

LETÍCIA ALBANIT FRANÇA

**ENTRE O MAR E A AREIA – UM ESTUDO DA  
CONTAMINAÇÃO POR PLÁSTICOS EM PRAIAS DE  
UNIDADES DE CONSERVAÇÃO MARINHAS INSULARES E  
SEUS POTENCIAIS EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS**

SÃO VICENTE – SP

2025

LETÍCIA ALBANIT FRANÇA

**ENTRE O MAR E A AREIA – UM ESTUDO DA  
CONTAMINAÇÃO POR PLÁSTICOS EM PRAIAS DE  
UNIDADES DE CONSERVAÇÃO MARINHAS INSULARES E  
SEUS POTENCIAIS EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Campus do Litoral Paulista, para obtenção do título de Mestra em Ciências

Orientador(a): Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa

Coorientador(a): Prof. Dr. Caio César Ribeiro

SÃO VICENTE – SP

2025

F814e	<p>França, Leticia Albanit</p> <p>Entre o Mar e a Areia - Um estudo da contaminação por plásticos em praias de unidades de conservação marinhas insulares e seus potenciais efeitos ecotoxicológicos. / Leticia Albanit França. -- , 2025</p> <p>54 p. : tabs., fotos</p> <p>Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Araraquara,</p> <p>Orientador: Denis Moledo de Souza Abessa</p> <p>Coorientador: Caio César Ribeiro</p> <p>1. Poluição marinha. 2. Microplásticos. 3. Mesoplásticos. 4. Ecotoxicologia. 5. Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos. I. Título.</p>
-------	---

**ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE Mestrado de LETÍCIA ALBANIT FRANÇA, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE DE AMBIENTES COSTEIROS, DO INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS - CÂMPUS DO LITORAL PAULISTA.**

Aos 12 dias do mês de setembro do ano de 2025, às 14h, no(a) Salão Nobre do IB/CLP (modo híbrido), realizou-se a defesa de DISSERTAÇÃO DE Mestrado de LETÍCIA ALBANIT FRANÇA, intitulada **Entre o mar e a areia - Um estudo da contaminação por meso e microplásticos em algumas praias em unidades de conservação marinhas insulares e seus potenciais efeitos ecotoxicológicos**. A Comissão Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof. Dr. DENIS MOLEDO DE SOUZA ABESSA (Orientador(a) - Participação Presencial) do(a) Departamento de Ciências Biológicas e Ambientais / IB/CLP UNESP, Profa. Dra. ALESSANDRA DA SILVA AUGUSTO (Participação Presencial) do(a) Departamento de Ciências Biológicas e Ambientais / IB/CLP - UNESP, Profa. Dra. MARIANA VELLOSO CAPPARELLI (Participação Virtual) do(a) Universidad Nacional Autónoma de Mexico. Após a exposição pela mestranda e arguição pelos membros da Comissão Examinadora que participaram do ato, de forma presencial e/ou virtual, a discente recebeu o conceito final: APROVADA . Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelo(a) Presidente(a) da Comissão Examinadora.

  
Prof. Dr. DENIS MOLEDO DE SOUZA ABESSA

## **Agradecimentos**

À minha família, que sempre me apoiou em todas as minhas decisões e me incentivou a continuar perseguindo minha paixão.

Ao meu marido, que foi fundamental durante toda essa jornada, com seu apoio emocional constante e presença em todas as etapas.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Denis, por toda a ajuda e orientação em cada etapa desse trabalho, além do apoio nos momentos difíceis.

Ao meu coorientador, Prof. Dr. Caio, que mesmo de longe, esteve ao meu lado quando mais precisei.

A todos os laboratórios que, de alguma forma, contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

A todos, que estiveram comigo em cada etapa dessa caminhada, oferecendo apoio, compreensão e muitas vezes boas risadas para aliviar a pressão. A amizade de cada um foi essencial para me manter focada e motivada, e sou imensamente grata por tê-los ao meu lado.

E à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo apoio financeiro que foi essencial para a realização deste projeto (projeto 2023/02030-6).

## RESUMO

A poluição por plásticos representa um dos principais desafios ambientais do século XXI, especialmente em ambientes marinhos e costeiros, onde meso e microplásticos são persistentes, de difícil degradação e potencialmente tóxicos à biota. Este trabalho teve como objetivo avaliar qualitativa e quantitativamente a presença de meso (5–25 mm) e microplásticos visíveis (1–<5 mm) em praias de Unidades de Conservação Marinhas insulares, localizadas em Fernando de Noronha (PE) e Ubatuba (SP), além de analisar a toxicidade dos lixiviados gerados a partir desses resíduos. Foram realizadas coletas manuais de partículas plásticas e amostragens de sedimento entre 2021 e 2025, com posterior classificação e quantificação dos plásticos por forma, cor e tamanho, análise de polímeros e experimentos ecotoxicológicos com embriões de ouriço-do-mar (*Echinometra lucunter*) e mexilhão (*Perna perna*). Os resultados indicaram predominância de fragmentos plásticos em todas as áreas estudadas, com variações sazonais e espaciais na abundância e diversidade, sendo observada maior quantidade de partículas na Praia do Leão (Fernando de Noronha). Considerando as duas coletas da Praia do Leão, a quantidade de plásticos foi maior que em todas as praias de Ubatuba juntas. As análises químicas evidenciaram a presença de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), sobretudo de origem petrogênica, adsorvidos às partículas. Ensaios ecotoxicológicos revelaram efeitos de mortalidade sobre os embriões em algumas amostras, especialmente em concentrações mais elevadas dos lixiviados (100%), sugerindo que os resíduos plásticos atuam como carreadores de contaminantes químicos e representam risco ecotoxicológico para organismos marinhos. Conclui-se que a contaminação por meso e microplásticos alcança até mesmo áreas protegidas e remotas, exigindo ações de gestão mais efetivas para mitigação dessa problemática ambiental.

Palavras-chave: Poluição marinha, microplásticos, mesoplásticos ecotoxicologia, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos.

## ABSTRACT

Plastic pollution represents one of the main environmental challenges of the 21st century, especially in marine and coastal environments, where meso- and microplastics are persistent, resistant to degradation, and potentially toxic to biota. This study aimed to qualitatively and quantitatively assess the presence of mesoplastics (5–25 mm) and visible microplastics (1–<5 mm) on beaches within insular Marine Protected Areas located in Fernando de Noronha (PE) and Ubatuba (SP), as well as to analyze the toxicity of leachates generated from these residues. Manual collections of plastic particles and sediment sampling were conducted between 2021 and 2025, followed by classification and quantification of plastics by shape, color, and size, polymer identification, and ecotoxicological experiments using sea urchin (*Echinometra lucunter*) and mussel (*Perna perna*) embryos. The results indicated a predominance of plastic fragments in all studied areas, with seasonal and spatial variations in abundance and diversity, and a higher number of particles observed at Praia do Leão (Fernando de Noronha). Considering both sampling periods at Praia do Leão, the total amount of plastics was higher than that found across all Ubatuba beaches combined. Chemical analyses revealed the presence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), mainly of petrogenic origin, adsorbed onto the particles. Ecotoxicological assays showed embryo mortality effects in some samples, particularly at higher leachate concentrations (100%), suggesting that plastic debris acts as a carrier of chemical contaminants and poses an ecotoxicological risk to marine organisms. It is concluded that meso- and microplastic contamination reaches even protected and remote areas, highlighting the need for more effective management actions to mitigate this environmental issue.

Keywords: Marine pollution, microplastics, mesoplastics, ecotoxicology, polycyclic aromatic hydrocarbons.

<b>Figura 1:</b> Diagrama do método de coleta (Fonte: Sheavly, 2007 adaptado).....	13
<b>Figura 2:</b> Classificação por cor dos fragmentos.. .....	24
<b>Figura 3:</b> Média $\pm$ desvio padrão do desenvolvimento embrionário larval normal de ouriço-do-mar ( <i>E. lucunter</i> ) expostos a concentrações dos lixiviados.....	28
<b>Figura 4:</b> Média $\pm$ desvio padrão do desenvolvimento embrionário larval normal de Mexilhão ( <i>P. perna</i> ) expostos a concentrações dos lixiviados.. .....	30

<b>Tabela 1:</b> Classificação por forma das partículas plásticas coletadas na Praia do Leão (Fernando de Noronha), e nas praias de Fora (Ilha das Couves), das Palmas e do Sul (Ilha Anchieta). .....	19
<b>Tabela 2:</b> Classificação por cor das partículas plásticas coletadas na Praia do Leão (Fernando de Noronha), e nas praias de Fora (Ilha das Couves), das Palmas e do Sul (Ilha Anchieta). .....	20
<b>Tabela 3:</b> Tamanho das partículas plásticas coletadas na Praia do Leão (Fernando de Noronha), e nas praias de Fora (Ilha das Couves), das Palmas e do Sul (Ilha Anchieta). .....	25
<b>Tabela 4:</b> Contagem do número de partículas plásticas encontradas em cada amostra de sedimento da Praia do Leão em Fernando de Noronha. ....	25
<b>Tabela 5:</b> Contagem do número de partículas plásticas encontradas em cada amostra de sedimento da Praia de Fora – Ilha das Couves (Ubatuba) em setembro de 2024. ....	26
<b>Tabela 6:</b> Total de Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em água nos lixiviados. As concentrações do branco (água do mar reconstituída) não foram descontadas nas amostras. ....	32
<b>Tabela 7:</b> Comparação de presença ou ausência de toxicidade em ouriços e mexilhões. O “X” vermelho indica que houve toxicidade. ....	38

## Sumário

<b>1. Introdução .....</b>	<b>4</b>
<b>2. Objetivos.....</b>	<b>7</b>
2.1.    Objetivos Específicos .....	7
<b>3. Materiais e Métodos .....</b>	<b>8</b>
3.1.    Caracterização das Áreas de Estudo.....	8
3.1.1.    Fernando de Noronha .....	8
3.1.2.    Ubatuba.....	10
3.2.    Amostragem e processamento da amostra.....	12
3.3.    Análise da composição dos plásticos .....	14
3.4.    Ensaio de Toxicidade .....	14
3.4.1. <i>Echinometra lucunter</i> .....	15
3.4.2. <i>Perna perna</i> .....	16
3.5.    Extração e análises químicas dos contaminantes orgânicos.....	17
3.6.    Análise de Polímeros .....	17
3.7.    Análise dos resultados .....	18
<b>4. Resultados .....</b>	<b>18</b>
4.1.    Análise dos Plásticos .....	18
4.2.    Ensaio de Toxicidade .....	27
4.2.1. <i>Echinometra lucunter</i> .....	27
4.2.2. <i>Perna perna</i> .....	29
4.3.    Extração e análises químicas dos contaminantes orgânicos.....	31
4.4.    Análise de polímeros .....	33
<b>5. Discussão .....</b>	<b>33</b>
5.1.    Análise dos plásticos .....	33
5.2.    Ensaio de toxicidade .....	36

<b>6. Conclusão .....</b>	<b>39</b>
<b>7. Referências bibliográficas .....</b>	<b>40</b>
<b>Apêndice A.....</b>	<b>48</b>
<b>Apêndice B.....</b>	<b>48</b>
<b>Apêndice C .....</b>	<b>49</b>
<b>Apêndice D .....</b>	<b>50</b>
<b>Apêndice E.....</b>	<b>50</b>
<b>Apêndice F.....</b>	<b>51</b>
<b>Apêndice G .....</b>	<b>52</b>
<b>Apêndice H .....</b>	<b>54</b>

## 1. Introdução

A poluição por resíduos sólidos constitui um problema que compromete o meio ambiente e representa uma ameaça à biota aquática em todo o mundo. A má gestão dos resíduos sólidos, particularmente os plásticos, e seu acúmulo no ambiente marinho levou ao reconhecimento da poluição plástica como uma importante questão ambiental global (Cózar et al., 2014; Aretoulaki et al., 2020). Os plásticos já são considerados um dos mais importantes poluentes ambientais do século XXI, apresentando de 40-80% da quantidade total de resíduos sólidos marinhos (Ivar do Sul & Costa, 2007; Ronkay et al., 2021).

O aumento do uso dos plásticos em todo o mundo se deve a algumas características, como seu baixo peso, sua durabilidade, baixo preço, e múltiplos usos (Xu et al., 2019). Porém frequentemente este material não possui descarte e tratamento adequados após o uso, levando ao descarte inadequado e tornando-o uma ameaça ambiental. Resíduos plásticos descartados no ambiente são facilmente transportados por longas distâncias a partir das fontes e se acumulam nos oceanos, onde causam diversos impactos ambientais e econômicos (UNEP, 2005; Thompson et al., 2009; Aretoulaki et al., 2020), tornando-se uma preocupação ambiental de alta prioridade (Xu et al., 2019).

Os resíduos plásticos têm se tornado onipresentes em todos os ambientes marinhos (Bergmann et al., 2015; Auta et al., 2017), acumulando-se na superfície dos oceanos, ao longo da coluna d'água, no fundo do mar (Barnes et al., 2009; Thompson et al., 2009; Mathalon & Hill, 2014; Chiba et al., 2018) ou incorporados na biota (Jiang et al., 2022). Ecossistemas costeiros e marinhos são especialmente susceptíveis à poluição por plástico, pois recebem aportes de origem fluvial e terrestre, tornando-se regiões de acúmulo de detritos (Lebreton et al., 2017; Meijer et al., 2021). Estima-se que entre 4,8 e 12,7 milhões de toneladas de plástico podem entrar no ambiente marinho anualmente (Jambeck et al., 2015), a maioria proveniente de fontes terrestres, como aterros sanitários, e o restante de outras atividades humanas, como a pesca (Munari et al., 2016; Cesar-Ribeiro et al., 2017; Bradney et al., 2019), o descarte direto no ambiente ou o arraste pluvial detritos (Lebreton et al., 2017; Meijer et al., 2021).

Pedaços maiores de plástico no ambiente marinho são fragmentados pelos resultados da ação das ondas, fotodegradação pelos raios UV, biodegradação e abrasão física, fazendo com que sucessivamente se tornem meso- e microplásticos, chamados de geração secundária (Barnes et al., 2009; Thompson et al., 2009; Hidalgo-Ruz et al., 2012; Alomar et al., 2016). Os

meso e microplásticos são contaminantes de preocupação ambiental e econômica global, pois são capazes de causar impactos negativos sobre uma grande variedade de espécies marinhas (Auta et al., 2017) e afetar os processos biológicos (Botterell et al., 2019). De acordo com o GESAMP (2015), microplásticos são fragmentos com tamanhos variando de 1  $\mu\text{m}$  a <5 mm, enquanto os mesoplásticos são fragmentos entre 5 mm e 2 cm.

Um exemplo de meso e microplásticos secundários são as microfibras que se soltam de roupas sintéticas durante sua lavagem e acabam por entrar no ambiente marinho através do esgoto, pelas fontes difusas e pontuais, como as estações de esgoto (Periyasamy & Tehrani-Bagha, 2022). Por sua vez, microplásticos usados na indústria de cosméticos, tais como microesferas, ou *microbeads* (por exemplo, aquelas presentes em esfoliantes faciais) (Xanthos & Walker, 2017), constituem microplásticos primários e podem entrar no ambiente marinho diretamente através de águas residuárias e esgoto (Thompson, 2015; Napper & Thompson, 2016). Esferas de plástico (também conhecidas como nurdles ou *pellets*) representam uma fonte importante de poluição por microplásticos, pois constituem o precursor de itens de plástico maiores, que são regularmente derramados acidentalmente durante o transporte (Thompson, 2015; Loubet et al., 2022). Nesse contexto, áreas costeiras de alta densidade populacional e atividades industriais têm sido associadas a altas concentrações de resíduos plásticos (Browne et al., 2011; Clark et al., 2016), tanto de origem primária como secundária.

Os meso e microplásticos dispostos no ambiente marinho podem ser ingeridos por organismos aquáticos podendo causar redução na quantidade de alimentos consumidos (via compactação física do intestino ou obstrução do tubo digestório), com subsequente perda de peso (Ogonowski et al., 2016); redução das taxas de crescimento (Watts et al., 2015; Ogonowski et al., 2016) comprometimento dos sistemas imunológicos (Avio et al., 2015; Canesi et al., 2015; Greven et al., 2016); ou mesmo mortalidade (Oliveira et al., 2013; Rist et al., 2018). O acúmulo de plásticos é uma ameaça globalmente reconhecida que requer ações de avaliação e controle (Bonanno & Orlando-Bonaca, 2018; Iliff et al., 2020).

Outro fator importante é que a grande proporção de área de superfície por volume de meso e microplásticos e suas propriedades hidrofóbicas podem levar ao acúmulo de contaminantes adsorvidos em suas superfícies, incluindo bifenilas policloradas (PCB), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH) (Koelmans, 2015; Akdogan et al., 2019), poliésteres dibromados (PBDE) (Ohgaki et al., 2021), além de metais e produtos farmacêuticos (Atugoda et al., 2021). Essas substâncias, incluindo aquelas incorporadas durante a produção

do plástico (aditivos industriais), podem ser absorvidas pelos organismos, causando efeitos subletais, e podem bioacumular nos níveis tróficos mais elevados da cadeia alimentar (Koelmans, 2015; Gaur et al. 2025). Os aditivos incluem substâncias como ftalatos, retardadores de chama e estabilizadores de UV (Rochman, 2015; Abessa et al., 2025), os quais também podem contribuir para a toxicidade (Akdogan et al., 2019). Relatos demonstraram que os plásticos podem ter mais de 10.000 substâncias utilizadas como aditivos, sendo que 2.400 destas são de preocupação potencial (Wiesinger et al., 2021) e sua liberação é facilitada pela falta de ligação covalente com as moléculas de plástico e seu baixo peso molecular (Delaeter et al., 2022).

A literatura recente tem destacado que resíduos plásticos podem servir como carreadores de contaminantes químicos no ambiente aquático. Estudos têm demonstrado a toxicidade de lixiviados de microplásticos, indicando que os contaminantes podem ser transferidos para a coluna d'água e a biota, e assim causar efeitos biológicos adversos (Coffin et al., 2018; Luo et al., 2019; Gardon et al., 2020; Luo et al., 2020; Yan et al., 2021). Nesse sentido, a toxicidade de fragmentos de meso e microplástico dependerá, em parte, do polímero, devido às diferentes proporções de aditivos incluídos em cada tipo de material e a capacidade de dessorção desses aditivos. Este problema é particularmente preocupante para regiões supostamente pristinas, como as áreas marinhas protegidas, pois resíduos plásticos vindos de áreas distantes podem ser carregados para esses locais, onde acabam se acumulando, podendo liberar contaminantes adsorvidos a eles. Nunes et al. (2023) reportaram a presença de microplásticos em sedimentos e na biota de áreas marinhas protegidas ao redor do mundo, destacando as ameaças representadas por esse tipo de contaminação.

As características ambientais podem alterar a distribuição e abundância de microplásticos, pois estes estão sujeitos ao transporte de longa distância pelos ventos e pelas correntes (Monteiro, Ivar do Sul & Costa, 2018), como é o caso da Corrente Sul Equatorial (SEC) que se divide entre Corrente do Brasil (BrC) e Corrente Norte do Brasil (NBrC), podendo influenciar diferentemente a distribuição dos microplásticos na região Norte/Nordeste (Brato et al. 2024) e da corrente das Malvinas, que junto com a BrC, influencia a costa Sul/Sudeste do Brasil.

Segundo Tavares et al. (2021), fatores como proximidade da costa, urbanização da região, capacidade turística, presença de terminais portuários, entre outros, podem influenciar a distribuição de resíduos plásticos e a sua toxicidade. Por exemplo, a urbanização da região

costeira pode aumentar a quantidade de meso e microplásticos lançados no ambiente devido à maior produção e descarte de plásticos pelos habitantes no sistema de escoamento de águas pluviais, que por sua vez, os transportam das áreas urbanas para as praias. Esse processo pode alterar a composição dos contaminantes químicos associados aos microplásticos (Ghosh & Sahu, 2022), podendo tornar os lixiviados mais tóxicos.

Para tentar entender a dinâmica dos poluentes plásticos em duas áreas marinhas protegidas brasileiras com diferentes atividades antrópicas, distância da costa e característica climáticas, torna-se necessário avaliar quantitativa e qualitativamente esses resíduos em suas praias, assim como analisar as toxicidades associadas aos materiais, visando gerar informações para a gestão e o controle desse tipo de contaminante ambiental.

## 2. Objetivos

O objetivo desse trabalho é avaliar a poluição por mesoplásticos (entre 5 e 25 mm) e microplásticos visíveis (i.e., entre 1 e 5 mm) em praias insulares localizadas em algumas Unidades de Conservação Marinhas brasileiras, visando identificar os tipos de resíduos e seu potencial para liberar contaminantes na água e causar toxicidade em invertebrados marinhos.

### 2.1. Objetivos Específicos

a) Comparar-as composições de meso e microplásticos entre ilhas costeiras e uma ilha oceânica. A hipótese testada neste objetivo específico era que nas ilhas costeiras (Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte - APAMLN - e Parque Estadual da Ilha Anchieta - PEIA) os resíduos deveriam ser de origem mista, enquanto na ilha oceânica (Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha - APAFN) os resíduos teriam origem principal nas atividades de pesca e marítimas porque a região oceânica se encontra mais distante da costa.

b) Avaliar as toxicidades dos lixiviados produzidos pelos conjuntos de meso/microplásticos coletados em cada local. A hipótese associada a este objetivo específico propôs que os plásticos de origem mista sejam mais tóxicos do que aqueles de origem marítima, porque plásticos de origem mista terão uma maior diversidade de forma e provavelmente de polímeros e contaminantes químicos associados.

c) Especificamente para os materiais coletados em Fernando de Noronha, foi feita uma comparação da composição química e da toxicidade dos resíduos coletados em 2021 (contendo óleo) e 2023) (sem presença de óleo). A hipótese relacionada com este objetivo específico propõe que os plásticos coletados em 2021 seriam mais tóxicos por estarem associados ao óleo

e apresentarem maiores quantidades de hidrocarbonetos adsorvidos, gerando lixiviados mais tóxicos.

d) Nas ilhas costeiras, pretendeu-se avaliar alterações sazonais, associadas com as atividades turísticas mais intensas no verão. Assim, a hipótese associada era que no verão (alta temporada), haveria maior quantidade e diversidade de resíduos plásticos, gerando um lixiviado mais tóxico.

### **3. Materiais e Métodos**

#### **3.1. Caracterização das Áreas de Estudo**

As áreas de estudo incluíram áreas marinhas protegidas de diferentes características, sendo uma área insular oceânica (APAFN) e duas áreas insulares costeiras (APAMLN e PEIA), conforme descrição a seguir.

##### **3.1.1. Fernando de Noronha**

O arquipélago de Fernando de Noronha, localizado em região oceânica pertencente ao estado de Pernambuco, possui seu território sobreposto por duas unidades de conservação marinhas, sendo a maior parte (70%) pertencente ao Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (PARNAMAR) e o restante está dentro da Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha Rocas – São Pedro e São Paulo (APAFN) que inclui a área urbana da ilha principal (Ivar do Sul, Spengler e Costa, 2009). Apesar da APAFN ter sido criada em 1986, somente entre 2003 e 2005 foi elaborado seu Plano de Manejo, e por conta das características peculiares do arquipélago e devido à extrema sensibilidade deste tipo de ecossistema, são necessários planejamentos e ações efetivas visando evitar impactos ambientais. No Parque Nacional Marinho, uma área de uso restrito que ocupa os 70% restantes da área, é previsto o uso público e o número de turistas pode chegar a > 50.000 pessoas na alta temporada (Monteiro et al., 2020). Fernando de Noronha situa-se na faixa tropical do Atlântico Oeste sob influência predominante da Corrente Sul Equatorial (SEC), que escoar para oeste impulsionada pelos alísios.

A costa sul da ilha, onde está localizada a Praia do Leão, faz parte tanto da APAFN e do PARNAMAR, e é influenciada pela Corrente Sul Equatorial e ventos alísios relativamente fortes (Matheus et al., 2019; Lumpkin & Garzoli, 2005), os quais podem influenciar o acúmulo de detritos ao longo da costa (Grillo & Mello, 2021). Apesar disso, a Praia do Leão é semi-abrigada e o estudo de Carvalho, Silva & Costa (2021) observou concentrações média e máxima

de microplásticos de  $6,2 \pm 9,0$  partículas/m<sup>2</sup> e 33,3 partículas/m<sup>2</sup>, respectivamente. Além disso, essa praia está mais exposta a ventos de leste-sudeste e à energia de ondas geradas por alísios e swell de sudeste, favorecendo deriva litorânea para oeste e acúmulo seletivo em enseadas semi-abrigadas. Em ilhas oceânicas, a interação corrente-relevo cria zonas de retenção a sotavento (“wake eddies”), que podem prender detritos flutuantes por dias-semanas (Caldeira et al., 2005). A distância da costa continental implica maior contribuição de fontes marinhas/forâneas (*pellets* de transporte, itens de pesca) e maior “envelhecimento” foto-oxidativo dos fragmentos (Sandulescu et al., 2006)

A maioria dos resíduos sólidos encontrados nas praias da ilha de Fernando de Noronha advém de fontes marinhas distantes, sendo principalmente resíduos plásticos (Ivar do Sul, Spengler e Costa, 2009), podendo ser transportados principalmente para a ilha pelos ventos e as correntes de superfície (Carvalho, Silva & Costa, 2021). No período de agosto de 2019 ocorreu um derramamento de óleo, com origem desconhecida, que atingiu 2980 km da costa brasileira, abrangendo as praias da região nordeste (incluindo o arquipélago de Fernando de Noronha) e a porção norte do litoral da região Sudeste, e estima-se que ao menos 2,5 milhões de toneladas de óleo foram derramadas (Soares et al., 2020 a, b). Após dois anos de investigação o governo brasileiro à época concluiu-se que a origem desse derramamento foi provavelmente um navio petroleiro de bandeira grega (PF, 2021), mas um recente estudo de Reddy et al. (2022) apontou que provavelmente a fonte seria um navio nazista naufragado ao longo da costa do nordeste, de modo que a origem do vazamento permanece até hoje indeterminada.

Em agosto de 2021, dois anos após o derramamento de óleo, novas manchas de óleo junto com detritos marinhos, incluindo plásticos, chegaram ao Brasil, afetando o Arquipélago de Fernando de Noronha, e demonstrando que as áreas marinhas protegidas e ilhas do Atlântico Sul são vulneráveis aos contínuos impactos do aumento do lixo marinho nos oceanos (Magalhães et al., 2022). Nesse episódio, mutirões de limpeza foram organizados e em toda região da ilha principal de Fernando de Noronha, sendo que a Praia do Leão foi o local que mais necessitou de esforços para retirada de fragmentos de óleo e de lixo marinho (ICMBio, 2021). Até o momento, não existe nenhuma informação oficial a respeito da origem do óleo e do lixo (ICMBio, 2021; Magalhães et al., 2022), no entanto, Bastos et al. (2022) a partir da impressão digital do óleo derramado em agosto de 2021, encontraram um óleo levemente intemperizado de uma rocha geradora lacustre, o qual geneticamente não foi correlacionado ao óleo do grande evento de derramamento de óleo no Brasil ocorrido em 2019.

### 3.1.2. Ubatuba

O município de Ubatuba, localizado no litoral norte do estado de São Paulo - Brasil, apresenta diversos ecossistemas costeiros com importantes recursos naturais e alta biodiversidade, abrigando dois parques estaduais e um nacional (Prefeitura Municipal de Ubatuba, 2021). Em 2008, pelo decreto estadual nº 53.525/2008, foi criada a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte (APAMLN), que é uma Unidade de Conservação (UC) de Uso Sustentável, cuja porção marinha adjacente ao município de Ubatuba está inserida no setor Cunhambebe dessa UC. Essa região sofre com um turismo exacerbado em períodos sazonais do ano, em que o saneamento precário, a presença de marinas e garagens náuticas, entrada de navios de cruzeiros, e o descarte direto de lixo nas praias acabam por causar diversos efeitos adversos à paisagem e à biota. Nessa região, a presença de lixo marinho, incluindo resíduos plásticos, tem sido reportada (Andrades et al., 2020; Nunes et al.; 2023).

Ubatuba integra a Bacia Sudeste do Brasil, em plataforma micro-mésomaré onde a circulação costeira é fortemente forçada por ventos sazonais. No verão (dez-mar), ventos de NE e o Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul favorecem deriva paralela à costa e episódios de intrusão de Água Central do Atlântico Sul (ACAS) sobre a plataforma externa, alterando densidade e estratificação. No inverno (jun-set), frentes frias trazem ventos de S-SW, invertendo a direção predominante de transporte litorâneo (Reboita et al., 2019). A Corrente do Brasil intensifica-se ao largo e modula a plataforma externa (Castro & Lee, 1995). Ilhas próximas à costa (Ilha das Couves; Ilha Anchieta) criam sombras hidrodinâmicas e zonas de recirculação que podem funcionar como pontos quentes de deposição/encalhe de detritos, especialmente em praias voltadas ao quadrante dominante do vento/onda em cada estação. A maior pressão turística e o escoamento urbano (chuvas de verão) tendem a aumentar as entradas locais de plásticos e fibras, em especial entre Novembro e Março.

A Ilha das Couves localiza-se no norte de Ubatuba e está incluída como área de manejo especial dentro da APAMLN. Possui duas praias de fácil desembarque, além de estar próxima a costa, apresentando um forte atrativo para o turismo. Conforme Belgamo et al. (2020), no passado houve um período de turismo descontrolado no local, agravado pela falta de infraestrutura turística, que vinha ocasionando degradação ambiental. Após uma ação do Ministério Público, foram implantadas regras para o turismo, no entanto as embarcações particulares não são controladas e a ilha ainda carece de infraestrutura de suporte ao turismo, sobretudo para o saneamento básico, podendo ainda haver o descarte incorreto de lixo.

Por sua vez, a Ilha Anchieta, após ter sido muito afetada por atividades antropogênicas ao longo de sua história, como a ocupação humana, turismo e pesca, foi transformada, em 1977, no Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA), que incluiu somente a porção emersa da ilha. No entanto, foi estabelecido um polígono de proibição de pesca ao redor da ilha, garantindo maior grau de proteção ao ambiente do entorno. Mais recentemente, após a criação da APAMLN, todo o entorno do parque passou a estar incluído nos limites da APA. O PEIA apresenta visitação pública disciplinada, que inclui limitação do número de visitantes, entre outras regras, porém a ocorrência de impactos nessa área é inevitável, sendo uma consequência do uso público e da proximidade com o continente e a área urbana de Ubatuba (Kataoka, 2004). Na porção norte há a Praia das Palmas, que como todo o PEIA, está sujeita a impactos antrópicos, já que é utilizada como área de uso público intensivo. A partir de uma trilha que parte da Praia das Palmas, é possível acessar a Praia do Sul, uma praia bem pequena e menos visitada, pois seu acesso se dá somente por trilha ou por barco, e no caso do acesso por terra, este só é permitido para grupos acompanhados por monitores contratados.

Devido ao seu isolamento e formação, as ilhas das Couves e Anchieta são ambientes que apresentam alto grau de sensibilidade ambiental (Polleto & Batista, 2008). Porém, podem sofrer impactos decorrentes do desenvolvimento da região de Ubatuba, que sofreu um aumento populacional de 15% entre 2011 e 2020 (CETESB, 2021) e é um destino muito procurado por turistas, aumentando os riscos de impactos ambientais gerados por atividades humanas.

A Ilha das Couves, mesmo se encontrando dentro dos limites da APAMLN e identificada com área de manejo especial dentro da APA, sofreu, até pelo menos meados de 2018, um turismo descontrolado nas praias localizadas na ilha e somente a partir da Portaria Normativa FF/DE nº 315 de 2019, a Fundação Florestal deu início ao ordenamento do turismo na ilha, limitando o número de pessoas no local. A visitação no local é feita por operadores autorizados em três turnos de visitação e a capacidade de carga do local é de 177 pessoas simultaneamente. No entanto, embarcações particulares não são contabilizadas, de modo que na temporada é possível haver um número bem maior de pessoas nas praias e no entorno da ilha.

Por sua vez, o Parque Estadual da Ilha Anchieta está relativamente próximo do continente e com isso, atrai muitos visitantes. Em monitoramentos realizados de 2003 a 2005, foi observado que o número de visitantes estava muito superior aos limites aceitáveis. A Portaria s/n do Instituto Florestal, de 22/12/2005, limitou o número de visitantes em 1020 pessoas por

dia. Ainda assim, a UC é uma das mais visitadas do estado, tendo uma média de visitação de aproximadamente 44 mil pessoas por ano (Viveiros et al., 2021), principalmente entre dezembro e fevereiro. Porém, apesar dos esforços de gestão, pesquisadores do nosso grupo frequentemente testemunham o descarte de resíduos sólidos por turistas na ilha, assim como embarcações de lazer e pesca. Como parte das ações de ordenamento do turismo, existe o interesse na realização de pesquisas científicas no parque para apoiar a tomada de decisões.

Ademais, não há dados de concentrações de plásticos nas duas ilhas escolhidas para a coleta desse trabalho.

### **3.2. Amostragem e processamento da amostra**

O método de coleta dos plásticos tem seguido o esquema proposto por Sheavly (2007), cujo diagrama está indicado na Figura 1, onde todo microplástico visível e mesoplástico ao longo do local de coleta é coletado manualmente e armazenado para posterior separação. As amostras foram embaladas em papel alumínio ou potes descartáveis de alumínio, identificadas e rotuladas. Os mesoplásticos (i.e., partículas menores que 2,5 cm) e microplásticos visíveis (partículas menores que 5 mm) foram separados e armazenados, para contagem, identificação e caracterização.

As coletas ocorreram em diferentes locais e períodos, abrangendo estações distintas e condições ambientais específicas. Em Fernando de Noronha (PE), as amostras foram obtidas na Praia do Leão durante o inverno (agosto de 2021), quando houve registro da presença de fragmentos de óleo aderidos aos plásticos e novamente no inverno (agosto de 2023), após o desaparecimento do óleo na região. A primeira coleta foi realizada pelo ICMBio e amostras plásticas foram enviadas ao grupo de pesquisa. Essa comparação permitiu avaliar diferenças na composição dos resíduos e na toxicidade associada entre as coletas com e sem óleo.

Em Ubatuba (SP), as coletas foram realizadas em duas áreas insulares costeiras localizadas dentro da Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte (APAMLN): a Ilha das Couves (Praia de Fora) e o Parque Estadual da Ilha Anchieta (Praias das Palmas e do Sul). Nessas localidades, as amostragens ocorreram em duas campanhas sazonais, sendo a primeira no inverno (setembro de 2024) e a segunda no verão (fevereiro de 2025), com o objetivo de comparar possíveis variações sazonais relacionadas à intensidade do turismo e das chuvas.

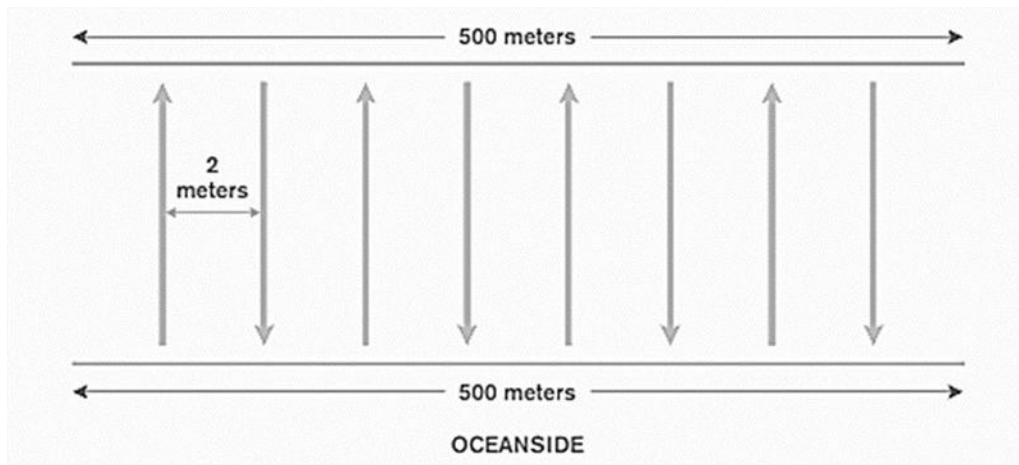


Figura 1: Diagrama do método de coleta (Fonte: Sheavly, 2007 adaptado)

Além da coleta manual, foram realizadas coletas de sedimento nas praias, onde foram delimitados quadrados de  $10 \times 10$  cm de área e 10 cm de profundidade na região da linha de deixa da maré alta. Os sedimentos foram coletados em todas as praias amostradas, com exceção da primeira coleta realizada em Fernando de Noronha (agosto de 2021), na qual o material analisado foi obtido apenas a partir dos detritos sólidos coletados pelo ICMBio. Estes sedimentos (cerca de  $1000 \text{ cm}^3$ ) foram coletados e transportados para o laboratório, onde foi feita a separação. Para a remoção das partículas plásticas, primeiramente foi feito um exame visual, para separação de fragmentos plásticos visíveis, sendo em seguida feito o processo de flotação, que consistiu na adição de solução hipersalina para a separação das amostras por densidade, nas quais o sobrenadante foi filtrado em membrana de  $0,45 \mu\text{m}$ . Posteriormente, os materiais retidos foram analisados com auxílio de microscópio óptico.

Na praia do Leão em Fernando de Noronha, na coleta realizada em agosto de 2023, foram obtidas amostras de sedimento em cinco pontos dispostos na praia. Em Ubatuba, nas praias localizadas na Ilha Anchieta, sedimento foi coletado em quatro pontos de amostragem. Já na Ilha das Couves, sedimentos foram coletados três pontos, pois a praia de Fora tem uma extensão de faixa de areia menor.

As alíquotas dos meso e microplásticos podem ser classificadas por forma e cor. A classificação por forma seguiu a proposta de Laglbauer et al. (2014), classificando plásticos como fibras, fragmentos rígidos, filmes, espumas e os microplásticos também podem ser classificados como *pellets*. A classificação por cor seguiu a proposta de Boerger et al. (2010), que inclui cinza, branco, azul, amarelo, laranja, verde, rosa, vermelho, roxo, preto e transparente.

A partir das amostras coletadas, alíquotas foram separadas para análises da composição dos plásticos, preparação dos lixiviados e experimentos ecotoxicológicos e análises químicas de contaminantes adsorvidos no plástico.

Para minimizar a contaminação ambiental das amostras em laboratório, foram utilizados jalecos de algodão, luvas de nitrila e máscaras, além de evitar o uso de material plástico no processamento. Todo material utilizado em laboratório passa pelo processo de lavagem em solução de Extran 10% e enxaguados diversas vezes com água Mili-Q.

### **3.3. Análise da composição dos plásticos**

Um dos métodos utilizados pela NOAA (2015) para identificação de plásticos coletados em praias é a análise gravimétrica e visual. A análise gravimétrica é um método utilizado para quantificar a quantidade de microplásticos presentes em uma amostra de sedimento de praia. Nesse método, a amostra coletada é peneirada, flotada em solução hipersalina de NaCl (5M), e digerida em peróxido de hidrogênio, na presença de ferro (II), para remoção dos componentes orgânicos. Detalhes do procedimento, passo a passo, estão indicados em NOAA (2015). O material resultante foi seco, e em seguida pesado para determinar a massa dos componentes inorgânicos, que incluem os microplásticos.

A análise visual consistiu em realizar uma triagem para identificar e separar possíveis microplásticos do restante do sedimento. As partículas retidas no filtro foram examinadas por meio de microscopia óptica, para confirmar a sua natureza plástica. Fotografias de todos os detritos potenciais foram registradas, sendo que a forma e a cor de cada amostra foram anotadas e o comprimento máximo de cada item medido manualmente (mm) usando o software ImageJ, seguindo os protocolos descritos em Sun et al. (2017). A classificação visual das partículas encontradas foi realizada utilizando critérios estabelecidos (Lusher et al., 2014). Para que as partículas fossem classificadas como detritos antropogênicos, elas deveriam (1) ser homogeneamente coloridas, (2) ser brilhantes e não opacas, (3) não ter estruturas orgânicas celulares visíveis, (4) ser igualmente espessas em todo o seu comprimento, e (5) ter flexão tridimensional (Lusher et al., 2016).

### **3.4. Ensaios de Toxicidade**

Lixiviados foram preparados para utilização em ensaios crônicos de toxicidade. Após a análise das partículas plásticas coletadas, foram feitos lixiviados com a forma predominante em cada uma das coletas. Em todos os casos foram os fragmentos e na Praia do Sul, além da

preparação do lixiviado com os fragmentos, foi preparado um lixiviado somente com as fibras, que também foram observadas em grandes quantidades. A proporção escolhida de plásticos em água foi de 1 g/L, por ser uma concentração ambientalmente relevante (Delaeter et al., 2022). A solução estoque (SE) foi preparada nessa proporção (1 g/L) em água do mar reconstituída, posteriormente sonicada por quatro minutos e deixada em vidro de âmbar por cinco dias, após isto, é feita a diluição da SE em água do mar reconstituída para obtenção de cinco concentrações: 0.01, 0.1, 1, 10 e 100%. Toda água do mar reconstituída utilizada para preparação dos lixiviados foi filtrada. Alíquotas foram separadas para preparação de réplicas conforme sugerido Delaeter et al. (2022) e Thornton Hampton et al. (2022) e posterior teste de toxicidade com embriões de ouriço-do-mar (*Echinometra lucunter*) e mexilhão (*Perna perna*),

#### 3.4.1. *Echinometra lucunter*

Os testes de toxicidade crônica (curta duração) com embriões de *E. lucunter* foram realizados de acordo com a ABNT/NBR 15350/2023, consistindo na exposição dos embriões aos lixiviados. Os ouriços foram coletados na Ilha das Palmas (Santos).

O método fundamenta-se na obtenção de gametas, fertilização in vitro e determinação do número de embriões normais e afetados após o período de exposição, determinado pelo protocolo descrito pela norma ABNT/NBR 15350 (ABNT, 2023). A fase embrionária é utilizada em testes de toxicidade devido sua sensibilidade, rapidez dos resultados de exposição, acessibilidade e a confiabilidade dos testes (USEPA, 2002; Zagatto & Bertolotti, 2008).

Gametas foram obtidos a partir de uma injeção de KCl 0,5 M, permitindo determinar o sexo dos animais. As fêmeas foram acondicionadas em recipientes menores que seu diâmetro com água e a superfície aboral voltada para baixo, assim os ovócitos foram liberados de modo a precipitar no fundo do béquer; estes apresentavam coloração alaranjada. Com os machos, os espermatozoides, de coloração branca, foram coletados com um conta-gotas, e em seguida transferidos para recipientes mantidos envoltos em gelo. Após a obtenção de quantidade satisfatória de ambos os gametas, o esperma foi diluído em água do mar reconstituída, criando uma solução espermática, e 1-2 ml dessa solução foi adicionada à solução de óvulos, sendo feita agitação por 10 minutos para permitir a fecundação. Após 2 horas, foram observados e quantificados os óvulos fecundados, sendo necessário uma fecundação mínima de 80%.

Após a confirmação da viabilidade, os embriões foram adicionados em cada réplica (~300 embriões), os ensaios foram mantidos em uma câmara de germinação por 24 h, com temperatura de  $25 \pm 2$  °C e fotoperíodo de 12 a 16 horas de luz. Para validar o teste, o controle

precisou apresentar um mínimo 80 % das larvas desenvolvidas até o estágio de plúteus. Após a verificação, o ensaio foi encerrado com 0,5 mL de formol tamponado. Posteriormente, os conteúdos de cada réplica foram examinados em microscópio, sendo analisadas as porcentagens de embriões desenvolvidos até plúteos (normais) e de embriões anômalos (i.e., com alterações morfológicas ou com retardo no desenvolvimento).

### 3.4.2. *Perna perna*

Os ensaios de toxicidade crônica (curta duração) com embriões de *Perna perna* seguiram a metodologia estabelecida pela norma ABNT NBR 16456 (ABNT, 2016). Os mexilhões foram coletados na Baía de Santos.

Para obtenção dos gametas, os animais foram submetidos à técnica de indução térmica (Zaroni et al., 2005). Os animais foram dispostos em placas de petri e imersos em uma bandeja com água do mar filtrada (malha de 0,22  $\mu\text{m}$ ) e mantidos à temperatura de 4 °C durante 30 minutos. Posteriormente, foi adicionada água aquecida a 37 °C, configurando o choque térmico (Zaroni et al., 2005; ABNT, 2016). A solução de esperma (0,5 mL de líquido espermático para 24,5 mL de água de diluição) foi observada em microscópio óptico para avaliação da viabilidade dos gametas (tamanho e movimentação). Paralelamente, uma subamostra dos óvulos de cada fêmea também foi observada em microscópio para avaliação de viabilidade (deveriam ser arredondados, lisos e de tamanho homogêneo). Os gametas femininos viáveis foram “lavados” com água de diluição em uma malha de 75  $\mu\text{m}$  (três vezes) para a remoção de possíveis impurezas. Três alíquotas de 10  $\mu\text{L}$  da solução de gametas femininos foram analisadas em microscópio com auxílio de câmara Sedgewick-Rafter para determinar a concentração de ovócitos a ser utilizada no processo de fertilização (média do número de gametas em 10 mL de solução).

Após a fecundação, 1 mL da solução de óvulos fecundados foi diluída para o volume final de 100 mL com água de diluição (salinidade  $33 \pm 2$ ). Foram expostos cerca de 400 embriões em cada réplica de cada concentração das substâncias estudadas. O volume de solução necessário foi obtido pela média da contagem (em microscópio com auxílio de câmara Sedgewick-Rafter) em 10  $\mu\text{L}$  da solução de ovos (três observações), multiplicada por 100 (fator de diluição). O volume calculado foi, então, acrescentado aos tubos de ensaio contendo soluções-teste. Durante o período de exposição (48 h), os tubos foram mantidos em câmara de germinação com fotoperíodo de 12h:12h (claro/escuro), e temperatura controlada ( $25 \pm 2$  °C). O teste foi encerrado pela adição de formol (4%) tamponado com bórax, e posteriormente a

taxa de desenvolvimento de larvas D (veliconcha) normais em cada réplica foi determinada, após exame em microscópio.

### 3.5. Extração e análises químicas dos contaminantes orgânicos

A extração de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs), nas amostras dos lixiviados preparados de todas as coletas, foi realizada por extração líquido-líquido, conforme o protocolo USEPA 3510C (1996). Resumidamente, cada amostra foi transferida para um funil de separação, ao qual foi adicionado o padrão surrogate p-terfenil. Em seguida, adicionou-se 30 mL de n-hexano, e o funil foi agitado manualmente por aproximadamente 3 minutos. Após a separação das fases, a fração orgânica foi recolhida. Esse procedimento foi repetido três vezes. O extrato orgânico resultante foi então concentrado para um volume final de 1,0 mL utilizando-se o concentrador Turbovap II (Biotage), transferido para frasco de injeção cromatográfica onde adicionou-se a mistura de padrões internos (naftaleno-d8, acenaftaleno-d10, fenantreno-d10, criseno-d12 e pireno-d12). A quantificação dos compostos foi realizada utilizando cromatografia gasosa acoplada a espectrômetro de massas do tipo triplo-quadrupolo (CG-EM/EM, Agilent Technologies 7890B/7010BN) operando em modo de monitoramento de reação (MRM), seguindo o disposto no protocolo USEPA 8270D/E.

### 3.6. Análise de Polímeros

Os espectros Raman foram adquiridos no CEM/UFABC em um espectrômetro triplo T64000 (Horiba Jobin-Yvon), configuração subtrativa, acoplado a um módulo de microanálise confocal com objetiva 50× e detector CCD 1024×256, utilizando laser de 532 nm (Verdi G5). A potência incidente foi limitada a  $\leq 1,5$  mW para evitar aquecimento, com tempos de integração entre 10 e 30 s e 2–10 acumulações por espectro; empregaram-se fendas de 100  $\mu\text{m}$ , resultando em resolução de  $\sim 3\text{--}4$   $\text{cm}^{-1}$  na faixa de 100–3200  $\text{cm}^{-1}$ , à temperatura ambiente. A calibração espectral foi realizada com silício (520,7  $\text{cm}^{-1}$ ) e, para cada amostra, registraram-se três pontos distintos. Os dados, exportados em ASCII, foram submetidos a suavização leve, correção de linha de base pelo método “rubber-band”, normalização por intensidade e ajuste não linear (perfis Lorentz/Voigt) para extração de posição, altura e largura à meia-altura (FWHM). A integridade das amostras e a ausência de dano fotoinduzido foram verificadas pela inexistência de bandas de degradação próximas a  $\sim 1600$   $\text{cm}^{-1}$  e pela estabilidade das bandas associadas a grupos  $\text{CH}_2$  sob pequenas variações de potência.

### 3.7. Análise dos resultados

Os dados de classificação (forma, cor e tamanho) dos plásticos coletados foram planilhados no software MS-Excel, e passaram por análises qualitativas, descrevendo as composições em cada local.

Já em relação aos testes ecotoxicológicos, foi usado o software PAST. A normalidade dos dados foi avaliada pelo teste Shapiro-Wilk e a homocedasticidade foi avaliada pelo teste de Levene. Em seguida, foi efetuada uma análise de variâncias (ANOVA) de 1 Fator e posterior teste de Tukey para comparar as toxicidades entre concentrações.

## 4. Resultados

### 4.1. Análise dos Plásticos

Na Tabela 1 temos a classificação do número total de partículas, considerando as 5 categorias utilizadas: fragmentos, fibras, filmes, *pellets* e espumas, em cada localização e data de coleta.

Considerando as duas coletas, a quantidade de partículas coletadas em Fernando de Noronha foi maior que em todas as praias de Ubatuba juntas. Na coleta de agosto de 2021, do total das partículas, 49 apresentavam a presença de óleo, representando aproximadamente 12% do total. É possível observar que a forma predominante nas duas análises foram os fragmentos, sendo 90% do total em agosto de 2021 e 89% do total em agosto de 2023.

No Apêndice A estão apresentadas algumas imagens das partículas plásticas coletadas na Praia do Leão em agosto de 2021, enquanto no Apêndice B encontram-se aquelas coletadas em agosto de 2023. Nota-se a maior diversidade de fragmentos brancos/transparentes.

Em Ubatuba, nas Praias de Fora e na Praia do Sul, a quantidade de partículas coletadas foi maior em setembro, aproximadamente 5,5 e 4 vezes em relação a coleta de fevereiro, respectivamente. Por sua vez, na Praia das Palmas, o número de partículas coletadas foi maior fevereiro, porém proporcionalmente não foi tão expressiva a diferença, tendo a coleta maior 1,5 vezes a quantidade medida na coleta anterior. Na Praia de Fora e na Praia das Palmas os fragmentos foram as formas predominantes, representando 69% e 82% do total, respectivamente. No apêndice C podemos observar algumas partículas coletadas na Praia de Fora, e no apêndice D, plásticos da Praia das Palmas. Em ambos, nota-se que há a presença de fibras, sendo que na Praia de Fora a presença de fibras foi menor do que observada na Praia das Palmas. Já na Praia do Sul, apesar dos fragmentos serem a forma predominante em relação ao

total (47%), foi possível observar uma maior quantidade de filmes (27%) e fibras (23%); no apêndice E podemos observar a diversidade de formas encontradas nessa praia. Na segunda coleta, realizada em fevereiro de 2025, os fragmentos foram a forma predominante (47%) seguidos dos filmes (35%). Na Ilha Anchieta, a Praia das Palmas e na Praia do Sul, em ambas as praias os fragmentos foram a forma predominante, representando 77% do total na Praia das Palmas e 82% na Praia do Sul.

A coleta que apresentou o maior número de partículas plásticas coletadas no total foi a realizada na Praia do Leão, em Fernando de Noronha, em agosto de 2023, enquanto aquela com menor número total de partículas plásticas foi na Praia de Fora, na Ilha das Couves (Ubatuba), na coleta de fevereiro de 2025. Um ponto importante observado de diferença entre Fernando de Noronha e Ubatuba, é que em Ubatuba foram encontradas fibras, enquanto em Fernando de Noronha não houve a presença de fibras em nenhuma das coletas.

**Tabela 1:** Classificação por forma das partículas plásticas coletadas na Praia do Leão (Fernando de Noronha), e nas praias de Fora (Ilha das Couves), das Palmas e do Sul (Ilha Anchieta).

Praia	Localização	Data da coleta	Fragmento	n° de partículas				Total
				Fibras	Filmes	Pellets	Espumas	
<b>Leão</b>	Fernando de Noronha	Agosto de 2021	367	0	8	16	18	<b>409</b>
<b>Leão</b>	Fernando de Noronha	Agosto de 2023	593	0	1	70	1	<b>665</b>
<b>de Fora</b>	Ubatuba (Ilha das Couves)	Setembro de 2024	66	5	10	11	3	<b>95</b>
<b>de Fora</b>	Ubatuba (Ilha das Couves)	Fevereiro de 2025	8	1	6	0	2	<b>17</b>
<b>das Palmas</b>	Ubatuba (Ilha Anchieta)	Setembro de 2024	112	22	1	0	2	<b>137</b>
<b>das Palmas</b>	Ubatuba (Ilha Anchieta)	Fevereiro de 2025	173	34	13	0	4	<b>224</b>
<b>do Sul</b>	Ubatuba (Ilha Anchieta)	Setembro de 2024	166	83	96	9	0	<b>354</b>
<b>do Sul</b>	Ubatuba (Ilha Anchieta)	Fevereiro de 2025	73	3	3	3	7	<b>89</b>

Na Tabela 2 temos a classificação por cor das partículas plásticas coletadas em todas as localidades e na Figura 2-a representação da diversidade de cores em %. Os fragmentos foram escolhidos para realizar essa representação gráfica, pois em todas as coletas foi a forma com maior abundância encontrada.

Na Praia do Leão em Fernando de Noronha, é possível notar que nas duas coletas as cores predominantes encontradas foram brancas e transparentes, seguido de azul (Figura 3 A e B).

Em Ubatuba, nas coletas realizadas em setembro de 2024 nas três praias e em fevereiro de 2025 nas duas praias da Ilha Anchieta, as cores azuis e verdes foram as predominantes, como podemos observar na Figura 2 C, E, F, G e H. Já na coleta de fevereiro de 2025 realizada na Praia de Fora, na Ilha das Couves (Figura 2 D), o azul foi a cor predominante seguido de vermelho, no entanto, nessa coleta a quantidade total de partículas foi bem baixa comparada com todas as outras.

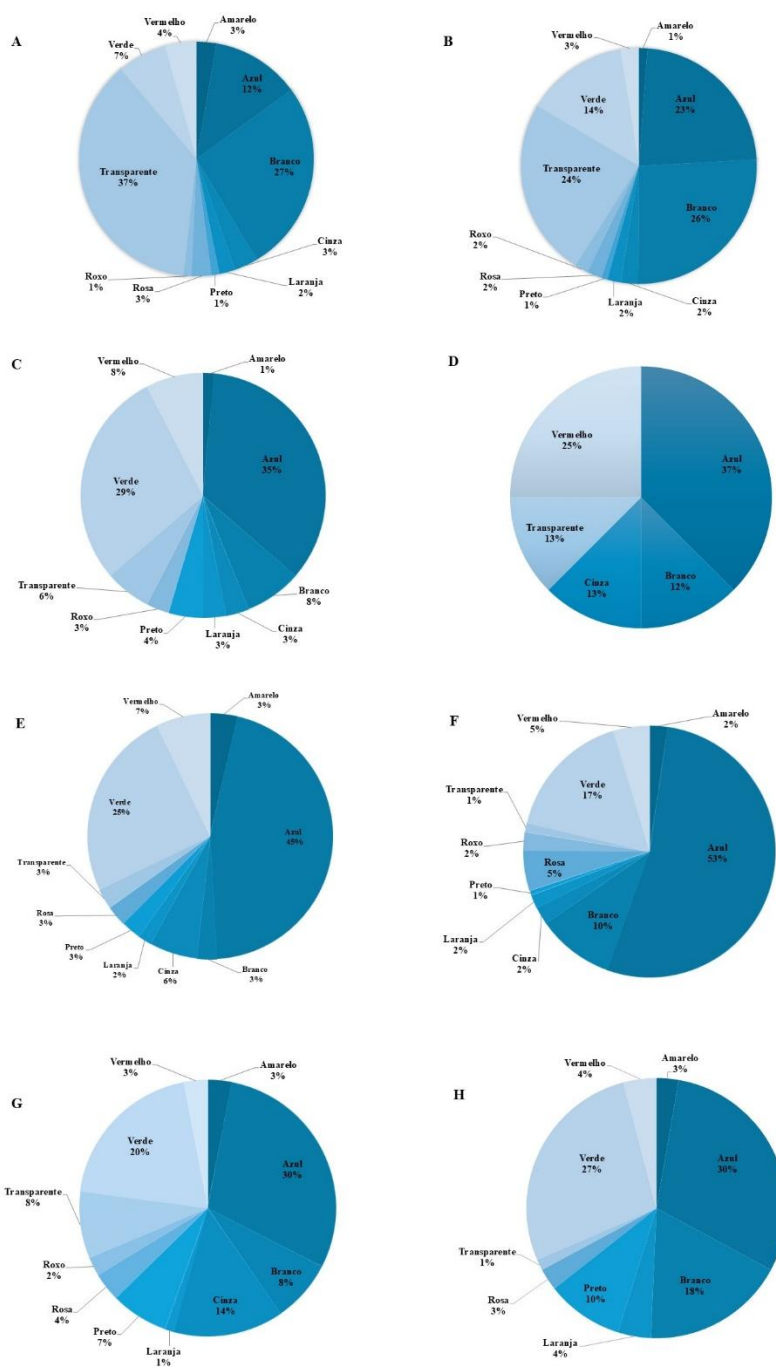
**Tabela 2:** Classificação por cor das partículas plásticas coletadas na Praia do Leão (Fernando de Noronha), e nas praias de Fora (Ilha das Couves), das Palmas e do Sul (Ilha Anchieta).

Praia	Localização	Data	Cor	n° de partículas				
				Fragmento	Fibras	Filmes	Pellets	Espumas
Leão	Fernando de Noronha	Agosto de 2021	Amarelo	10	-	-	-	1
			Azul	45	-	-	-	4
			Branco	97	-	-	-	5
			Cinza	12	-	-	-	5
			Laranja	8	-	-	-	-
			Preto	4	-	-	-	2
			Rosa	10	-	-	-	-
			Roxo	4	-	-	-	-
			Transparente	136	-	8	15	1
			Verde	25	-	-	-	-
Leão	Fernando de Noronha	Agosto de 2023	Vermelho	16	-	-	-	-
			Amarelo	7	-	-	-	-
			Azul	136	-	-	-	1
			Branco	154	-	-	-	-
			Cinza	14	-	-	-	-
Laranja	11	-	-	1	-			

<b>de Fora</b>	Ubatuba (Ilha das Couves)	Setembro de 2024	<b>Preto</b>	5	-	-	-	-
			<b>Rosa</b>	12	-	-	-	-
			<b>Roxo</b>	11	-	-	-	-
			<b>Transparente</b>	145	-	1	69	-
			<b>Verde</b>	83	-	-	-	-
			<b>Vermelho</b>	15	-	-	-	-
			<b>Amarelo</b>	1	-	1	-	-
			<b>Azul</b>	23	4	2	-	2
			<b>Branco</b>	5	-	5	-	1
			<b>Cinza</b>	2	-	-	-	-
			<b>Laranja</b>	2	-	-	1	-
			<b>Preto</b>	3	-	-	-	-
			<b>Rosa</b>	-	-	-	-	-
			<b>Roxo</b>	2	-	-	-	-
<b>das Palmas</b>	Ubatuba (Ilha Anchieta)	Setembro de 2024	<b>Transparente</b>	4	-	1	9	-
			<b>Verde</b>	19	1	1	1	-
			<b>Vermelho</b>	5	-	-	-	-
			<b>Amarelo</b>	4	-	-	-	-
			<b>Azul</b>	51	18	-	-	-
			<b>Branco</b>	3	1	1	-	-
			<b>Cinza</b>	7	-	-	-	-
			<b>Laranja</b>	2	-	-	-	-
			<b>Preto</b>	3	1	-	-	-
			<b>Rosa</b>	3	-	-	-	-
<b>do Sul</b>	Ubatuba (Ilha Anchieta)	Setembro de 2024	<b>Roxo</b>	-	-	-	-	-
			<b>Transparente</b>	3	-	-	-	-
			<b>Verde</b>	28	2	-	-	2
			<b>Vermelho</b>	8	-	-	-	-
			<b>Amarelo</b>	5	1	1	-	-
			<b>Azul</b>	49	51	14	2	-
			<b>Branco</b>	13	12	24	-	-
<b>Cinza</b>	23	7	8	-	-			

			<b>Laranja</b>	2	-	-	-	-
			<b>Preto</b>	12	3	-	-	-
			<b>Rosa</b>	6	-	1	-	-
			<b>Roxo</b>	4	-	1	-	-
			<b>Transparente</b>	14	1	40	7	-
			<b>Verde</b>	33	7	7	-	-
			<b>Vermelho</b>	5	1	-	-	-
			<b>Amarelo</b>	-	-	1	-	-
			<b>Azul</b>	3	1	2	-	2
			<b>Branco</b>	1	-	-	-	-
			<b>Cinza</b>	1	-	1	-	-
<b>de Fora</b>	Ubatuba (Ilha das Couves)	Fevereiro de 2025	<b>Laranja</b>	-	-	-	-	-
			<b>Preto</b>	-	-	2	-	-
			<b>Rosa</b>	-	-	-	-	-
			<b>Roxo</b>	-	-	-	-	-
			<b>Transparente</b>	1	-	-	-	-
			<b>Verde</b>	-	-	-	-	-
			<b>Vermelho</b>	2	-	-	-	-
			<b>Amarelo</b>	4	-	2	-	-
			<b>Azul</b>	92	30	4	-	4
			<b>Branco</b>	17	-	4	-	-
			<b>Cinza</b>	4	-	-	-	-
<b>das Palmas</b>	Ubatuba (Ilha Anchieta)	Fevereiro de 2025	<b>Laranja</b>	3	-	-	-	-
			<b>Preto</b>	1	-	1	-	-
			<b>Rosa</b>	9	-	-	-	-
			<b>Roxo</b>	4	-	-	-	-
			<b>Transparente</b>	2	1	2	-	-
			<b>Verde</b>	29	3	-	-	-
			<b>Vermelho</b>	8	-	-	-	-
<b>do Sul</b>	Ubatuba (Ilha Anchieta)	Fevereiro de 2025	<b>Amarelo</b>	2	-	-	-	-
			<b>Azul</b>	22	3	1	-	5
			<b>Branco</b>	13	-	-	-	-

<b>Cinza</b>	-	-	-	-	-
<b>Laranja</b>	3	-	-	-	-
<b>Preto</b>	7	-	-	-	-
<b>Rosa</b>	2	-	-	-	-
<b>Roxo</b>	-	-	-	-	1
<b>Transparente</b>	1	-	1	3	1
<b>Verde</b>	20	-	1	-	-
<b>Vermelho</b>	3	-	-	-	-



**Figura 2:** Classificação por cor dos fragmentos. **A** - Praia do Leão, Fernando de Noronha - Agosto/2021; **B** - Praia do Leão, Fernando de Noronha - Agosto/2023.; **C** - Praia de Fora - Ilha das Couves (Ubatuba) - Setembro/2024; **D** - Praia de Fora (Ilha das Couves), Ubatuba – Fevereiro/2025; **E** - Praia das Palmas (Ilha Anchieta), Ubatuba – Setembro/2024; **F** - Praia das Palmas (Ilha Anchieta), Ubatuba – Fevereiro/2025; **G** - Praia do Sul – Ilha Anchieta (Ubatuba) – Setembro/2024 e **H** - Praia do Sul – Ilha Anchieta (Ubatuba) – Fevereiro/2025.

Além da classificação por forma e cor das partículas, todas tiveram suas medidas avaliadas no programa ImageJ. Na Tabela 3 temos a média de tamanho das partículas em Fernando de Noronha e Ubatuba. A média de tamanho de microplásticos só foi observada bas

coletas que apresentaram pellets e nas espumas coletadas em agosto de 2023 na Praia do Leão. Todas as outras formas apresentaram a média de tamanho de mesoplástico, demonstrando a predominância deste nas coletas.

**Tabela 3:** Tamanho das partículas plásticas coletadas na Praia do Leão (Fernando de Noronha), e nas praias de Fora (Ilha das Couves), das Palmas e do Sul (Ilha Anchieta).

Praia	Localização	Data da coleta	média de tamanho (mm)				
			Fragmento	Fibra	Filme	Pellet	Espuma
Leão	Fernando de Noronha	Agosto de 2021	13,4	-	12,4	4,6	13,7
Leão	Fernando de Noronha	Agosto de 2023	11,6	-	23,6	4,3	4,0
de Fora	Ubatuba (Ilha das Couves)	Setembro de 2024	8,7	14,6	15,3	4,4	19,3
das Palmas	Ubatuba (Ilha Anchieta)	Setembro de 2024	6,3	18,2	14,1	-	12,4
do Sul	Ubatuba (Ilha Anchieta)	Setembro de 2024	10,5	17,9	16,8	4,4	-
de Fora	Ubatuba (Ilha das Couves)	Fevereiro de 2025	8,2	6,5	14,6	-	8,2
das Palmas	Ubatuba (Ilha Anchieta)	Fevereiro de 2025	8,4	18,2	14,6	-	16,1
do Sul	Ubatuba (Ilha Anchieta)	Fevereiro de 2025	9,8	13,2	16,1	4,7	7,8

Na praia do Leão em Fernando de Noronha, na coleta de sedimento realizada em agosto de 2023, após o processamento das amostras foram identificados somente fragmentos e *pellets*, como mostra a tabela 5.

**Tabela 4:** Contagem do número de partículas plásticas encontradas em cada amostra de sedimento da Praia do Leão em Fernando de Noronha.

Ponto	n° de partículas					Total
	Fragmento	Fibra	Filme	Pellet	Espuma	
P1	2	-	-	-	-	2
P2	4	-	-	-	-	4
P3	3	-	-	-	-	3
P4	2	-	-	-	-	2
P5	23	-	-	3	-	25

No ponto 1, dois fragmentos foram encontrados, sendo um de cor branca e outro transparente, ambas com tamanho de mesoplástico. No ponto 2, dois fragmentos encontrados eram transparentes, um branco e um azul, todos com tamanho de mesoplástico. No ponto 3, todos os fragmentos eram da cor branca, sendo dois com tamanho de microplástico e um mesoplástico. No ponto 4, o *pellet* (microplástico) era transparente, enquanto os dois fragmentos eram um branco com tamanho de mesoplástico e o outro marrom do tamanho de microplástico. No ponto 5 houve a maior quantidade de partículas, sendo 23 fragmentos (16 azuis, 3 brancos, 1 transparente, 1 rosa e 2 marrons) e três *pellets* transparentes; a média de tamanho dos fragmentos ficou em 6,57 mm.

Em Ubatuba, na primeira coleta realizada em setembro de 2024 na Ilha Anchieta, na Praia das Palmas, somente em um (ponto 2) foi encontrado um fragmento branco com tamanho de mesoplástico (9 mm). Na Praia do Sul, no ponto 1 foram encontrados dois fragmentos, ambos de tamanhos de microplástico (2 mm e 0,7 mm), sendo vermelho e preto, respectivamente, e no ponto 4 foram encontrados dois fragmentos brancos de tamanhos 1,15 e 3,53 mm.

Já Ilha das Couves, na Praia de Fora, é possível observar os plásticos encontrados na amostra na tabela 5 da primeira coleta realizada em setembro de 2024. No ponto 1 foram encontrados dois fragmentos azuis, de tamanhos 2,30 e 2,72 mm, e dois fragmentos brancos de tamanhos 2,05 e 4,33 mm, enquanto a única fibra encontrada era azul e mediu 12 mm.

**Tabela 5:** Contagem do número de partículas plásticas encontradas em cada amostra de sedimento da Praia de Fora – Ilha das Couves (Ubatuba) em setembro de 2024.

Ponto	Fragmento	n° de partículas				Total
		Fibras	Filme	<i>Pellet</i>	Espuma	
<b>P1</b>	4	1	0	0	0	<b>5</b>
<b>P2</b>	0	0	0	0	0	<b>0</b>
<b>P3</b>	1	0	0	0	0	<b>1</b>

Nas coletas de fevereiro de 2025, nos quatro pontos de sedimento coletados em cada praia (Praia das Palmas e Praia do Sul) da Ilha Anchieta não foram encontradas partículas plásticas. Já na Praia de Fora na Ilha das Couves, no ponto 1 e 2 não foram encontradas partículas plásticas enquanto no ponto 3, obtivemos 1 fibra de cor azul e 1 fragmento branco, ambos com tamanho de microplástico.

## 4.2. Ensaios de Toxicidade

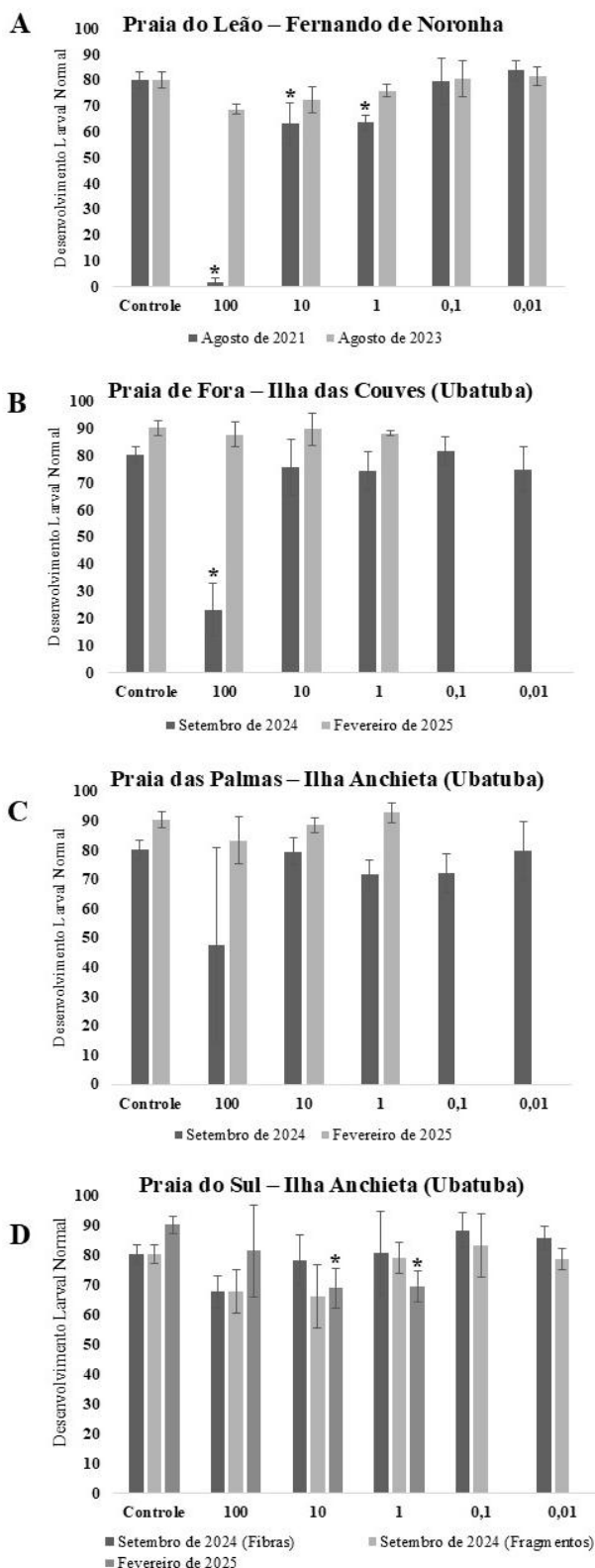
### 4.2.1. *Echinometra lucunter*

Os resultados dos experimentos realizados com embriões de ouriço-do-mar estão dispostos na Figura 3.

Na Figura 3A estão os testes com os lixiviados das coletas realizadas na Praia do Leão (Fernando de Noronha). Observa-se que em agosto de 2021 houve diferenças significativas com o controle nas concentrações de lixiviado de 100, 10 e 1%. Ressalta-se que na preparação do lixiviado dessa coleta, um dos fragmentos apresentava sinais de óleo. Na coleta de 2023, o desenvolvimento embrionário em 100% esteve no limiar da detecção (diferença de 11,5% com o controle e  $F_{calc} = 0.053$ ), sugerindo uma tendência de efeito marginal nesta concentração.

Na Figura 3B está representado os resultados do teste com as coletas realizadas em Ubatuba, na Praia de Fora (Ilha das Couves), houve diferença significativa com o controle somente na concentração de 100% do lixiviado de fragmentos na primeira coleta.

Nas Figuras 3C e 3D temos os resultados dos testes com os lixiviados da Ilha Anchieta em Ubatuba, sendo a Figura 3C a Praia das Palmas, que não apresentou diferença significativa com o controle em nenhuma das concentrações. Já na Figura 3D, temos a Praia do Sul com os dois lixiviados preparados: fibras e fragmentos da primeira coleta realizada em setembro de 2024, onde nenhuma das concentrações apresentou diferença significativa do controle, enquanto na segunda coleta realizada em fevereiro de 2025, as concentrações 10 e 1% apresentaram diferenças significativas com o controle.

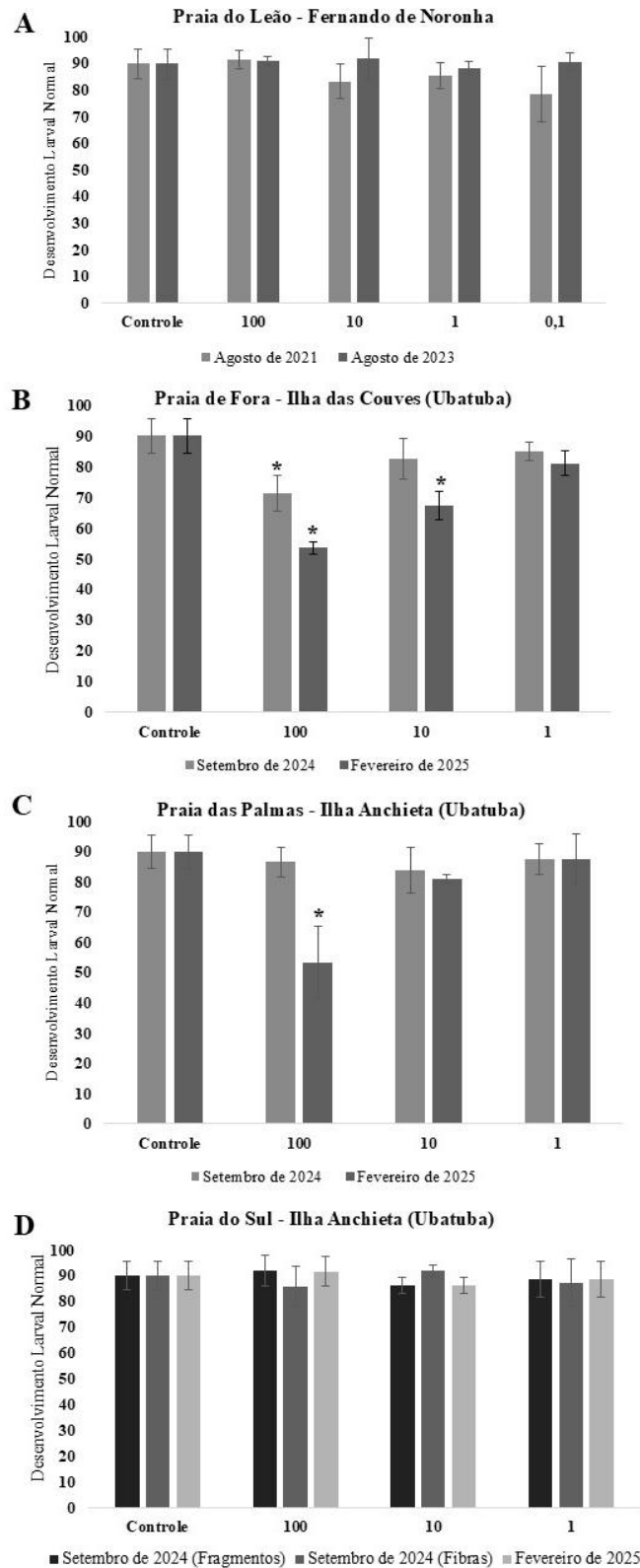


**Figura 3:** Média ± desvio padrão do desenvolvimento embrionário larval normal de ouriço-do-mar (*E. lucunter*) expostos a concentrações dos lixiviados. Os asteriscos indicam diferença significativa em relação ao controle ( $p < 0,05$ ). No eixo y temos a concentração dos lixiviados, sendo o controle 0g/L.

#### 4.2.2. *Perna perna*

Na Figura 4 estão os resultados dos testes realizados com o mexilhão *P. perna*. Os testes com os lixiviados das coletas realizadas na Praia do Leão (Fernando de Noronha), em nenhuma concentração houve diferença significativa com o controle.

Em Ubatuba, as coletas realizadas na Praia de Fora (Ilha das Couves), houve diferença significativa com o controle na concentração de 100% do lixiviado de fragmentos nas duas coletas e na concentração e10% na segunda coleta. Na Praia das Palmas da Ilha Anchieta, somente a concentração de 100% do lixiviado da segunda coleta apresentou diferença significativa com o controle. Na outra praia da Ilha Anchieta, a Praia do Sul, em nenhuma das concentrações dos três lixiviados preparados houve diferenças significativas com o controle.



**Figura 4:** Média  $\pm$  desvio padrão do desenvolvimento embrionário larval normal de Mexilhão (*P. perna*) expostos a concentrações dos efluentes. Os asteriscos indicam diferença significativa em relação ao controle ( $p < 0,05$ ). No eixo y temos a concentração dos efluentes, sendo o controle 0g/L.

### 4.3. Extração e análises químicas dos contaminantes orgânicos

No apêndice G encontra-se a tabela com toda a análise de HPAs de todos os lixiviados das coletas realizadas. Os lixiviados de plásticos analisados apresentaram concentrações totais de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) entre 96,8 e 197 ng L<sup>-1</sup>, com branco de processo relativamente elevado (82,2 ng L<sup>-1</sup>). Considerando esse branco, a diferença líquida atribuível às amostras situa-se, de forma aproximada, entre ~14,6 e 114,8 ng L<sup>-1</sup>, com o maior valor observado na “2ª coleta – Praia de Fora /I. das Couves (Ubatuba)” e valores também altos na “1ª coleta – Praia do Leão / Fernando de Noronha”. Esse branco de processo elevado exigiu a correção analito a analito (não apenas do total), pois poderiam mascarar diferenças reais entre pontos.

Em todas as amostras, o perfil químico foi dominado por HPA de baixa massa molecular (2–3 anéis), sobretudo naftaleno e seus homólogos alquilados (C1–C3), além de C1-fluoreno; praticamente todos os HPA de alto peso ( $\geq 4$  anéis) estiveram abaixo do LQM (5 ng L<sup>-1</sup>). Essa composição, com razão LMW/HMW muito maior que 1 e predomínio de homólogos alquilados sobre o composto-pai (p.ex., [C1+C2+C3-naftaleno]/naftaleno > 3 em vários pontos), é característica de assinatura petrogênica e indica contribuição de frações leves de petróleo aderidas à superfície dos plásticos, mais do que lixiviação intrínseca do polímero.

A comparação entre matrizes reforça essa interpretação: a amostra de “fibra” na Praia do Sul exibiu o menor total bruto (96,8 ng L<sup>-1</sup>; ~14,6 ng L<sup>-1</sup> líquidos), enquanto “fragmentos” apresentaram valores maiores, sugerindo que a carga de HPA é controlada principalmente por contaminantes adsorvidos (filme oleoso/tar, biofilme impregnado) e não pelo tipo de plástico em si.

No caso específico de Fernando de Noronha, a 1ª coleta exibiu total elevado (168 ng L<sup>-1</sup>; ~86 ng L<sup>-1</sup> líquidos), com forte enriquecimento em naftalenos alquilados e C1-fluoreno e ausência de HPA pesados, um conjunto de evidências compatível com a presença de microfragmentos de óleo aderidos aos plásticos. A redução na 2ª coleta (114 ng L<sup>-1</sup>; ~32 ng L<sup>-1</sup> líquidos) é coerente com a heterogeneidade espacial nas amostras e com a natureza episódica dessa contaminação. À luz do histórico regional, é plausível a hipótese de que parte desse óleo aderido possa estar associada a resíduos do derramamento que atingiu o Nordeste brasileiro; contudo, os dados atuais não são prova direta dessa ligação e exigem confirmação por marcadores diagnósticos.

Em paralelo, o valor máximo observado no Sudeste (Praia de Fora/I. das Couves), com o mesmo “fingerprint leve”, aponta para fontes petrogênicas difusas e locais (combustíveis marítimos, marinas, tráfego de embarcações), indicando que o fenômeno não é exclusivo de Fernando de Noronha.

Em síntese, os resultados indicam que plásticos de diferentes ambientes liberam HPAs mensuráveis, porém a maior parte do sinal é explicada por óleo adsorvido às superfícies; a 1ª coleta em Noronha pode ter sido influenciada por fragmentos oleosos, possivelmente relacionados ao evento de óleo no Nordeste, enquanto a variabilidade entre coletas e entre regiões aponta para múltiplas fontes petrogênicas costeiras e oceânicas atuando de forma concomitante. Na tabela 6 temos a quantidade de HPA totais encontrados em cada uma das coletas, além do branco composto somente por água do mar reconstituída, a qual era utilizada para a preparação dos lixiviados.

O maior valor observado de HPA totais encontrou-se na 2ª coleta da Praia de Fora, Ilha das Couves (Ubatuba) seguido da 1ª coleta na Praia do Leão (Fernando de Noronha), ambos lixiviados apresentaram toxicidade em pelo menos um dos testes com embriões.

**Tabela 6:** Total de Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em água nos lixiviados. As concentrações do branco (água do mar reconstituída) não foram descontadas nas amostras.

**Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em água - ng L<sup>-1</sup>**

<b>Localização</b>	<b>Data da coleta</b>	<b>HPA Total</b>
<b>Praia do Leão - Fernando de Noronha</b>	Agosto de 2021	<b>168</b>
<b>Praia do Leão - Fernando de Noronha</b>	Agosto de 2023	<b>114</b>
<b>Praia de Fora (Ilha das Couves) - Ubatuba</b>	Setembro de 2024	<b>107</b>
<b>Praia de Fora (Ilha das Couves) - Ubatuba</b>	Fevereiro de 2025	<b>197</b>
<b>Praia das Palmas (Ilha Anchieta) - Ubatuba</b>	Setembro de 2024	<b>120</b>
<b>Praia das Palmas (Ilha Anchieta) - Ubatuba</b>	Fevereiro de 2025	<b>130</b>
<b>Fragmentos - Praia do Sul (Ilha Anchieta) - Ubatuba</b>	Setembro de 2024	<b>114</b>
<b>Fibras - Praia do Sul (Ilha Anchieta) - Ubatuba</b>	Setembro de 2024	<b>96,8</b>
<b>Praia do Sul (Ilha Anchieta) - Ubatuba</b>	Fevereiro de 2025	<b>142</b>
<b>Branco (Água do mar reconstituída)</b>	-	<b>82,2</b>

#### 4.4. Análise de polímeros

A análise dos resultados foi qualitativa, somente algumas partículas foram analisadas. A identificação dos polímeros baseou-se na correlação com a biblioteca Plastics do software OMNIC (Thermo) e na inspeção de bandas diagnósticas; a maioria das partículas plásticas foi atribuída a polietileno (PE), seguida por polipropileno (PP).

No apêndice H temos um exemplo de inspeção das bandas diagnósticas.

### 5. Discussão

#### 5.1. Análise dos plásticos

A análise das partículas plásticas coletadas nas praias das Unidades de Conservação permitiu avaliar diferenças na abundância, forma, cor e tamanho entre as áreas estudadas, refletindo tanto as condições oceânicas e meteorológicas quanto os distintos níveis de influência antrópica. Essa abordagem possibilitou compreender a origem e os padrões de distribuição dos resíduos, além de identificar tendências que auxiliam na avaliação da poluição por plásticos em ambientes marinhos protegidos.

Em Fernando de Noronha existe um Decreto Distrital (nº 002, de 12 de dezembro de 2018) que proíbe a entrada, comercialização e uso de recipientes e embalagens descartáveis de material plástico no distrito. No entanto, observando os resultados do número de partículas encontradas em cada localidade, é possível ver que a Praia do Leão apresentou maiores quantidades de resíduos plásticos do que as praias localizadas nas ilhas de Ubatuba. Esse resultado mostra que a contaminação por plásticos em Fernando de Noronha possivelmente está associada a diversos processos físicos como correntes e ventos, embora aportes locais não devam ser desconsiderados. A Praia do Leão localiza-se no Mar de Fora (praias de barvalento), onde as praias apresentam maiores quantidades de detritos marinhos, principalmente por detritos plásticos (Ivar do Sul, 2009). Carvalho, Silva & Costa (2021) demonstraram que a Corrente Equatorial Sul desempenha um papel fundamental no transporte de microplásticos para a ilha e os fragmentos apresentaram a maior abundância (96,3%) e as cores dominantes das partículas foram transparente/branco (69,5%), seguido do azul (8,2%). Em amostras de água ao redor de três ilhas oceânicas brasileiras (Fernando de Noronha, Abrolhos e Trindade), Ivar do Sul, Costa & Fillmann (2014) observaram que fragmentos de plásticos foram significativamente mais amostrados e as cores dominantes foram transparente/branco seguido de azul/verde. Belli et al. (2024), em uma revisão bibliográfica, concluíram que os

microplásticos azuis foram os mais abundantes, destacando também a presença de cores claras como branco e transparente. Esses resultados demonstram similaridade com os encontrados no presente estudo. Em uma investigação realizada em três praias do estado do Ceará para rastrear a origem da poluição marinha por plástico, Brabo et al. (2024) identificaram que a origem de fabricação dos resíduos plásticos coletados era de origem estrangeira, sendo que a maior parte veio da África (78,5%). Uma das correntes que influenciam a costa nordeste do Brasil é a Corrente Sul Equatorial, que cruza a região equatorial do Atlântico a partir da África e na direção da América do Sul, tendo grande influência em Fernando de Noronha, sugerindo fortemente que provavelmente grande parte dos resíduos plásticos podem ser de origem estrangeira.

Ainda analisando as quantidades de partículas na Praia do Leão, em agosto de 2023 a quantidade foi superior a agosto de 2021, 665 e 409, respectivamente, mas deve-se pontuar que em agosto de 2021 com a chegada do óleo houve diversos mutirões de limpeza das praias, e provavelmente algumas partículas plásticas do tamanho analisado nesse projeto podem ter sido coletadas junto ao óleo e outros detritos marinhos que estavam dispostos na praia. Além disso, em 2021 o mundo ainda vivia a fase final da epidemia de COVID-19, que afetou a economia e o turismo em âmbito global, o que pode ter constituído um fator adicional na poluição marinha por plásticos, sobretudo em Fernando de Noronha. Um estudo recente comparando a distribuição de microplásticos em Fernando de Noronha indicou maior prevalência nas praias do Mar de Fora, onde a Praia do Leão está localizada, embora as maiores quantidades absolutas tenham sido registradas na Baía dos Golfinhos (Mello et al., 2025). Isso demonstra que fatores locais também podem interferir na distribuição de resíduos plásticos nas praias da ilha.

Em Ubatuba, na 1ª coleta (setembro de 2024) a maior quantidade de partículas plásticas foi encontrada na Praia do Sul (354) na Ilha Anchieta, seguido da Praia das Palmas (137), na mesma ilha, e por último a Praia de Fora (95) localizada na Ilha das Couves. Essa diferença de quantidade observada entre duas praias presentes na mesma ilha provavelmente resulta da limpeza de praia que é feita na Praia das Palmas, a qual foi informada pela gestora do Parque Estadual da Ilha Anchieta. A Praia do Sul, em comparação com a Praia das Palmas, apresenta menos turistas por conta da restrição de acesso e por ter uma faixa de areia menos extensa (~300 m) em comparação com a Praia das Palmas, que tem quase 1 km de faixa de areia. Na 2ª coleta (fevereiro de 2025), a maior quantidade de plástico foi encontrada na Praia das Palmas (224), seguido da Praia do Sul (89) e por último na Praia de Fora (17),

demonstrando uma diferença em relação à primeira coleta, na qual a Praia do Sul apresentou uma maior quantidade de partículas plásticas em relação à Praia das Palmas, provavelmente pela inversão dos ventos que ocorre em Ubatuba, onde no verão (dez-mar) predominam os ventos de NE e Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul, que favorecem deriva paralela à costa e o acúmulo na porção SW da Praia das Palmas, enquanto no inverno (jun – set), as frentes frias trazem ventos de S–SW, invertendo a direção predominante de transporte litorâneo (Reboita et al., 2019) e carregando diretamente os resíduos para a Praia do Sul, cuja face está voltada para S-SW. Já a Ilha das Couves tem uma outra condição, estando voltada para N. Além disso, próximo a ela (i.e. a NW) está situada a Ilhota das Couves, na direção da Praia de Fora, gerando um abrigo de ventos e correntes que pode influenciar na circulação local, levando a uma menor deposição de partículas plásticas em ambas as estações do ano. Além disso, há diferenças na ocupação continental entre a Ilha das Couves e a Ilha Anchieta, sendo que esta última se localiza próximo a áreas bem mais urbanizadas (na zona central do município) enquanto a região vizinha à Ilha das Couves (costa norte de Ubatuba) é bem menos ocupada.

Na primeira coleta, realizada em setembro de 2024, a forma predominante foram os fragmentos tanto na Praia de Fora quanto na Praia das Palmas, enquanto na Praia do Sul obtivemos uma grande quantidade de fragmentos, seguidos de filme e fibras. Em fevereiro de 2025, na segunda coleta, os fragmentos foram predominantes nas duas praias da Ilha Anchieta, enquanto na Praia de Fora os fragmentos e filmes foram predominantes. Durante a 1ª coleta na Praia do Sul foi possível observar barcos de pesca próximos a praia e visualmente as fibras encontradas provavelmente são originárias da decomposição de redes de pesca, por conta da sua composição polimérica (polietileno) e aparência. As colorações predominantes nas três praias, de maneira geral, foram azul/verde. Fung et al. (2020), em um estudo de microplásticos na biota na China, observaram que as cores transparente e azul foram mais abundantes. Os plásticos coloridos podem resultar do uso de materiais de embalagens e outros bens de consumo e o corante de cor azul apresenta uma grande durabilidade e resistência ao calor e à luz (Trindade et al., 2023).

Em uma revisão dos detritos plásticos na costa do Oceano Atlântico Sul-Americano, Belli et al. (2024), observaram que o polietileno (PE) seguido por polipropileno (PP) foram os polímeros mais abundantes encontrados em qualquer matriz (água, sedimento e biota) e esses mesmos polímeros foram mais abundantes em outros oceanos.

Em duas AMPs do Peru (La Mina e Paracas) os fragmentos foram o morfotipo dominante nos mesoplásticos encontrados em ambas as áreas (De-la-Torre et al., 2023). Na ilha mexicana “Holbox”, que faz parte da área protegida de Yum Balam, o microplástico mais comum nas três áreas de estudo escolhidas dentro da ilha foram os fragmentos, enquanto as fibras foram encontradas em duas localizações, seguido dos filmes que também foram em dois dos locais de coletas e em relação a coloração, o branco foi predominante em todas as zonas (Cruz-Salas et al., 2022).

Em uma revisão bibliográfica de poluição plástica em ilhas do Oceano Atlântico por Monteiro, Ivar do Sul & Costa (2018) concluíram que as ilhas são fontes, reservatórios temporários ou sumidouros definitivos dos detritos marinhos plásticos. Na região do Pacífico Tropical Oriental e Sudeste, em uma revisão bibliográfica foi mostrado que o fato de um local de amostragem estar dentro ou fora de uma AMP não teve efeito significativo nos níveis de microplásticos, demonstrando que a natureza difusa e complexa da poluição plástica e sua onipresença nos limites de AMPs (Botterell et al., 2024). A presença de contaminantes em AMPs é uma situação que vem sendo demonstrada globalmente, já que não há barreiras contra o transporte promovido pelas correntes marinhas, fazendo com que essas áreas sejam susceptíveis à contaminação gerada em áreas distantes (Abessa et al., 2018).

Analisando as diferenças das coletas nas praias das ilhas de Ubatuba e a Praia do Leão em Fernando de Noronha, a distância delas em relação a costa provavelmente influencia na disposição dos diferentes tipos de plásticos na faixa de areia. Em Fernando de Noronha tivemos a predominância de fragmentos nas duas coletas e uma grande quantidade de *pellets* na segunda, enquanto em Ubatuba também tivemos a predominância de fragmentos em todas as coletas, mas a presença de fibras e filmes nas coletas da Ilha Anchieta, sendo na Praia do Sul na primeira coleta e na Praia das Palmas na segunda coleta. Além disso, essas regiões estão sob a influência, de diferentes condições oceanográficas: em Fernando de Noronha, há a ação constante da Corrente Sul Equatorial e dos ventos alísios, enquanto em Ubatuba, a mudança dos ventos e correntes ao longo das estações do ano influencia diretamente na deposição de partículas plásticas.

## 5.2. Ensaio de toxicidade

Os ensaios ecotoxicológicos realizados com embriões de *Echinometra lucunter* e *Perna perna* permitiram avaliar os efeitos potenciais dos lixiviados plásticos sobre organismos marinhos, fornecendo uma visão integrada dos riscos químicos e biológicos associados à

poluição por plásticos. A análise comparativa entre as diferentes localidades e coletas possibilitou identificar variações na toxicidade relacionadas à composição dos resíduos, à presença de contaminantes adsorvidos e às condições ambientais específicas de cada área de estudo.

Em relação à Praia do Leão (Fernando de Noronha), somente o teste de toxicidade com os lixiviados da primeira coleta (agosto de 2021) com embriões de ouriço do mar apresentou diferenças significativas com o controle em três concentrações (100, 10 e 1%), provavelmente essa diferença entre as duas coletas resultou da presença de óleo incrustado em fragmentos da primeira coleta. Observa-se a análise química dos HPAs presentes nos lixiviados, a primeira coleta apresentou um valor total maior que a segunda coleta. Além disso, Bastos et al. (2022) realizaram a análise para identificação do óleo que atingiu o arquipélago em agosto de 2021 e há grandes chances de que esse material seja um óleo bruto; nesse caso sabe-se que diversos componentes do petróleo podem causar efeitos na biota, principalmente os hidrocarbonetos alifáticos (HAs) e os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) (Gao et al., 2019; Zhang et al., 2019; Choueri et al., 2024). No entanto, os lixiviados não foram tóxicos para embriões de *P. perna*.

Na tabela 7 é possível observar a presença ou ausência de toxicidade dos lixiviados das localidades, comparando os testes realizados com embriões de ouriço-do-mar e mexilhão. É possível observar que somente o lixiviado da primeira coleta da Praia de Fora (Ilha das Couves) causou toxicidade em ambos os organismos, apesar da quantidade de HPAs totais ser uma das mais baixas ~24,8 (descontando as concentrações do branco da amostra), a presença de naftaleno foi a maior entre todas as amostras dos lixiviados, o que pode ter influenciado a toxicidade em ambos os organismos. Esses resultados sugerem que outros compostos podem ter causado a toxicidade dos lixiviados produzidos com resíduos plásticos obtidos na Praia de Fora.

A maior concentração de HPA totais encontrada foi no lixiviado da segunda coleta da Praia de Fora (Ilha das Couves, Ubatuba) e em segundo na Praia do Leão (Fernando de Noronha), no entanto, esses lixiviados não causaram toxicidade nos embriões de ambos os organismos, reforçando a hipótese de que outros compostos tenham sido a causa provável da toxicidade.

**Tabela 7:** Comparação de presença ou ausência de toxicidade em ouriços e mexilhões. O “X” vermelho indica que houve toxicidade.

Localização	Coleta	Ouriço	Mexilhão
<b>Praia do Leão (Fernando de Noronha)</b>	1ª coleta (ago/2021)	X	-
<b>Praia do Leão (Fernando de Noronha)</b>	2ª coleta (ago/2023)	-	-
<b>Praia de Fora, Ilha das Couves (Ubatuba)</b>	1ª coleta (set/2024)	X	X
<b>Praia de Fora, Ilha das Couves (Ubatuba)</b>	2ª coleta (fev/2025)	-	X
<b>Praia das Palmas, Ilha Anchieta (Ubatuba)</b>	1ª coleta (set/2024)	-	-
<b>Praia das Palmas, Ilha Anchieta (Ubatuba)</b>	2ª coleta (fev/2025)	-	X
<b>Praia do Sul, Ilha Anchieta (Ubatuba) – Fragmentos</b>	1ª coleta (set/2024)	-	-
<b>Praia do Sul, Ilha Anchieta (Ubatuba) - Fibras</b>	1ª coleta (set/2024)	-	-
<b>Praia do Sul, Ilha Anchieta (Ubatuba)</b>	2ª coleta (fev/2025)	X	-

Diversos fatores influenciam a lixiviação dos compostos adsorvidos nos plásticos. Bouhroum et al. (2019) observaram que as concentrações de HPAs e PCBs em plásticos do mesmo polímero e local variam, devido à origem diversa dos materiais, composição inicial distinta (como aditivos e retardantes de chama) e diferentes condições de exposição no ambiente aquático. Já Gunaalan, Fabbri & Capolupo (2020), em uma revisão bibliográfica, concluíram que a taxa, quantidade e composição dos aditivos lixiviados dos plásticos dependem de vários fatores, como por exemplo, intensidade do intemperismo, textura dos polímeros etc. Bejgarn et al. (2015) realizaram teste de toxicidade aguda com o copépode *Nitocra spinipes* com 21 amostras de lixiviados de plásticos intemperizados e somente 8 apresentaram toxicidade aguda sobre o organismo. Nesse sentido, compostos altamente hidrofóbicos, como alguns hidrocarbonetos e organoclorados, tenderiam a permanecer adsorvidos aos plásticos, não sendo lixiviados para a água. Geffard et al. (2003) demonstraram que a carga corporal crítica de HPAs em larvas da ostra *Crassostrea gigas* foi de  $0,3 \mu\text{g g}^{-1}$ , e este valor corresponde a concentrações observadas na maioria das espécies de vertebrados e invertebrados. O maior valor encontrado no presente estudo foi de  $0,168 \mu\text{g}$  de HPAs totais, o que sugere que os níveis totais de HPAs nas amostras de lixiviados não foram tão altos.

A ausência de toxicidade dos lixiviados da segunda coleta na Praia do Leão, da primeira coleta da Praia das Palmas (Ilha Anchieta), e dos lixiviados de fibras e fragmentos da primeira coleta da Praia do Sul (Ilha Anchieta) pode ser explicada por esses fatores que

influenciam a lixiviação, principalmente uma maior afinidade dos compostos orgânicos aos plásticos, fazendo com que não sejam liberados nos lixiviados. Por outro lado, os aditivos usados na produção dos polímeros plásticos, que incluem desreguladores endócrinos (EDCs) como bisfenol A, octilfenol, nonilfenol e entre outros, tendem a ser liberados mais facilmente de partículas plásticas do que produtos químicos altamente hidrofóbicos, pois os valores do coeficiente de partição de poluentes entre plásticos e água ( $K_p$ ) dos EDCs são muito menores (Chen et al., 2019), e provavelmente muitas das partículas plásticas coletadas utilizadas na preparação dos lixiviados já haviam liberado parte dos seus contaminantes no ecossistema, devido ao tempo em que estavam no ambiente.

## 6. Conclusão

A partir da análise dos resultados, é possível notar que a poluição por plásticos em áreas marinhas protegidas, como Fernando de Noronha e praias insulares de Ubatuba, é um problema significativo, apesar dessas áreas serem legalmente protegidas. A comparação entre as duas regiões destaca que a distância das praias em relação à costa pode modificar o padrão de distribuição dos resíduos. Esses resultados enfatizam a complexidade da poluição plástica global e a necessidade de abordagens integradas para mitigar seus impactos.

Após a análise dos plásticos coletados, a hipótese que nas ilhas costeiras de Ubatuba (APAMLN e PEIA) os resíduos deveriam ser de origem mista, enquanto na região oceânica (Fernando de Noronha - APAFN) os resíduos teriam origem principal nas atividades de pesca e marítimas foi negada, pois em Fernando de Noronha a predominância foi de origem mista com a presença de fragmentos e *pellets*, enquanto em Ubatuba tivemos a presença de plásticos diversos e resíduos de origem principal nas atividades de pesca, incluindo as fibras.

A hipótese que no verão haveria maior quantidade e diversidade de resíduos plásticos nas ilhas costeiras de Ubatuba, gerando um lixiviado mais tóxico, foi negada, pois de maneira geral, no inverno (setembro de 2024) houve mais plásticos coletados do que no verão, e somente a Praia das Palmas apresentou uma quantidade maior de plásticos coletados no verão (fevereiro de 2025). Porém deve ser considerada a possibilidade de ações de limpeza de praia terem interferido nos resultados.

A hipótese que os plásticos coletados em Fernando de Noronha em agosto de 2021 seriam mais tóxicos por estar associados ao óleo e conter maiores quantidades de hidrocarbonetos adsorvidos, gerando lixiviados mais tóxicos, foi aceita. No entanto, deve ser

considerado que a condição observada na primeira coleta de Fernando de Noronha, em que houve presença de partículas plásticas contendo óleo e toxicidade em embriões de ouriço-do-mar, não é representativa das condições normais daquele local. Por outro lado, esse fato demonstra como o plástico pode ser um carreador de contaminantes, transportando-os para locais distante das fontes.

Por fim, embora somente poucos lixiviados tenham causado efeitos tóxicos em embriões ouriço-do-mar e mexilhão (3 para cada organismo), quando produzidos em condições realistas, não se deve ignorar que a presença partículas plásticas áreas marinhas protegidas seja um problema ambiental grave. A persistência e a quantidade de plástico no ambiente marinho continuam sendo uma questão ambiental crítica, pois deve se considerar os potenciais riscos que essas partículas e os compostos tóxicos associados representam para os ecossistemas, além do fato desses resíduos estarem acumulando no ambiente em quantidades cada vez maiores.

## 7. Referências bibliográficas

- Abessa, D.M.S.; Albuquerque, H.C.; Morais, L.G.; Araújo, G.S.; Fonseca, T.G.; Cruz, A.C.F.; Campos, B.G.; Camargo, J.B.D.A.; Gusso-Choueri, P.K.; Perina, F.C.; Choueri, R.B.; Buruaem, L.B. 2018. Pollution status of Marine Protected Areas worldwide is unknown. *Environmental Pollution*, 243 (part B): 1450-1459. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.129>
- Abessa, D.M.S., Izar, G.M., Altafim, G.L., França, L.A. 2025. Ecotoxicity of plastic additives to marine organisms. *An Acad Bras Cienc* 97: e20250344. DOI 10.1590/0001-3765202520250344
- Akdogan, Z., Guven, B. 2019. Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. *Environmental Pollution*, 254, 113011. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113011>
- Alvarez-Zeferino, J.C., Cruz-Salas, A.A., Vázquez-Morillas, A., Ojeda-Benitez, S. 2020. Method for quantifying and characterization of microplastics in sand beaches. *Rev. Int. Contam. Ambie.*, 36(1), 151-164. <https://doi.org/10.20937/rica.2020.36.53540>
- Andrades, R., Pegado, T., Godoy, B.S., Reis-Filho, J.A., Nunes, J.L., Grillo, A.C., ... & Giarrizzo, T. 2020. Anthropogenic litter on Brazilian beaches: Baseline, trends and recommendations for future approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110842. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110842>
- Associação Brasileira de Normas Técnicas ABNT. NBR 15350. 2023. Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica de curta duração – Método de Ensaio com ouriço-do-mar (Echinodermata Echinoidea), 28 pp.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas ABNT. NBR 16456. 2016. Ecotoxicologia Aquática - Método de ensaio de curta duração com embriões de bivalves (Mollusca - Bivalvae).
- Atugoda, T., Vithanage, M., Wijesekara, H., Bolan, N., Sarmah, A.K., Bank, M.S., ... & Ok, Y.S. 2021. Interactions between microplastics, pharmaceuticals and personal care products: Implications for vector transport. *Environment International*, 149, 106367. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106367>
- Auta, H.S., Emenike, C.U., Fauziah, S.H. 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 102, 165-176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>
- Avio, C.G., Gorbi, S., Regoli, F. 2015. Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: first observations in commercial species from Adriatic Sea. *Marine Environmental Research*, 111, 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.014>

- 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 B: biological sciences*, 364(1526), 1985-1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Bastos, L.P.H., Cavalcanta, D.C., Alferes, C.L.F., da Silva, D.B.N., Ferreira, L.O., Rodrigues, R., Pereira, E. 2022. Fingerprinting an oil spill event (August of 2021) in the oceanic Fernando de Noronha archipelago using biomarkers and stable carbon isotopes. *Marine Pollution Bulletin*, 185, Part A, 114316. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114316>
- Bejgarn, S.; MacLeod, M.; Bogdal, C.; Breitholtz, M. 2015. Toxicity of leachate from weathering plastics: An exploratory screening study with *Nitocra spinipes*. *Chemosphere*, 132, 114-119. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.010>
- Belli, I.M., Cavali, M., Garbossa, L.H.P., Franco, D., Bayard, R., Junior, A.B.C. 2024. A review of plastic debris in the South American Atlantic Ocean coast – Distribution, characteristics, policies and legal aspects. *Science of The Total Environment*, 938, 173197. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173197>
- Belgamo, J.A., da Silva, G.L., Silva, L.F., dos Santos, L.M., Ramalho, D.D. 2020. Mitigação de impactos ambientais causados pelo over turismo em Ilha das Couves, Ubatuba-SP: Planejamento turístico e sustentável. *Revista Geociências UNG-Ser*, 19(1), 22-37. <http://dx.doi.org/10.33947/1981-741X-v19n1-4423>
- Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. 2015. Marine anthropogenic litter (p. 447). Springer Nature.
- Boerger C.M., Lattin G.L., Moore S.L., Moore C.J. 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 60 (12), 2275-2278. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.007>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>
- Botterell, Z.L., Ribeiro, F., Alarcón-Ruales, D., Alfaro, E., Alfaro-Shigueto, J., Allan, N., Becerra, N., Braunholtz, L., Cardenas-Dias, S., de Veer, D., Escobar-Sanchez, G., Gabela-Flores, M.V., Godley, B.J., Grønneberg, I., Howard, J.A., Hanorato-Zimmer, D., Jones, J.S., Lewis, C., Mangel, J.C., Martin, M., Pérez, J.P.M., Nelms, S.E., Ortiz-Alvarez, C., Porter, A., Thiel, M., Galloway, T.S. 2024. Plastic pollution transcends marine protected area boundaries in the eastern tropical and south-eastern Pacific. *Marine Pollution Bulletin*, 201, 116271. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116271>
- Bonanno, G., Orlando-Bonaca, M. 2018. Ten inconvenient questions about plastics in the sea. *Environmental Science & Policy*, 85, 146-154. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.04.005>
- Brabo, L., Martins, L.L., Andrades, R., Teixeira, C.E.P., Nascimento, A.P., Azevedo, R.N.A., Bezerra, L.E.A., Cavalcante, R.M., Cottens, K.F., Soares, R.A., Souza, P.H.G.O., Mont'Alverne, T.F., Soares, M.O., Giarrizzo, T. 2024. A transcontinental threat: Plastic waste from Africa invades Brazil's coast. *Science of The Total Environment*, 954, 176599. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176599>
- Bradney, L., Wijesekara, H., Niroshika, K., Kirkham, M.B. 2019. Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk. *Environment International*, 131, 104937. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104937>
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R. 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9175-9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Caldeira, R. M. A., Marchesiello, P., Nezlín, N. P., DiGiacomo, P. M., & McWilliams, J. C. 2005. Island wakes in the Southern California Bight. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 110(C11), C11012. <https://doi.org/10.1029/2004JC002675>
- Canesi, L., Ciacci, C., Bergami, E., Monopoli, M.P., Dawson, K.A., Papa, S., Corsi, I. 2015. Evidence for immunomodulation and apoptotic processes induced by cationic polystyrene nanoparticles in the hemocytes of the marine Bivalve *Mytilus*. *Marine environmental research*, 111, 34-40. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.008>
- Carr, G.J., Belanger, S.E. 2019. SSDs revisited: Part I - A framework for sample size guidance on species sensitivity distribution analysis. *Environmental toxicology and chemistry*, 38(7), 1514-1525.

- Carvalho, J.P., Silva, T.S., Costa, M.F. 2021. Distribution, characteristics and short-term variability of microplastics in beach sediment of Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 112212. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112212>
- Castro, B. M., and T. N. Lee. 1995. Wind-forced sea level variability on the southeast Brazilian shelf. *J. Geophys. Res.: Oceans* 100: 16045–16056. doi:10.1029/95JC01499
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.055>
- Cesar-Ribeiro, C., Prado, T.S., Rosa, H.C. 2022. Surfactants in sediment of Itanhaém Estuary, São Paulo, Brazil. *Journal of Surfactants and Detergents*, 25(2), 281-288. <https://doi.org/10.1002/jsde.12551>
- Clark, J.R., Cole, M., Lindeque, P.K., Fileman, E., Blackford, J., Lewis, C., Lenton, T.M., Galloway, T.S. 2016. Marine microplastic debris: a targeted plan for understanding and quantifying interactions with marine life. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(6), 317-324. <https://doi.org/10.1002/fee.1297>
- Chen, Q., Allgeier, A., Yin, D., Hollert, H. 2019. Leaching of endocrine disrupting chemicals from marine microplastics and mesoplastics under common life stress conditions. *Environment International*, 130, 104938. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104938>
- Chiba, S., Saito, H., Fletcher, R., Yogi, T., Kayo, M., Miyagi, S., ... & Fujikura, K. 2018. Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*, 96, 204-212. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.03.022>
- Choueri, R.B., Abessa, D.M.S., de Carvalho, M.U., Pazini, B., Zanardi-Lamardo, E., Rojas, L.A.V., de Carvalho, P.S.M., de Andrade, N.V.M., Santos, L.P.S., Ferraz, M.A., Alves, A.V., Castro, I.B. 2024. PAH residues and toxicity levels two years after an extensive oil spill on the northeast Brazilian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 200, 116063. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116063>
- Coffin, S., Dudley, S., Taylor, A., Wolf, D., Wang, J., Lee, I., Schlenk, D. 2018. Comparisons of analytical chemistry and biological activities of extracts from North Pacific gyre plastics with UV-treated and untreated plastics using in vitro and in vivo models. *Environment International*, 121, 942-954. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.10.012>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). 2021. *Qualidade das Praias Litorâneas no Estado de São Paulo 2020*, 124 p.
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., & Duarte, C.M. 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(28), 10239- 10244. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>
- Cruz-Salas, A.A., Alvarez-Zeferino, J.C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Sotelo, S., Vázquez-Morillas, A. 2022. Solid waste and microplastics on the beaches of Holbox island, Mexico. *Regional Studies in Marine Science*, 53, 102423. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.10242>
- De-la-Torre, G.E. Dioses-Salinas, D.C., Pizzaro-Ortega, C.I., López, A.D.F., Severini, M.D.F., Rimondino, G.N., Malanca, F.E., Dobaradaran, S., Aragaw, T.A., Mghili, B., Ayala, F. 2023. Plastic and paint debris in marine protected areas of Peru. *Science of The Total Environment*, 901, 165788. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165788>
- Delaeter, C., Spilmont, N., Bouchet, V.M., Seuront, L. 2022. Plastic leachates: Bridging the gap between a conspicuous pollution and its pernicious effects on marine life. *Science of The Total Environment*, 154091. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154091>
- Eiserbeck, C.; Nelson, R.K.; Reddy, C.M.; Grice, K. 2014. *Advances in Comprehensive Two-Dimensional Gas Chromatography (GC× GC)*. Royal Society of Chemistry: London, 2014; Vol. 4.
- Gao, Y., Xiong, D., Zhixin, Q., Li, X., Lu, Z., Zhuang, X. 2019. Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sunken Oils in the Presence of Chemical Dispersant and Sediment *J. Mar. Sci. Eng.*, 7(9), 282. <https://doi.org/10.3390/jmse7090282>
- Gardon, T., Huvet, A., Paul-Pont, I., Cassone, A.L., Koua, M.S., Soyeux, C., ... & Le Moullac, G. (2020). Toxic effects of leachates from plastic pearl-farming gear on embryo-larval development in the pearl oyster *Pinctada margaritifera*. *Water Research*, 179, 115890. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115890>

- Gaur, A., Singhal, N., Singh, R., Jain, R., Singh, Narpinder, Pant, G., Karnwal, A., Malik, T. 2025. Microplastics to Metabolomics: Understanding the environmental and health implications of plastic pollution. *Polymer Testing*, 150, 108918. <https://doi.org/10.1016/j.polymeresting.2025.108918>
- Geffard, O., Geffard, A., Seu, E., Budzinski, H. 2003. Assessment of the bioavailability and toxicity of sediment-associated polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals applied to *Crassostrea gigas* embryos and larvae. *Marine Pollution Bulletin*, 46 (4), 481-490. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00451-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00451-4)
- Ghosh, S., Sahu, M. 2022. Phthalate pollution and remediation strategies: A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 6, 100065. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100065>
- Greven, A.C., Merk, T., Karagöz, F., Mohr, K., Klapper, M., Jovanović, B., Palić, D. 2016. Polycarbonate and polystyrene nanoplastic particles act as stressors to the innate immune system of fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(12), 3093-3100. <https://doi.org/10.1002/etc.3501>
- Grillo, A.C., Mello, T.J. 2021. Marine debris in the Fernando de Noronha Archipelago, a remote oceanic marine protected area in tropical SW Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 164, 112021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112021>
- Gunaalan, K., Fabbri, E., Capolupo, M. 2020. The hidden threat of plastic leachates: A critical review on their impacts on aquatic organisms. *Water Research*, 184, 116179. <https://doi.org/10.1016/j.waters.2020.116170>
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package For Education And Data Analysis. *Paleontologia Electronica*, S.L., v. 1(4), p. 1-9.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060-3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
- Iliff, S.M., Wilczek, E.R., Harris, R.J., Bouldin, R., Stoner, E.W. 2020. Evidence of microplastics from benthic jellyfish (*Cassiopea xamachana*) in Florida estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 159, 111521. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111521>
- Instituto Chico Mendes (ICMBio). 2017. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha - Rocas - São Pedro e São Paulo. 155 p.
- Instituto Chico Mendes (ICMBio). 2021. Relatório técnico: operação emergencial ao aporte atípico de fragmentos de óleo e lixo marinho nas localidades do mar de fora de Fernando de Noronha. Santos, L.P.S.; Araujo, R.; Camilo, R.A.; Silva, R.F.; Silva, F.S.; Guaitanele, C.C.C. (orgs.). ICMBio/Núcleo de Gestão Integrada de Fernando de Noronha, Fernando de Noronha - PE. 17p.
- Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F. 2007. Marine debris review for Latin America and the wider Caribbean region: from the 1970s until now, and where do we go from here?. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8), 1087-1104. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.05.004>
- Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., Fillmann, G. 2014. Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. *Water, Air & Soil Pollution*, 225, 2004. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-014-2004-z#citeas>
- Ivar do Sul, J.A., Spengler, A., Costa, M.F. 2009. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Marine Pollution Bulletin*, 58(8), 1236- 1238. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.05.004>
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., ... & Law, K.L. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jiang, Y., Yang, F., Hassan Kazmi, S.S.U., Zhao, Y., Chen, M., Wang, J. 2022. A review of microplastic pollution in seawater, sediments and organisms of the Chinese coastal and marginal seas. *Chemosphere*, 286(1), 131677. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131677>
- Kataoka, S.Y. 2004. Indicadores da qualidade da experiência do visitante no Parque Estadual da Ilha Anchieta. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 97 p.
- Kivenson, V.; Lemkau, K.L.; Pizarro, O.; Yoerger, D.R.; Kaiser, C.; Nelson, R.K.; Carmichael, C.; Paul, B.G.; Reddy, C.M.; Valentine, D.L. 2019. Ocean Dumping of Containerized DDT Waste Was a Sloppy Process. *Environ. Sci. Technol.* 2019, 53, 2971–2980. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05859>

- Koelmans, A.A., Besseling, E., Shim, W.J. 2015. Nanoplastics in the aquatic environment: Critical review. *Marine anthropogenic litter*, 325-340. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_12](https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_12)
- Laglbauer, B.J.L., Franco-Santos, R.M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Deprez, T. 2014. Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Mar. Pollut. Bull.*, 89(1-2), 356-366. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.036>
- Lee, S.Y., Dunn, R.J.K., Young, R.A., Connolly, R.M., Dale, P.E.R., Dehayr, R., Welsh, D.T. 2006. Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. *Austral Ecology*, 31(2), 149-163. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01581.x>
- Loubet, P., Couturier, J., Horta Arduin, R., Sonnemann, G. 2022. Life cycle inventory of plastics losses from seafood supply chains: methodology and application to French fish products. *Sci. Total Environ.*, 804, 150117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150117>
- Lumpkin, R., Garzoli, S.L. 2005. Near-surface circulation in the tropical Atlantic Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 52(3), 495-518. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2004.09.001>
- Luo, H., Xiang, Y., He, D., Li, Y., Zhao, Y., Wang, S., Pan, X. 2019. Leaching behavior of fluorescent additives from microplastics and the toxicity of leachate to *Chlorella vulgaris*. *Science of the Total Environment*, 678, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.401>
- Luo, H., Li, Y., Zhao, Y., Xiang, Y., He, D., Pan, X. 2020. Effects of accelerated aging on characteristics, leaching, and toxicity of commercial lead chromate pigmented microplastics. *Environmental Pollution*, 257, 113475. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113475>
- Lusher, A.L., Tirelli, V., O'Connor, I., Officer, R. 2015. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Scientific Reports*, 5(1), 1-9. <https://doi.org/10.1038/srep14947>
- Lusher, A.L., O'Donnell, C., Officer, R., O'Connor, I. 2016. Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. *ICES Journal of marine science*, 73(4), 1214-1225. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv241>
- Magalhães, K.M., Rosa Filho, J.S., Teixeira, C.E.P., Coelho-Jr, C., Lima, M.C.S., Souza, A.M.C., Soares, M.O. 2022. Oil and plastic spill: 2021 as another challenging year for marine conservation in the South Atlantic Ocean. *Marine Policy*, 140, 105076. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105076>
- Mathalon, A., Hill, P. 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine pollution bulletin*, 81(1), 69-79. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018>
- Matheus, Z., Francini-Filho, R.B., Pereira-Filho, G.H., Moraes, F.C., Moura, R.L.D., Brasileiro, P.S., Amado-Filho, G.M. 2019. Benthic reef assemblages of the Fernando de Noronha Archipelago, tropical South-west Atlantic: Effects of depth, wave exposure and cross-shelf positioning. *PLoS One*, 14(1), e0210664. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210664>
- Maynard, I.F.N., Bortoluzzi, P.C., Nascimento, L.M., Madi, R.R., Cavalcanti, E.B., Lima, Á.S., Marques, M.N. 2021. Analysis of the occurrence of microplastics in beach sand on the Brazilian coast. *Science of The Total Environment*, 771, 144777. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144777>
- Mello, T.J., Longhini, C.M., Wanderley, B.M.S., Silva, C.A., Lehrback, B.D.C., Bom, F.C., Rodrigues Neto, R., Sá, F., Edson A. Vieira, E.A., Costa, V.E., Longo, G.O. 2025. Pollution affects even oceanic marine protected areas in Southwestern Atlantic. *Environmental Pollution*, 366, 125485. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125485>
- Monteiro, R.C., Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F. 2018. Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, 238, 103-110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.096>
- Monteiro, R.C.P., Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F. 2020. Small microplastics on beaches of Fernando de Noronha island, tropical Atlantic Ocean. *Ocean and Coastal Research*, 68. <https://doi.org/10.1590/S2675-28242020068235>
- Munari, C., Scoponi, M., Mistri, M. 2017. Plastic debris in the Mediterranean Sea: Types, occurrence and distribution along Adriatic shorelines. *Waste Management*, 67, 385-391. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.020>

Napper, I.E., Thompson, R.C. 2016. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washingmachines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1-2), 39-45. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025>

National Oceanic and Atmosphere Administration (NOAA). 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, 39 p. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-604>

Nunes, B.Z., Moreira, L.B., Xu, E.G., Castro, Í.B. 2022. A global snapshot of microplastic contamination in sediments and biota of marine protected areas. *Science of The Total Environment*, 161293. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161293>

Pacheco, A.G., de Freitas Rebelo, M. 2013. A simple R-based function to estimate lethal concentrations. *Marine Environmental Research*, 91, 41-44. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.08.003>

Periyasamy, A.P., Tehrani-Bagha, A. 2022. A review on microplastic emission from textile materials and its reduction techniques. *Polym. Degrad. Stabil.*, 199, 109901. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2022.109901>

Polleto, C.R.B., Batista, G.T. 2008. Sensibilidade ambiental das ilhas costeiras de Ubatuba, SP, Brasil. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 3(2), 106-121.

Ogonowski, M., Schür, C., Jarsén, Å., Gorokhova, E. 2016. The effects of natural and anthropogenic microparticles on individual fitness in *Daphnia magna*. *PloS one*, 11(5), e0155063. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155063>

Ohgaki, T., Takada, H., Yoshida, R., Mizukawa, K., Yeo, B.G., Alidoust, M., ... & Burton, H. 2021. International pellet watch: Global monitoring of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in plastic resin pellets. *Environmental Monitoring and Contaminants Research*, 1, 75-90. <https://doi.org/10.5985/emcr.20210002>

Oliveira, M., Ribeiro, A., Hylland, K., Guilhermino, L. 2013. Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+ group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Ecological indicators*, 34, 641-647. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.019>

PF conclui investigação e diz que navio grego foi responsável por derramamento de óleo que atingiu litoral brasileiro. 2021. G1, 02 de dez. de 2021. Disponível em: <<https://g1.globo.com/rn/rio-grande-do-norte/noticia/2021/12/02/pf-conclui-investigacao-e-diz-que-navio-grego-foi-responsavel-por-derramamento-de-oleo-que-atingiu-litoral-brasileiro.ghtml>>. Acesso em: 01 de fev. de 2023.

Prefeitura Municipal de Ubatuba. 2021. A Cidade – Prefeitura Municipal de Ubatuba. Disponível em: <<https://www.ubatuba.sp.gov.br/a-cidade/>>. Acesso em 23/01/2023.

Reboita, M. S., T. Ambrizzi, B. Silva, R. Pinheiro, and R. P. Da Rocha. 2019. The South Atlantic subtropical anticyclone: Present and future climate. *Front. Earth Sci.* 7: 8. doi:10.3389/feart.2019.00008

Reineccius, J., Bresien, J., Wanick, J.J. 2021. Separation of microplastics from mass-limited samples by an effective adsorption technique. *Science of the Total Environment*, 788, 147881, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147881>

Rist, S., Almroth, B.C., Hartmann, N.B., Karlsson, T.M. 2018. A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics. *Science of the Total Environment*, 626, 720-726. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.092>

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

Reddy, C.M., Nelson, R.K., Hanke, U.M., Cui, X., Summons, R.E., Valentine, D.L., ... & Radovic, J.R. 2022. Synergy of Analytical Approaches Enables a Robust Assessment of the Brazil Mystery Oil Spill. *Energy & Fuels*, 36(22), 13688-13704. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.2c00656>

Sandulescu, M., Hernández-García, E., López, C., Feudel, U. 2006. Kinematic studies of transport across an island wake, with application to the Canary Islands. *Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography*, 58(5), 605–615. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0870.2006.00199.x>

São Paulo. 2008. Decreto Estadual nº 53.525, de 8 de outubro de 2008. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2008/decreto-53525-08>>. Acesso em: 23/01/2023.

- Sheavly, S.B. 2007. National Marine Debris Monitoring Program: Final Program Report, Data Analysis and Summary. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency by Ocean Conservancy, 76 pp
- Soares, J.B., Resgalla Junior, C. 2016. Echinodermata in ecotoxicological tests: maintenance and sensitivity. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 64, p. 29-36. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592016100106401>
- Soares, M.D.O., Teixeira, C.E.P., Bezerra, L.E.A., Rossi, S., Tavares, T., Cavalcante, R.M. 2020a. Brazil oil spill response: Time for coordination. *Science*, 367(6474), 155-155. <https://doi.org/10.1126/science.aaz9993>
- Soares, M.D.O., Teixeira, C.E.P., Bezerra, L.E.A., Paiva, S.V., Tavares, T.C.L., Garcia, T.M., ... & Cavalcante, R.M. 2020b. Oil spill in South Atlantic (Brazil): Environmental and governmental disaster. *Marine Policy*, 115, 103879. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103879>
- Stout, S.A. 2016. Oil Spill Fingerprinting Method for Oily Matrices Used in the Deepwater Horizon NRDA. *Environ. Forensics*, 17, 218-243.
- 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. <https://doi.org/10.1007/s11069-017-3022-0>
- Tavares, P.C., Barletta, M., Thiel, M. 2021. Microplastics in coastal environments: distribution, interactions and effects on organisms. *Science of The Total Environment*, 757, 143904. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143904>
- Thompson, R.C. 2015. Microplastics in the marine environment: sources, consequences and solutions. In *Marine anthropogenic litter* (pp. 185-200). Springer, Cham.
- Thompson, R.C., Swan, S.H., Moore, C.J., Vom Saal, F.S. 2009. Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences*, 364, 1973-1976. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0054>
- Thornton Hampton, L.M., Brander, S.M., Coffin, S., Cole, M., Hermabessiere, L., Koelmans, A.A., Rochman, C.M. 2022. Characterizing microplastic hazards: which concentration metrics and particle characteristics are most informative for understanding toxicity in aquatic organisms?. *Microplastics and Nanoplastics*, 2(1), 1-16. <https://doi.org/10.1186/s43591-022-00040-4>
- Trindade, L.S., Gloaguen, T.V., Benevides, T.S.F., Valentim, A.C.S., Bomfim, M.R., Gonzaga Santos, J.A. 2023. Microplastics in surface waters of tropical estuaries around a densely populated Brazilian bay. *Environ. Pollut.*, 323, 10.1016/j.envpol.2023.121224
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2005. Regional Seas Programme. 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. *Marine Litter: An Analytical Overview*.
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2016. *Marine plastic debris and microplastics: global lessons and research to inspire action and guide policy change*. Nairobi: UNEP, 252 p.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1996. SW-846 Test Method 3510C: Separatory Funnel Liquid-Liquid Extraction.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1998. Method 8270D (SW-846) Semivolatile Organic Compounds by Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS).
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2002. Short term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2014. Method 8270E (SW-846): Semivolatile Organic Compounds by Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS)," Washington, DC.
- Viveiro, H.P.V., Moreira, P.S., Candido, L.C., Gallo Jr., H. 2021. Voluntariado como instrumento de gestão em Unidades de Conservação, utilizando o Parque Estadual Ilha Anchieta como estudo de caso. *Revista Educação Ambiental*, 21(8), 74.
- Watts, A.J., Urbina, M.A., Corr, S., Lewis, C., Galloway, T.S. 2015. Ingestion of plastic microfibers by the crab *Carcinus maenas* and its effect on food consumption and energy balance. *Environmental Science & Technology*, 49(24), 14597-14604. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04026>

Welden, N.A., Lusher, A.L. 2017. Impacts of changing ocean circulation on the distribution of marine microplastic litter. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3), 483-487. <https://doi.org/10.1002/ieam.1911>

Wiesinger, H., Wang, Z., Hellweg, S. 2021. Deep dive into plastic monomers, additives, and processing aids. *Environmental Science and Technology*, 55(13): 9939-9951. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00976>

Xanthos, D., Walker, T.R. 2017. International policies to reduce plastic marine pollution from single-use plastics (plastic bags and microbeads): a review. *Mar. Pollut. Bull.*, 118, 17-26. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.048>

Xu, S., Ma, J., Ji, R., Pan, K., Miao, A.I. 2019. Microplastics in aquatic environments: occurrence, accumulation, and biological effects. *Science of the Total Environment*, 703, 134699. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134699>

Yan, Y., Zhu, F., Zhu, C., Chen, Z., Liu, S., Wang, C., Gu, C. 2021. Dibutyl phthalate release from polyvinyl chloride microplastics: Influence of plastic properties and environmental factors. *Water Research*, 204, 117597. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117597>

Zagatto, P.A, Bertolotti, E. 2006. *Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações*. Rima, São Carlos.

Zhai, T., Wang, J., Fang, Y., Qin, Y., Huang, L., Chen, Y. 2020. Assessing ecological risks caused by human activities in rapid urbanization coastal areas: Towards an integrated approach to determining key areas of terrestrial-oceanic ecosystems preservation and restoration. *Science of the Total Environment*, 708, 135153. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135153>

Zhang, B., Matchinski, E.J, Chen, B., Ye, X., Jung, L., Lee, K. 2019. Marine oil spills = oil pollution, sources and effects. *World Seas: An Environmental Evaluation*. Elsevier,. 391-406. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805052-1.00024-3>

Zaroni, L.P., Abessa, D.M.S., Lotufo, G.R., Sousa, E.C.P.M., Pinto, Y.A. 2005. Toxicity testing with embryos of marine mussels: protocol standardization for *Perna perna* (Linnaeus, 1758). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 74(4), 793-800. <https://doi.org/10.1007/s00128-005-0651-x>

**Apêndice A** – Imagens de algumas partículas plásticas coletadas na Praia do Leão (Fernando de Noronha) em Agosto de 2021.



**Apêndice B** – Imagens de algumas partículas plásticas coletadas na Praia do Leão (Fernando de Noronha) em Agosto de 2023.



**Apêndice C** – Imagem de algumas partículas plásticas coletadas na Praia de Fora na Ilha das Couves (Ubatuba) em Setembro de 2024.



**Apêndice D** – Imagem de algumas partículas plásticas coletadas na Praia das Palmas na Ilha Anchieta (Ubatuba) em Setembro de 2024.



**Apêndice E** – Imagens de algumas partículas plásticas coletadas na Praia do Sul na Ilha Anchieta (Ubatuba) em Setembro de 2024.



**Apêndice F** – Imagem do emaranhado de fibras macrolásticas coletadas na Praia do Sul na Ilha Anchieta (Ubatuba) em Setembro de 2024.



**Apêndice G** - Concentração de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), em ng L<sup>-1</sup>, nos lixiviados produzidos por meso e microplásticos coletados em Praia de Palmas e Praia do Sul (Ilha Anchieta, Ubatuba, SP), Praia de Fora (Ilha das Couves, Ubatuba, SP), e Praia do Leão (Fernando de Noronha, PE), em duas coletas. Branco = Água do mar reconstituída. Limite de quantificação do método (LQM): 5 ng L<sup>-1</sup>

	Branco	Praia de Palmas	Praia de Palmas	Praia de Fora	Praia de Fora	Praia do Sul	Praia do Sul	Praia do Sul	Praia do Leão	Praia do Leão
	-	1ª coleta	2ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	1ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	1ª coleta	2ª coleta
<b>Naftaleno</b>	15,4	20,7	18,3	34,3	33,5	25,0	14,5	16,5	24,0	24,3
<b>C1-Naftaleno</b>	6,80	8,67	8,50	12,0	9,75	<LQM	<LQM	7,25	14,0	<LQM
<b>C2-Naftaleno</b>	26,2	36,7	25,8	32,0	73,5	28,7	27,7	27,8	60,4	23,6
<b>C3-Naftaleno</b>	16,2	23,3	27,3	17,7	29,0	20,3	21,6	22,3	37,6	24,3
<b>Acenaftileno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Acenafteno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Fluoreno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>C1-Fluoreno</b>	17,6	30,3	35,8	11,0	34,3	40,3	32,9	47,8	32,4	42,1
<b>C2-Fluoreno</b>	<LQM	<LQM	6,50	<LQM	8,00	<LQM	<LQM	11,0	<LQM	<LQM
<b>Dibenzotiofeno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>C1-Dibenzotiofeno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>C2-Dibenzotiofeno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Fenantreno</b>	<LQM	<LQM	8,25	<LQM	8,75	<LQM	<LQM	9,8	<LQM	<LQM
<b>C1-Fenantreno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>C2-Fenantreno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM

<b>Antraceno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Fluoranteno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Pireno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>C1-Pireno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>C2-Pireno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Benz[a]antraceno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Criseno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>C1 Criseno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>C2 Criseno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Benzo[b]fluoranteno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Benzo[k]fluoranteno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Benzo[e]pireno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Benzo[a]pireno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Perileno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Indeno[123cd]pireno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Dibenz[ah]antraceno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>Benzo[ghi]perileno</b>	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
<b>HPA total</b>	<b>82,2</b>	<b>120</b>	<b>130</b>	<b>107</b>	<b>197</b>	<b>114</b>	<b>96,8</b>	<b>142</b>	<b>168</b>	<b>114</b>

\* As concentrações do branco não foram descontadas nas amostras

**Apêndice H:** Exemplo do espectro usado para analisar polímeros.

