=all_dissertations

de Lima, A.S. (2021). *Gestão costeira e mudanças climáticas: uma análise multiescalar da contribuição da legislação e da comunidade científica no Brasil*. 129 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Florianópolis, 2021. Disponível em: https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/229834

Dialectaquiz, A., Silva, D.A., Sasaki, D.K., Dottori, M. (2025) Microplastics hotspots on a tropical estuarine-bay system. Ocean Coast. Res.73 https://doi.org/10.1590/26752824073.25025

Dos Santos F.S., Neves R.A., Crapez M.A.C., Teixeira V.L., Krepsky N. (2022) How does the brown mussel *Perna Perna* respond to environmental pollution? A review on pollution biomarkers. J Environ Sci 111:412–428. https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.04.006

Elliff, C.I., Gimenez, B.G., Alencar, M.V., Scrich, V.M., Conti, L.A., Turra, A. (2025) Assessment of marine litter barrier initiatives and their potential as a prevention strategy in Brazil. Ocean Coast. Res. 73 • 2025 • https://doi.org/10.1590/2675-2824073.23167

FAO. 2025. Molares, Y., Estors Carballo, J., López de Aragón, L. The Blue Ports Initiative – Annual Report 2024. Rome https://openknowledge.fao.org/items/94f3c8cb-b433-4ac3-9ae2-556585d7d18c

Fries, A. S., Coimbra, J. P., Nemazie, D. A., Summers, R. M., Azevedo, J. P. S., Filoso, S., Newton, M., Gelli, G., Oliveira, R. C. N., Pessoa, M. A. R. & Dennison, W. C. (2019). Guanabara Bay ecosystem health report card: Science, management, and governance implications. Regional Studies in Marine Science, 25, 100474. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.100474

Guerrato, N.R., Fidelman, P. & Gonçalves, L.R. Multilevel Governance of Marine Plastic Solutions in Australia and Brazil. *Environmental Management* **76**, 77 (2026). https://doi.org/10.1007/s00267-025-02366-0

Iwanicki, L. and Zamboni, A. (2020) *Um oceano livre de plástico: desafios para reduzir a poluição marinha no Brasil*. 1. ed. Brasília, DF: Oceana Brasil. https://brasil.oceana.org/relatorios/um-oceano-livre-de-plastico/

Jolaosho, T.L., Rasaq, M.F., Omotoye, E.V., Araomo, O.V., Adekoya, O.S., Abolaji, O.Y., Hungbo, J.J. (2025) Microplastics in freshwater and marine ecosystems: Occurrence, characterization, sources, distribution dynamics, fate, transport processes, potential mitigation strategies, and policy interventions, Ecotoxicology and Environmental Safety, Volume 294, 118036, https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118036

Karlsson, T.M., Arneborg, L. Bronström, G., Carney Almroth, B., Gipperth, L. and Hassellöv, M. (2018). The unaccountability case of plastic pellet pollution. Marine Pollution Bulletin 129, 52-60. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.041

Kuhn, A., Hamm, J., Heinrich, K., & Stępień, A. (2026). Policies and legislation combating plastic pollution. Iceberg. https://arctic-iceberg.eu/publications/

Leal-Filho, W., Barbir, J., May, J., May, M., Swart, J., Yang, P., Dinis, M.A.P., Aina, Y.A., Bettencourt, S., Charvet, P., Azadi, H. (2025). Towards more sustainable oceans: a review of the pressing challenges posed by marine plastic litter. *Waste Management & Research*, v. 43, n. 9, p. 1358-1377, 2025. https://doi.org/10.1177/0734242X251313927

Leite, C.H.P., Moita Neto, J.M., Bezerra, A.K.L. (2022) Novo marco legal do saneamento básico: alterações e perspectivas. Eng. Sanit. Ambient. 27 (5) • Sep-Oct 2022 • https://doi.org/10.1590/S1413-415220210311

Magno, I. (2024) *Fragmentos da destruição: impactos do plástico na biodiversidade marinha brasileira*. 1. ed. Brasília, DF: Oceana Brasil,. Disponível em: Oceana Brasil – Fragmentos da Destruição.

Mendes, G., Cardozo, A.L.P., Ribeiro, C.I.R., Gentil, E., Dantas, D.V. (2025) Marine litter seen through the lens: photo-identification on beaches as a strategy for coastal monitoring and management, Marine Pollution Bulletin, Volume 218, 118175, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118175.

Mont'Alverne, T. C.F., Nascimento, J. R. H. (2025). THE CIRCULAR ECONOMY AND ITS RELATION WITH THE BRAZILIAN NATIONAL SOLID WASTE POLICY: INNOVATION OR A RISK OF RECYCLING POLICIES THAT REMAINED ON PAPER?. *Veredas Do Direito*, *22*(1), e222800. https://doi.org/10.18623/rvd.v22.2800

NATIONAL MARITIME FOUNDATION (2025). **Maritime Perspectives 2025**: Blue Economy and Resilience. Nova Deli: National Maritime Foundation. ISBN 978-81-994377-3-9. Disponível em: maritimeindia.org

Nielsen, M.B., Clausen, L.P.W., Cronin, R., Hansen, S.F., Oturai, N.G., Syberg, K. (2023) Unfolding the science behind policy initiatives targeting plastic pollution. *Micropl.&Nanopl.* **3**, 3. https://doi.org/10.1186/s43591-022-00046-y

OECD (2016), *Extended Producer Responsibility: Updated Guidance for Efficient Waste Management*, OECD Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264256385-en.

ONU (2020). *Sustainable Development Goals Report 2020.* New York. https://unstats.un.org/sdgs/report/2019/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2019.pdf .

Onyena, A.P.; Aniche, D.C.; Ogbolu, B.O.; Rakib, M.R.J.; Uddin, J.; Walker, T.R. Governance Strategies for Mitigating Microplastic Pollution in the Marine Environment: A Review. Microplastics 2022, 1, 15–46. https://doi.org/10.3390/microplastics1010003

Palanch, M.F., França, L.A., de Moura, P.H.P., Santana, F. T., Prieto, C.M., Castro, J.V., Guimarães, M.V., Pereira, V.G., Oliveira, O.M.P., Belem, A.L., Cesar-Ribeiro, C. (2026) Interactions Between Microplastics and Trace Metals: Ecotoxicological Implications for Tropical Marine invertebrates, Mussel *Perna Perna* (Linnaeus, 1758) and Sea Urchin *Echinometra Lucunter* (Linnaeus, 1758). *Bull Environ Contam Toxicol* **116**, 14. https://doi.org/10.1007/s00128-025-04163-1

Pereira, E.L. and Souza, A.C.M. (2026) Entre Normas Internacionais e Políticas Internas: Um Estudo sobre a Atuação Brasileira frente à Poluição Marinha por Plásticos. Rev. Carta Inter., Belo Horizonte, v. 21, n. 1, e1611, https://doi.org/10.21530/ci.v21n1.2026.1611

Pinho, R. M. L.; Granziera, M. L. M. (2019) Efeitos das mudanças climáticas na zona costeira: o caso de Santos. *Leopoldianum*, Santos, v. 45, n. 125, p. 181-196, 2019. https://doi.org/10.58422/releo2019.e889.

Portz, L., Murgas-Vargas, A., Campos, P.T., Villate-Daza, D.A., Manzolli, R.P. (2025) How natural disasters affect the distribution of marine litter in protected island ecosystems (Seaflower Biosphere Reserve — Colombia), Marine Pollution Bulletin, Volume 211, 117458, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117458.

Quintana, C.G., Kitzmann, D.I.S. (2020) Políticas públicas na educação ambiental e as mudanças climáticas. *Revista Brasileira de Política e Administração da Educação*, Porto Alegre, v. 36, n. 1, p. 336-356, https://doi.org/10.21573/vol36n12020.96344.

Rajak, P. (2026) Microplastics in the marine environment: A comprehensive insight into the anthropogenic sources, impacts, and advanced removal strategies, Next Research, Vol 3, 101082, https://doi.org/10.1016/j.nexres.2025.101082.

Ribeiro, V.V., Nobre, C.R., Moreno, B.B., Semensatto, D., Sanz-Lazaro, C., Moreira, L.B., Castro, I.B. (2023) Oysters and mussels as equivalent sentinels of microplastics and natural particles in coastal environments, Science of The Total Environment, Volume 874, 162468, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162468.

Schönberg, J., M. Böhm-Beck, Š. Trdan, et al. (2025.) Public Participation in EU Legislation? Recommendations for Involving Citizen Scientists in Anthropogenic Litter Research Within the Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*35, no. 7: e70192. https://doi.org/10.1002/aqc.70192.

Scoton, S., Corrêa, G.de C., Pérez, D.V. (2021) A poluição oceânica por plástico e as políticas públicas brasileiras relacionadas ao Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 14. *Revista da Escola de Guerra Naval*, Rio de Janeiro, v. 27, n. 3, p. 537-574, set./dez. 2021. https://doi.org/10.21544/2359-3075.v27n3.p.537-574.

Scrich, V.M., Correa, M.R., de Andrade, M.M., Grilli, N.M., Elliff, C.I.,Turra, A. (2025) Untangling the network structure for marine litter monitoring governance, Marine Pollution Bulletin, Volume 210, 117337, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117337.

Silva-Filho, C. R. V. & Velis, C. A. (2022). United Nations' plastic pollution treaty pathway puts waste and resources management sector at the centre of massive change. Waste Management & Research, 40(5), 487-489. https://doi.org/10.1177/0734242X221094634

Taleghani, M., Jabreilzadeh Sola, M., (2023). Circular Economy in Port Operations: Waste Reduction and Resource Efficiency. ISAR Journal of Economics and Business Management, 1(2), 12-16. https://isarpublisher.com/journal/isarjebm

United Nations Environment Programme (UNEP) (2021) From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution. Nairobi: UNEP; 2021. https://www.gdr-po.cnrs.fr/docs/UNEP_2021.pdf

Watkins, E., Schweitzer, J-P., Leinala E., Börkey, P. (2019), Policy approaches to incentivise sustainable plastic design, *OECD Environment Working Papers*, No. 149, OECD Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/233ac351-en.

Wu, H-H. (2022) A study on transnational regulatory governance for marine plastic debris: Trends, challenges, and prospect, Marine Policy, Volume 136, 103988, https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103988.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS GERAIS

A presença de microplástico no ambiente Marinho é hoje uma preocupação mundial, principalmente por suas características de alta durabilidade, capacidade de sofrer intemperismo e facilidade de se associar a outros contaminantes. Além dos problemas diretos do microplástico aos organismos marinhos, sua transferência para o ser humano, via teia alimentar, pode se tornar um problema de saude pública.

Os estudos relacionados aos impactos do microplástico sobre os organismos apresentam elevada variabilidade, em razão, principalmente, das diferenças entre polímeros, processos de envelhecimento, características físico-químicas das partículas, condições ambientais e espécies avaliadas. Essa heterogeneidade evidencia que os riscos ecotoxicológicos dos microplásticos não podem ser compreendidos apenas pela presença das partículas, sendo necessário considerar suas interações com outros poluentes e as características específicas de cada cenário ambiental.

A avaliação da presença de microplásticos no ambiente marinho ainda enfrenta importantes desafios metodológicos. Embora diversas técnicas de coleta, processamento e identificação das partículas tenham sido propostas nos últimos anos, ainda não existe um protocolo amplamente padronizado e validado que permita a obtenção de resultados plenamente comparáveis entre diferentes estudos. Essa heterogeneidade metodológica dificulta a comparação entre áreas e períodos de amostragem, podendo comprometer a interpretação da distribuição e da abundância de microplásticos nos ecossistemas aquáticos. Além disso, as matrizes aquosas são particularmente suscetíveis à contaminação durante as etapas de coleta, transporte e processamento das amostras. O uso de equipamentos de proteção individual, como luvas, bem como materiais empregados nas atividades de campo, incluindo cabos, frascos e recipientes de armazenamento, podem constituir fontes potenciais de contaminação das amostras por partículas plásticas. Nesse contexto, o estabelecimento de protocolos padronizados de amostragem e controle de qualidade representa uma etapa fundamental para aumentar a confiabilidade dos resultados e fortalecer a comparabilidade entre estudos.

Os resultados obtidos na Baía de Santos, parte da tese que aborda a ocorrência ambiental de microplástico no sistema costeiro, demonstraram que a distribuição dos microplásticos é influenciada pela interação entre diferentes fontes de aporte e os processos hidrodinâmicos locais, evidenciando que a compreensão da dinâmica ambiental

dessas partículas depende da integração entre monitoramento de campo e modelagem espacial. Os resultados indicaram que o emissário submarino de Santos constitui uma importante fonte potencial de entrada de microplásticos para a baía, contribuindo para o gradiente espacial de concentrações observado nas proximidades de sua área de influência. Entretanto, a distribuição dos microplásticos não pode ser atribuída exclusivamente ao emissário, uma vez que os padrões espaciais identificados também evidenciam a contribuição de fontes continentais, associadas às praias urbanizadas, e do transporte de partículas provenientes do estuário por meio do Canal do Porto. Essa interpretação, corroborada pela integração entre os dados de campo, a modelagem espacial e a simulação hidrodinâmica, reforça a natureza multifatorial da distribuição dos microplásticos na Baía de Santos.

Os ensaios ecotoxicológicos, realizados com partículas de microplástico de referência, utilizando organismos amplamente reconhecidos como bioindicadores da qualidade ambiental, como mexilhões e ouriços-do-mar, também evidenciam a necessidade de padronização dos protocolos experimentais, especialmente no que se refere ao controle de contaminações externas por microplásticos durante as etapas de preparo, exposição e análise. A adoção de procedimentos metodológicos rigorosos é essencial para garantir a confiabilidade e a reprodutibilidade dos resultados ecotoxicológicos. Além disso, ainda persistem importantes lacunas de conhecimento acerca da toxicocinética e da toxicodinâmica dos microplásticos nos organismos marinhos, particularmente em relação aos mecanismos de absorção, distribuição, bioacumulação, metabolização e eliminação dessas partículas. Nesse contexto, o desenvolvimento de ensaios ecotoxicológicos utilizando biomarcadores específicos poderá ampliar a compreensão dos mecanismos de ação dos microplásticos, isoladamente e em associação com outros contaminantes químicos, contribuindo para avaliações de risco ambiental mais robustas e ecologicamente relevantes.

A capacidade dos microplásticos de interagir com outros contaminantes químicos, como metais potencialmente tóxicos e poluentes orgânicos, representa um aspecto que deve ser incorporado às avaliações ambientais. Essas partículas podem atuar como vetores de contaminantes, alterando sua biodisponibilidade e modificando a resposta biológica dos organismos expostos.

Os resultados obtidos nesta tese demonstraram que os efeitos ecotoxicológicos dos microplásticos dependem não apenas da presença das partículas, mas também de suas características físico-químicas, especialmente do tipo de polímero. Observou-se que diferentes polímeros, como polietileno (PE) e poliestireno (PS), interagem de maneira distinta com metais potencialmente tóxicos, produzindo respostas biológicas variadas entre as espécies avaliadas. Esses resultados evidenciam que os microplásticos não podem ser tratados como um grupo homogêneo nas avaliações ecotoxicológicas, uma vez que sua composição influencia diretamente o potencial de interação com outros contaminantes e, consequentemente, os efeitos sobre os organismos marinhos.

Os resultados obtidos nesta tese ainda demonstraram que essa interação entre o microplástico e outros compostos pode modificar a toxicidade dos contaminantes, sendo observada, por exemplo, a potencialização dos efeitos do biocida DCOIT quando associado aos microplásticos. Nesse contexto, torna-se igualmente importante a utilização de ferramentas estatísticas capazes de identificar e quantificar a natureza dessas interações, distinguindo efeitos sinérgicos, antagônicos ou aditivos entre microplásticos e contaminantes químicos. A aplicação dessas abordagens permite compreender de forma mais realista os mecanismos envolvidos na toxicidade das misturas, aproximando os ensaios ecotoxicológicos das condições efetivamente encontradas nos ecossistemas naturais.

A constatação que o microplástico interage de diferentes formas com outros compostos químicos reforça a necessidade de que avaliações de risco ambiental e estratégias de monitoramento passem a considerar não apenas a concentração de microplásticos, mas também suas características físico-químicas e sua capacidade de interagir com outros poluentes presentes no ambiente. Em regiões costeiras e tropicais, onde os processos de degradação e envelhecimento dos plásticos são acelerados pelas condições ambientais, essas interações podem modificar a biodisponibilidade dos contaminantes e intensificar seus efeitos biológicos. Assim, a incorporação dessas variáveis em programas de monitoramento e em instrumentos regulatórios representa um avanço importante para a formulação de políticas públicas mais eficientes e ambientalmente realistas.

A análise das políticas públicas evidencia que o enfrentamento da poluição por microplásticos requer a transição de modelos predominantemente reativos para

estratégias preventivas, integradas e fundamentadas em evidências científicas. Apesar dos avanços observados nos cenários nacional e internacional, ainda existem desafios relacionados à fragmentação das ações de gestão, à ausência de protocolos padronizados de monitoramento e à incorporação do conhecimento científico na formulação de instrumentos regulatórios. Assim, os resultados desta tese reforçam a importância de integrar informações sobre a distribuição ambiental dos microplásticos, os processos hidrodinâmicos que controlam seu transporte e retenção e seus efeitos ecotoxicológicos, isoladamente e em associação com outros contaminantes, como subsídios para avaliações de risco ambiental mais realistas.

Dessa maneira, esta tese demonstra que a compreensão da poluição por microplásticos deve integrar sua ocorrência ambiental, dinâmica de dispersão, potencial de interação com outros contaminantes e efeitos ecotoxicológicos, fornecendo uma base científica consistente para o aprimoramento das avaliações de risco ambiental e para a formulação de políticas públicas mais eficazes na proteção dos ecossistemas marinhos.