



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciência

Faculdade de Engenharia

Adriana Favacho Curty

**Caracterização dos microplásticos ambientais presentes nos sedimentos
inconsolidados e águas costeiras de 9 praias do litoral do Rio de Janeiro,
Brasil**

Rio de Janeiro

2024

Adriana Favacho Curty

Caracterização dos microplásticos ambientais presentes nos sedimentos inconsolidados e águas costeiras de 9 praias do litoral do Rio de Janeiro, Brasil

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Monitoramento Ambiental – Controle da Poluição.

Orientador: Professor Dr. André Luís de Sá Salomão
Orientadora: Professora Dra. Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk

Rio de Janeiro

2024

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

C981 Curty, Adriana Favacho.

Caracterização dos microplásticos ambientais presentes nos sedimentos inconsolidados e águas costeiras de 9 praias do litoral do Rio de Janeiro, Brasil / Adriana Favacho Curty. – 2024.
145 f.

Orientadores: André Luís de Sá Salomão, Ana Ghislane Pereira van Elk.
Tese (Doutorado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Polímeros - Teses. 3. Solos – Poluição - Teses. 4. Areia - Teses. 5. Ecologia marinha - Teses. 6. Ecologia costeira - Teses. I. Salomão, André Luís de Sá. II. van Elk, Ana Ghislane Pereira. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. IV. Título.

CDU 504.5:678.7

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

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

Assinatura

Data

Adriana Favacho Curty

Caracterização dos microplásticos ambientais presentes nos sedimentos inconsolidados e águas costeiras de 9 praias do litoral do Rio de Janeiro, Brasil

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Monitoramento Ambiental – Controle da Poluição.

Aprovado em 22 de novembro de 2024.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. André Luís de Sá Salomão (Orientador)
Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ

Prof. Dra. Ana Ghislane Henriques Pereira van Elk (Orientadora)
Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ

Prof. Dra. Lia Cardoso Rocha Saraiva Teixeira
Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ

Prof. Dr. Marcelino José dos Anjos
Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ

Prof. Dra. Adriana Lopes dos Santos
Department of Biosciences, University of Oslo

Prof. Dra. Samira da Guia Mello Portugal
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro – UNIRIO

Rio de Janeiro

2024

DEDICATÓRIA

Para Anna Luiza, Ana Maria, Curty e Anderson; as verdadeiras amizades que fazem parte da minha vida; ao mar que me acalma e renova as minhas energias.

AGRADECIMENTOS

Aos Orixás por estarem sempre ao meu lado protegendo, iluminando para que eu sempre faça as escolhas certas, fortalecendo a minha fé para que eu tenha força e siga adiante.

Aos meus pais e irmão, por me fazerem buscar sempre o melhor e acolherem nessa caminhada encorajando a seguir em frente quando sentiam que estava no meu limite.

À minha filha, Anna Luiza, por cada dia juntas, por me mostrar caminhos e opiniões que foram importantes para esse estudo. Por incentivar e comemorar a cada conquista demonstrando o quanto é importante para ela também, dizendo: “estamos juntas mamãe...muito orgulho de você...”. Te amo demais!

A minha primeira orientadora a Professora Ana Ghislane Pereira Henriques van Elk por ter viabilizado e incentivado a minha entrada no programa e por suas contribuições.

Ao meu orientador o Professor André Luís de Sá Salomão agradeço a amizade, orientação profissional, na escolha do tema, por apoiar, confiar e incentivar no desenvolvimento da pesquisa, por viabilizar as campanhas de coleta, participação em congressos, publicações e outras produções acadêmicas. Obrigada por me contagiar com a sua paixão pela docência e pelo excelente ensinamento.

Ao corpo docente do DESMA da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, pelos ensinamentos que contribuíram para minha formação e desenvolvimento desta pesquisa, em especial às professoras Dra. Lia Teixeira, Dra. Camille Mannarino e Dra. Nathália Valim.

Aos membros da Banca pela disponibilidade e contribuição com as observações para que conclusão dessa pesquisa tenha êxito.

Aos membros do Centro de Pesquisa BIOTEMA, em especial a Alenne Prince, Grazielle Mattos, Priscila Cunha, Rayssa Jacob e Adriana Pereira que me apoiaram nas coletas de campo e nas análises laboratoriais.

Aos técnicos do LABIFI (Laboratório de Biotecnologia e Fitorremediação) pelas dicas de como usar alguns equipamentos para a extração de microplásticos e outras dicas valiosas para a obtenção dos resultados.

Aos professores e alunos do LIETA (Laboratório de Instrumentação Eletrônica e Técnicas Analíticas), em especial ao Professor Marcelino Anjos e ao mestrando Fábio Tsuyama, por viabilizarem a realização das análises dos MPs e sedimentos a fim de investigar

a presença de metais por fluorescência Raio-X e auxílio na interpretação dos resultados. Pelo conhecimento adquirido, e as resenhas que fizeram a diferença nesse último semestre.

Aos integrantes do Instituto de Química da UERJ, em especial a Tainara por viabilizarem a avaliação do tipo de polímero por FTIR das amostras de microplásticos.

Aos queridos ICs Sarah, Igor, Gustavo e Clara pela ajuda em algumas tarefas no campo e de laboratório.

À FAPERJ, que contribuiu com parte dos custos das campanhas de coleta das amostras de sedimentos.

À CAPES, pela bolsa que viabilizou financeiramente a conclusão do doutorado.

Ao CEADS, por disponibilizar suas instalações possibilitando as campanhas de coleta na Ilha Grande-RJ.

Aos meus queridos Amigos e Amigas que me incentivaram quando o cansaço tomava conta, me acolhendo em um abraço, uma palavra de incentivo e carinho acompanhado ora por uma xícara de café, ora por uma saideira.

À Alejandra, minha amiga de uma vida quase inteira, por estar sempre ao meu lado, dizendo: “o que está fazendo tem um prazo de validade”.

Ao meu amigo Flávio Stefani Marroni que colaborou e disponibilizou sua embarcação para a campanha de coleta das águas costeiras da cidade do Rio de Janeiro;

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a conclusão desta pesquisa, independentemente da formação acadêmica.

O coração do homem é muito parecido com o mar,
ele tem suas tempestades, suas marés e suas profundezas;
ele tem suas pérolas também.

Vincent van Gogh

RESUMO

CURTY, Adriana Favacho. *Caracterização dos microplásticos ambientais presentes nos sedimentos inconsolidados e águas costeiras de 9 praias do litoral do Rio de Janeiro, Brasil*. 2024. 145 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2024.

O plástico é um polímero orgânico sintético, surgiu em meados do século XIX, tornando-se imprescindível por sua versatilidade, leveza, durabilidade e resistência. A produção global de plásticos aumentou significativamente na última década. Devido aos processos mecânicos, físicos, químicos e biológicos, os plásticos podem ser fragmentados em tamanho cada vez menores, sendo classificados em: macroplásticos (>25 mm), mesoplásticos (5-25 mm), microplásticos (<5 mm) e nanoplásticos (<1 mm). O presente estudo teve como objetivo avaliar e caracterizar os microplásticos ambientais presentes nas areias de 9 praias e das águas do litoral do Estado do Rio de Janeiro (RJ), fornecendo informações sobre quantidades, tamanho, cor, morfotipo, tipo de polímero e metais adsorvidos extraídos das amostras coletadas. A metodologia consistiu em realizar ensaios de caracterização de microplástico nas areias de 6 praias do litoral do Rio de Janeiro e 3 da região insular da Ilha Grande. Nas campanhas de 2022 foi utilizada a metodologia de triagem visual dos MPs, e foram extraídos 1.517 itens, sendo destes, 732 MPs ou 8,4 MPs/Kg de areia seca no verão e 785 MPs ou 8,9 MPs/Kg de areia seca no inverno. Já para as campanhas de 2023 a metodologia de triagem foi por flotação seguida de filtração e foram extraídos 5.961 itens, sendo 3.187 MPs ou 39,0 MPs/Kg de areia seca no período chuvoso e 2.774 MPs ou 32,2 MPs/Kg de areia seca no período seco, mostrando-se mais apropriada para o estudo de caracterização dos MPs por recuperar um número maior de itens. Em relação ao período chuvoso as praias apresentaram o seguinte número de itens: Botafogo (973); Flamengo (370); Dois Rios (35); Urca (308); Ipanema (287), Santo Antônio (283), Pontal (269), Lopes Mendes (249) e Praia Vermelha (113). Já no período seco a maior incidência permaneceu na praia de Botafogo (552 itens), seguido por Urca (402), Lopes Mendes (350), Praia Vermelha (296), Dois Rios (257), Pontal (243), Ipanema (240), Flamengo (238) e Caxadoço (196). A partir dos resultados foi feita uma avaliação da presença de MPs (classe de tamanho, morfotipo e cor) por períodos (seco e chuvoso) por praia. O morfotipo mais abundante foi a fibra 56,28%, seguida pelos fragmentos (28,2%), espumas (12%), pelotas (2,7%) e filmes (0,87%). A classe de tamanho mais abundante foi a <1 mm com 66,7% dos MPs. A cor mais expressiva foi a azul (32,3%), seguida da preta (25,5%). As 9 praias foram agrupadas por semelhança geográfica (insulares, abrigadas e expostas) a fim de fazer uma avaliação da presença dos MPs no litoral do RJ e as maiores quantidades de MPs foram encontradas no grupo de praias abrigadas. A avaliação da composição dos MPs ambientais por espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) mostrou que os três polímeros mais encontrados foram: PE, PP, PS. A investigação da presença dos metais adsorvidos nos MPs pela técnica analítica de fluorescência de raios X encontrou os seguintes elementos: S, Cl, K, Ca, Ti, Cr, Fe, Cu, Zn, Pb. Sendo o Polietileno (PE) o que apresentou as maiores variedades de metais adsorvidos. A análise da interação dos polímeros aos metais e metaloides e a interface com o meio ambiente requerem um entendimento de vários processos sinérgicos que serão estudados futuramente.

Palavras-chave: Nanoplásticos; Areia de praia; Ambiente marinho; Região litorânea; Metais; Fluorescência de raio-x.

ABSTRACT

CURTY, Adriana Favacho. *Characterization of environmental microplastics present in unconsolidated sediments in coastal waters of 9 beaches on shoreline of Rio de Janeiro, Brazil*. 2024. 145 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2024.

Plastic is a synthetic organic polymer that emerged in the mid-19th century, becoming essential due to its versatility, lightweight, durability, and resistance. Global plastic production has significantly increased over the last decade. Due to mechanical, physical, chemical, and biological processes, plastics can be fragmented into increasingly smaller sizes, classified as: macroplastics (>25 mm), mesoplastics (5-25 mm), microplastics (<5 mm), and nanoplastics (<1 mm). This study aimed to evaluate and characterize environmental microplastics present in the sands of nine beaches and the waters along the coast of the State of Rio de Janeiro (RJ), providing information on quantity, size, color, morphotype, type of polymer, and adsorbed metals. The methodology consisted of conducting microplastic characterization tests in the sands of six beaches along the RJ coast and three in the insular region of Ilha Grande. The tests involved quantitative and qualitative characterization by size, shape, color, and composition of the polymer and adsorbed metals in the microplastics extracted from the collected samples. In the 2022 campaigns, a visual screening methodology for microplastics was used, resulting in the extraction of 1,517 items, including 732 microplastics or 8.4 microplastics/kg of dry sand in the summer and 785 microplastics or 8.9 microplastics/kg of dry sand in the winter. For the 2023 campaigns, the screening methodology involved flotation followed by filtration, yielding 5,961 items, including 3,187 microplastics or 39.0 microplastics/kg of dry sand during the rainy period and 2,774 microplastics or 32.2 microplastics/kg of dry sand during the dry period, proving more suitable for the characterization study by recovering a larger number of items. During the rainy period, the beaches presented the following number of items: Botafogo (973), Flamengo (370), Dois Rios (35), Urca (308), Ipanema (287), Santo Antônio (283), Pontal (269), Lopes Mendes (249), and Praia Vermelha (113). In the dry period, the highest incidence remained at Botafogo beach (552 items), followed by Urca (402), Lopes Mendes (350), Praia Vermelha (296), Dois Rios (257), Pontal (243), Ipanema (240), Flamengo (238), and Caxadoço (196). Based on the results, an evaluation of the presence of microplastics (size class, morphotype, and color) was made by periods (dry and rainy) for each beach. The most abundant morphotype was fiber (56.28%), followed by fragments (28.2%), foams (12%), pellets (2.7%), and films (0.87%). The most abundant size class was <1 mm, comprising 66.7% of the microplastics. The most prominent color was blue (32.3%), followed by black (25.5%). The nine beaches were grouped by geographical similarity (insular, sheltered, and exposed) to assess the presence of microplastics along the RJ coast, with the largest quantities found in the group of sheltered beaches. The evaluation of the composition of environmental microplastics using Fourier-transform infrared (FTIR) spectroscopy showed that the three most commonly found polymers were: PE, PP, and PS. The investigation of adsorbed metals in microplastics using X-ray fluorescence analytical techniques identified the following elements: S, Cl, K, Ca, Ti, Cr, Fe, Cu, Zn, and Pb, with polyethylene (PE) showing the greatest variety of adsorbed metals. The analysis of the interaction between polymers and metals and metalloids and their interface with the environment requires an understanding of various synergistic processes that will be studied in the future.

Keywords: Nanoplastics; Sandy beaches; Ecotoxicity; Coastal marine; Metals; X-ray fluorescence.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Produção Mundial de Plásticos divididos em 5 categorias de origem: fósseis, reciclados mecanicamente, reciclados quimicamente, bioplásticos e sequestro de carbono (2018 até 2022)	29
Figura 2 – Divisão em 5 categorias da Produção Mundial de Plásticos no ano de 2022	29
Figura 3 – Distribuição Percentual da Produção Mundial de Plásticos por Continentes em 2022	30
Figura 4 – Distribuição da Produção Total de Plásticos por Tipo de Polímero em 2022	31
Figura 5 – Principais plásticos utilizados na indústria do Brasil em 2022.....	32
Figura 6 – Índice de reciclagem de plástico pós consumo por tipo de material em 2022	32
Figura 7 – As Fontes terrestres dos plásticos que poluem os oceanos	34
Figura 8 – A Rota que os Plásticos Percorrem até os Oceanos	34
Figura 9 – Microplásticos acumulados no limite da última maré mais alta – Lopes Mendes..	37
Figura 10 – Como os microplásticos são inseridos na Teia Alimentar	39
Figura 11 – Microplásticos ambientais vetores de contaminantes orgânicos e metais	43
Figura 12 – Localização das Praias Seleccionadas para a Coleta das Amostras de Areia	47
Figura 13 – Localização das praias estudadas no litoral sul da Ilha Grande (RJ): Dois Rios (PR1); Santo Antônio/Caxadaço (PR2) e Lopes Mendes (PR3).	48
Figura 14 – (A) Vista aérea da Praia de Dois Rios a seta vermelha indica o local onde foi realizada a coleta das amostras de sedimentos; (B) Vista do local de coleta das amostras de sedimentos.	49
Figura 15 – (A) Vista da Praia de Santo Antônio, a seta vermelha indica o local de coleta das amostras de sedimentos; (B) Marcação do ponto de coleta e frasco de sedimentos superficiais.	50
Figura 16 – (A) Vista superior da Praia do Caxadaço (A); (B) Vista da faixa de areia da praia, a seta vermelha indica o local da coleta das amostras de sedimentos.	51
Figura 17 – (A) Vista da Praia de Lopes Mendes, a seta vermelha indica o local da coleta das amostras de sedimentos; (B) Vista do local da área de coleta dos sedimentos superficiais.....	51
Figura 18 – Localização da área de estudo na entrada da Baía de Guanabara, os pontos vermelhos indicam a localização das praias: Flamengo (PR4); Botafogo (PR5); Urca (PR6) e Praia Vermelha (PR7).....	52

Figura 19 – Vista das Praias do Flamengo (A), Botafogo (B), Urca (C) e Vermelha (D), as setas vermelhas indicam o local da coleta das amostras dos sedimentos superficiais.	53
Figura 20– Localização da área de coleta das amostras de sedimentos na Praia de Ipanema junto ao posto 9 (ponto vermelho); indicação do emissário submarino (ESEI – tracejado vermelho).	54
Figura 21 – (A) Vista do local de coleta das amostras de sedimentos na Praia de Ipanema; (B) Material utilizado para a coleta das amostras de sedimentos superficiais.....	54
Figura 22 – O ponto vermelho indica a localização da área de coleta das amostras de sedimentos na Praia do Pontal; a localização do emissário está indicada com a linha tracejada vermelha.	55
Figura 23 – (A) Vista do local de coleta das amostras na praia do Pontal de Sernambetiba; (B) Local da coleta das amostras de sedimentos indicado (seta vermelha).	55
Figura 24 – Localização dos pontos amostrais das águas costeiras do Município do Rio de Janeiro.....	57
Figura 25 – Localização dos pontos amostrais das águas costeiras do Litoral Sul da Ilha Grande	57
Figura 26 – Fluxograma das campanhas de 2022 das coletas de amostras de sedimentos superficiais nos períodos seco e chuvoso.	58
Figura 27 – Amostrador metálico cilíndrico para coleta de profundidade de sedimentos	59
Figura 28 – Fluxograma das campanhas de 2023 das coletas de amostras de sedimentos superficiais nos períodos seco e chuvoso, e águas costeiras no período chuvoso.....	59
Figura 29 – Esquema amostral de coleta das areias utilizado nas campanhas de 2022 para a coleta das 10 amostras em 02 fileiras de cinco pontos (P1 a P10) e um para caracterização do sedimento (G1), no centro do arco praial.	61
Figura 30 – (a)Material separado para coleta; (b) Demarcação dos pontos amostrais; (c) Quadrado de 0,5 x 0,5 x 0.002m demarcado; (d) Pontos amostrais nas duas zonas (e) Sedimento superficial separado para ser armazenado no frasco de vidro; (f) Ponto amostral na zona suja (ZMA); (g) Material coletado dos 10 pontos amostrais.	62
Figura 31 – (a) Triagem manual dos MPs contidos nos sedimentos; (b) Uso de pinça para triagem dos MPs; (c) Uso de lente de aumento para triagem dos MPs.	63
Figura 32 – Esquema de coleta utilizado nas campanhas 2023 para a coleta das 10 amostras em 02 fileiras de 5 pontos (P1 a P10); 3 pontos de profundidade (F1 a F3); 1 na maré recente (PM1) e uma amostra para a caracterização dos sedimentos (G1).	64

Figura 33 – Sequência da coleta das amostras das águas marinhas na zona costeira do litoral da Cidade do Rio de Janeiro a 1 milha da costa.....	65
Figura 34 – Rede de coleta de 60 micrometros para coleta das amostras das águas costeiras das praias em estudo	66
Figura 35 – Frascos de vidros de 800mL com amostras de águas costeiras	67
Figura 36 – (A) Agitador mecânico (Tamis) para peneiras granulométricas; (B) Peneiras da série Tyler com aberturas em malha: 4, 8,14,28, 48,100 e fundo.....	67
Figura 37 – Cápsula de porcelana (50 mL) e 50g de sedimento pesada numa balança de precisão.	69
Figura 38 - Cápsulas de porcelana com sedimento das 9 praias estudadas: (a) verão e (b) inverno 2023.	70
Figura 39 – (A) Cápsulas de porcelana dentro da Mufla; (B) Cápsulas de porcelana contendo sedimentos dentro da Mufla.	70
Figura 40 – (a) Amostra de 3g de sedimento; (b) Amostra posicionada dentro do Epsilon1; (c) Epsilon1; (d) Tela dos resultados da presença de metais.	71
Figura 41 – Processo de separação dos MPs ambientais contidos nos sedimentos costeiros nas campanhas 2022	72
Figura 42 – Análise do tipo de polímero dos MPs ambientais por espectroscopia de infravermelho reflexão total atenuada	73
Figura 43 – Análise dos metais adsorvidos nos MPs ambientais por fluorescência de raio-X.	74
Figura 44 – Processo de separação dos sedimentos em trélicas para extração dos MPs ambientais por flotação e filtração.....	75
Figura 45 – Processo de separação dos MPs ambientais dos sedimentos por flotação e filtração.	76
Figura 46 – Processo de separação dos MPs ambientais dos sedimentos por flotação e filtração.	77
Figura 47 – Processo de filtragem das amostras das águas costeiras	78
Figura 48 – Vista da área do local de coleta na praia de Botafogo com os resíduos separados em montes ao longo da faixa entremarés na ocasião da coleta. As marcações em vermelho sinalizam as áreas onde foram feitas as coletas dos sedimentos arenosos superficiais.....	87
Figura 49 – A concentração de SiO ₂ das amostras de areias superficiais coletadas.....	88
Figura 50 – Total de MPs coletados nas 4 campanhas em 2022 e 2023	91

Figura 51– MPs extraídos dos sedimentos superficiais da área de estudo: (A) PR4; (B) PR3; (C) PR5; (D) PR5 inverno; (E) PR4 inverno.....	92
Figura 52 – Total de MPs coletados em 2022 e MPs coletados em 2023 (em destaque) com a classe 1 (<1mm - NPs) em destaque (períodos seco e chuvoso).....	92
Figura 53 – MPs retidos nos filtros de fibra de vidro: (a) fibras; (b; c; d) fragmentos	93
Figura 54 – Distribuição dos MPs extraídos por praia para cada ano de campanha	93
Figura 55 – Distribuição total dos MPs extraídos por praia nas 2 campanhas 2023.....	96
Figura 56 – Distribuição dos MPs por período (seco e chuvoso).....	98
Figura 57– Distribuição dos MPs por classe x período: (A) seco e (B) chuvoso.....	99
Figura 58 – Distribuição dos MPs por morfotipo x período: (A) seco; (B) chuvoso	100
Figura 59 – Morfotipos de MPs de diversas cores e classes.	101
Figura 60 – Distribuição dos MPs por cor x período: (A) seco; (B) chuvoso.....	102
Figura 61 – Distribuição dos MPs por classe x zona: (A) ZMA; (B) ZEM.	103
Figura 62 – Distribuição dos MPs por morfotipo x zona: (A) ZMA; (B) ZEM.....	104
Figura 63 – Distribuição dos MPs por cor x zona: (A) ZMA; (B) ZEM.....	105
Figura 64 – Quantidade total de MPs por praia por zona de maré: períodos: seco(A); chuvoso(B)	106
Figura 65 – Distribuição dos MPs em camadas inferiores (30cm) das 6 praias inseridas no contexto urbano	107
Figura 66 – Quantidade total de MPs agrupadas por tipo de praias: insulares; abrigadas e expostas e por período (seco e chuvoso).	108
Figura 67 – Quantidade total de MPs agrupadas por tipo de praias: insulares; abrigadas e expostas e por zonas (ZMA e ZEM)	108
Figura 68 – Quantidade total de MPs extraídos das águas costeiras agrupadas por tipo de praias: insulares; abrigadas e expostas período chuvoso.	109
Figura 69 – Gráficos de Rarefação das praias insulares por período (seco e chuvoso): (A) classe; (B) cor e (C) morfotipo.....	110
Figura 70 – Gráficos de Rarefação das praias abrigadas por período (seco e chuvoso): (A) classe; (B) cor e (C) morfotipo.	111
Figura 71 – Gráficos de Rarefação das praias expostas por período (seco e chuvoso): (A) classe; (B) cor e (C) morfotipo.....	111

Figura 72 – Espectros IR dos 3 tipos de polímeros mais representativos analisados: (A) polietileno; (B) polipropileno; (C) poliestireno, e as respectivas fotos dos MPs tiradas pelo M4 tornando ao fazer as análises dos metais.....	114
Figura 73 – Metais e ametais associados aos tipos de polímero das amostras dos MPs	115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características do perfil das praias selecionadas para coleta das amostras de sedimentos	60
Tabela 2 – Localização geográfica dos pontos de coleta de águas costeiras do Município do Rio de Janeiro.....	65
Tabela 3 – Localização geográfica dos pontos de coleta de águas costeiras do Litoral Sul da Ilha Grande.	66
Tabela 4– Condições de medidas	71
Tabela 5 – Características físicas das praias estudadas.	82
Tabela 6 – Avaliação do módulo de finura das areias das 9 praias	84
Tabela 7 – O Teor de Umidade (TU) das 9 praias (períodos chuvosos e secos).....	85
Tabela 8 – O Teor de Matéria Orgânica (TMO) das 9 praias (períodos chuvosos e secos).....	86
Tabela 9 – Concentração de metais (%) nas areias das praias no período chuvoso 2023.	89
Tabela 10 – Concentração de metais nas amostras de areia das 9 praias, período seco 2023..	90
Tabela 11– MPs por kg de sedimento superficial x praia por período 2022 e 2023.	94
Tabela 12 - Resultados dos estudos realizados nas areias de praias do Litoral do RJ.....	97
Tabela 13 - Quantidade total de MPs extraídos das águas costeiras agrupadas por tipo de praias: insulares; abrigadas e expostas período chuvoso.	109
Tabela 14 - Metais adsorvidos aos MPs ambientais – Praias insulares.....	117
Tabela 15 - Metais adsorvidos aos MPs ambientais – Praias abrigadas.....	118
Tabela 16 - Metais adsorvidos aos MPs ambientais – Praias expostas	120

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABS	Acrilonitrila butadieno estireno
DDT	Dicloro difenil tricloroetano
EPS	Poliestireno Expandido
GPLP	Grande Porção de Lixo do Pacífico
HDPE	Polietileno de alta densidade
HPA	Hidroxi propilacrilato
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ISO	Organização Internacional de Normalização
LDPE	Polietileno de baixa densidade
LLDPE	Polietileno de baixa densidade linear
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MPs	Microplásticos
PA	Poliamida
PBAT	Tereftalato de adipato de polibutileno
PBS	Succinato de polibutileno de base biológica
PBT	Polibutileno tereftalato
PC	Policarbonato
PCR	<i>Post-Consumer Resin</i>
PE	Polietileno
PEAD	Polietileno de alta densidade
PEBD	Polietileno de baixa densidade
PEBDL	Polietileno linear de baixa densidade
PET	Tereftalato de Polietileno
PLA	Ácido polilático
PNCLM	Plano Nacional de Combate ao Lixo no Mar
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
POM	Poliacetal
PP	Polipropileno
OS	Poliestireno

PBDE	Éteres difenílicos polibromados
PCB	Bifenila policlorada
POP	Poluente Orgânico Persistente
PUR	Poliuretano
PVC	Policloreto de vinila
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SAPEA	Science Advice for Policy by European Academies
SAN	Copolímero Estireno-Acrilonitrila
UE	União Europeia
UNCLOS	<i>United Nations Convention on the Law of the Sea</i>
UNEP	<i>United Nations Environment Programme</i>
XPS	Polietileno extrudado
XRF	Espectrômetro de raio-X

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	21
ESTRUTURA DO TRABALHO	25
OBJETIVOS	26
Objetivo Geral	26
Objetivos Específicos	26
CAPÍTULO 1: REFERENCIAL TEÓRICO	27
1.1 Origem dos Polímeros	27
1.2 A Produção Global de Plásticos	28
1.3 A Rota do Plástico até chegarem aos Oceanos	33
1.4 Problemas causados no ciclo ecológico	38
1.5 Ecotoxicidade em Espécies Marinhas	41
CAPÍTULO 2: METODOLOGIA	46
2.1. Primeira etapa: Seleção das áreas de Estudos	46
2.1.1. Áreas das coletas das amostras de sedimentos	46
2.2. Segunda Etapa: Campanhas das Coletas	56
2.2.1. Áreas das coletas das amostras de águas costeiras	56
2.2.2. Campanhas de coleta das amostras de sedimentos costeiros	57
	59
2.3.1 Desenho amostral das coletas de sedimento	59
2.3.2 Campanhas de coletas em 2022	60
2.3.3 Campanhas de coletas em 2023	63
2.4. Quarta Etapa: Caracterização dos Sedimentos e MPs das praias estudadas	67
2.4.1 Análise Laboratorial dos Sedimentos	67
2.4.2 Análise Laboratorial dos Microplásticos	71
2.4.3 Análise Laboratorial das Águas Costeiras	77
2.5. Análise Estatística dos Dados	78
2.5.1. Testes de normalidade, ANOVA e Kruskal-Wallis	78
2.5.2. Análise de rarefação do esforço amostral	80
CAPÍTULO 3: RESULTADOS E DISCUSSÃO	81
3.1. Avaliação das características físicas das praias estudadas	81

3.2. Avaliação das características físico-química das areias (9 praias)	83
3.2.1 Volume Coletado	83
3.2.2 Granulometria	83
3.2.3 Teor de Umidade (TU)	84
3.2.4 Teor de Matéria Orgânica (TMO)	85
3.2.5 Avaliação dos metais adsorvidos aos sedimentos	87
3.3. Análise comparativa dos dois protocolos de separação dos MPs utilizados nas campanhas de 2022 e 2023.....	91
3.4. Análise comparativa das metodologias de extração de MPs ambientais utilizadas para 2022 e 2023.	94
3.5. Avaliação qualiquantitativa dos microplásticos ambientais extraídos dos sedimentos superficiais nas campanhas 2023.....	95
3.6. Avaliação qualiquantitativa dos MPs ambientais por período (seco e chuvoso)	98
3.7. Avaliação qualiquantitativa dos MPs ambientais por zona de maré (alta e entremarés)	102
3.8. Análise da distribuição dos MPs em camadas inferiores (30cm).....	106
3.9. Caracterização do Litoral do Rio de Janeiro	107
3.8.1 Análise de rarefação do esforço amostral.....	109
3.9. Análise do tipo de polímero.....	113
3.10. Análise dos metais e ametais adsorvidos aos microplásticos	115
4 CONCLUSÃO.....	121
REFERÊNCIAS	123
APÊNDICES.....	138

INTRODUÇÃO

Os plásticos são polímeros orgânicos sintéticos, cujo primeiro registro de sua fabricação foi em meados do século XIX, tornando-se imprescindível na vida moderna por sua versatilidade, leveza, alta durabilidade, proteção e resistência (GREGORY, 1999; DEY *et al.*, 2021). As inovações da ciência estão presentes na composição desse material, que foi idealizado a fim de proporcionar facilidades no caminho da sustentabilidade às demandas da sociedade atual. Os descartáveis plásticos vêm sendo utilizados em embalagens de alimentos em substituição aos materiais tradicionais (vidro, papel, papelão e metais), devido ao baixo custo na produção (DEY *et al.*, 2021).

A produção global de plásticos aumentou significativamente na última década. Em 2022, a produção global de plásticos foi dividida em 3 categorias desse material: os de origem fóssil, quantificados 90,60%, os reciclados totalizaram 8,90% e os bioplásticos, somaram 0,50%. A América Latina é responsável por 4% da produção total (PLASTIC EUROPE, 2023). Foi estimado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) que os resíduos plásticos alcançaram US\$ 13 bilhões de prejuízos ao ambiente no período de um ano; baseado nessas informações, publicou um relatório propondo o uso de uma "pegada plástica" para gerir a carga plástica no Ambiente (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2015).

As questões referentes à poluição causada pelos resíduos plásticos vêm ocupando o segundo lugar dos assuntos ambientais mais importantes mundialmente, o primeiro continua sendo as mudanças climáticas (AN; LEE; NAN, 2019).

Os plásticos têm sido encontrados nos oceanos desde a década de 1970, tendo como principal fonte o descarte incorreto no meio ambiente proveniente de várias atividades antropogênicas (FRED-AHMADU *et al.*, 2020). No entanto, devido à ação do intemperismo e de processos mecânicos de erosão, causados principalmente pela exposição ao sol e pela ação das marés, os plásticos são fragmentados em tamanhos cada vez menores. Sendo assim, uma das classificações que vêm sendo adotadas é em relação ao seu tamanho, como: macroplásticos (>25 mm), mesoplásticos (5 mm à 25 mm), microplásticos (< 5 mm) e nanoplásticos (1 nm à 1 µm) (FRÈRE *et al.*, 2018).

Nos últimos 5 anos, muitos pesquisadores em todo mundo têm dedicado suas pesquisas científicas ao tema da contaminação causada por micropartículas plásticas de até 5 mm em

ecossistemas aquáticos (KUMAR *et al.*, 2021; SENDRA *et al.*, 2021), cuja presença tem aumentado consideravelmente a cada ano. Uma das principais classes de tamanho que vem causando grande preocupação em todo mundo é a dos microplásticos, devido a sua constante presença nas diferentes matrizes ambientais, ar, águas superficiais e subterrâneas e solo (AGOSTINI JÚNIOR, 2016; HORTON *et al.*, 2017; MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2017; DE-LA-TORRE *et al.* 2021; TURNER; FILELLA, 2021).

Os microplásticos atualmente são amplamente definidos como partículas de plástico sólido com tamanho $\leq 5\text{mm}$, compostas de polímeros com aditivos funcionais como alguns produtos químicos (HARTMANN *et al.* 2019; THOMPSON, *et al.* 2024). Os microplásticos podem ser classificados em relação a sua origem: primária e secundária. Os microplásticos primários são aqueles produzidos com até 5 mm, em escala industrial, para determinados fins, como o uso em cosméticos e produtos de cuidados pessoais. Já os secundários são os provenientes da fragmentação de pedaços maiores (SCHNEIDER *et al.* 2011). O texto preliminar do Tratado de Poluição Plástica da ONU, está incluindo outros termos relacionados aos microplásticos primários e secundários: "microplásticos adicionados intencionalmente" e microplásticos que são "involuntariamente" liberados ou gerados por degradação (THOMPSON, *et al.* 2024).

A abundância de resíduos plásticos encontrada no meio aquático é representativa, e há poucos estudos que investigam os microplásticos ambientais como vetores de substâncias adsorvidas que podem produzir efeitos deletérios, danos e riscos nos organismos não só aquáticos.

Outro fator de grande preocupação em relação aos microplásticos deve-se ao fato de que estes ajustam-se ao tamanho das presas e por esse motivo são considerados biodisponíveis e estão cada vez mais presentes nas cadeias e teias tróficas, principalmente marinhas, que vão desde os microrganismos planctônicos, invertebrados aquáticos e os peixes até os grandes mamíferos (LEHTINIEMI *et al.*, 2018). A ingestão desse material por espécies marinhas poderá resultar em efeitos ecotoxicológicos adversos, desde a base da cadeia alimentar, podendo inclusive causar efeitos agudos com a bioacumulação nas diferentes espécies (TEUTEN *et al.*, 2009). Outra questão a ser considerada em relação a ingestão dos microplásticos é que, dependendo da sua composição e propriedades físico-químicas, podem liberar compostos tóxicos na água (lixiviação de plastificantes), além de permitirem a sorção de poluentes orgânicos de base aquosa, sendo que estes são veículos de contaminação para os diferentes organismos expostos (OLIVATTO *et al.*, 2018).

As faixas litorâneas em todo mundo abrigam cerca de 2/3 da população a menos de 100 km da costa, pelas facilidades de acesso e interesses privados (ANDRIGETTO FILHO, 2004). Além de possuírem grande atrativo econômico, têm importância ambiental pela variedade de ecossistemas como: as restingas, os manguezais, as praias e estuários (MORAES, 2007). Devido a esses atrativos, as regiões costeiras são um dos principais causadores da poluição marinha. Os resíduos sólidos chegam ao litoral por rios, canais e/ou são dispostos nas areias por atividades antrópicas e, por meio das correntes marinhas e marés dispersam-se nas faixas litorâneas (na superfície e no fundo) podendo alcançar grandes distâncias até a costa de outros continentes, causando diversos impactos ambientais e afetando a fauna e flora oceânica – dos microrganismos aos grandes mamíferos (LOPES, 2007).

O Brasil possui um dos maiores litorais do globo terrestre, com 7.367 km, totalmente banhado pelo Oceano Atlântico. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), aproximadamente 70% da população brasileira vive na faixa situada de até 200 km do litoral (IBGE, 2010). Os municípios situados na costa abrigam 26,9% da população, ou seja, aproximadamente 50,7 milhões de habitantes; 4 milhões dentre estes utilizam dos recursos marinhos disponíveis para sobreviver (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015).

Alguns dos principais problemas ambientais no Brasil são a gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), a coleta e o tratamento de esgotos domésticos e municipais. A busca de uma solução adequada para a mitigação dos impactos ambientais tem sido um desafio, pois os resíduos sólidos descartados em local inapropriado e o lançamento de esgotos sem o devido tratamento podem causar contaminações por patógenos, além dos diversos contaminantes, incluindo os plásticos e microplásticos. Já os resíduos encontrados nos sedimentos costeiros (nas areias das praias) podem ter origem marinha ou pelo descarte inadequado de banhistas e frequentadores, sendo estes resíduos responsáveis pela exposição dos usuários a doenças infecciosas, causando também agravos à saúde dos organismos locais (OLIVEIRA; PINTO, 2011).

Os efeitos nocivos do MPs são potencialmente piores quando poluentes orgânicos ou inorgânicos são adsorvidos, podendo ser liberados no trato digestivo dos organismos, comprometendo a segurança alimentar humana. Apesar de muitas pesquisas estarem investigando os efeitos sobre os organismos, ainda falta uma caracterização quanto a sorção e consequente carreamento dos MPs como fômites de compostos emergentes, metais e outras classes de compostos, que englobe a sua presença.

Dentro desse contexto, esta pesquisa tem como objetivo monitorar a presença dos MPs presentes nos sedimentos e águas costeiras caracterizando, quantificando e qualificando os elementos químicos adsorvidos nessas pequenas partículas. Sendo de grande relevância avaliar a presença dos microplásticos nas areias das praias do litoral do Rio de Janeiro a fim de estimar os impactos ambientais causados pelos MPs, com vistas ao potencial de prevenção. O município do Rio de Janeiro foi escolhido como local de estudo por estar situado na região sudeste e suas divisas marítimas serem banhadas ao sul pelo oceano Atlântico, a leste pela Baía de Guanabara e a oeste pela Baía de Sepetiba (PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO, 2021), além de ter uma intensa atividade turística devido a sua beleza natural.

ESTRUTURA DO TRABALHO

O presente estudo foi estruturado em:

- Introdução com as considerações iniciais sobre o tema, estrutura e objetivos: geral e específicos do estudo;
- Capítulo 1 apresenta uma revisão da literatura sobre a origem dos polímeros, a produção global dos plásticos; a rota do plástico até chegarem aos Oceanos; problemas causados no ciclo ecológico; ecotoxicidade em espécies marinhas e as análises da caracterização química dos polímeros (Técnicas analíticas nucleares dos polímeros);
- Capítulo 2 refere-se a Metodologia utilizada no presente estudo, contendo a definição e descrição da área de estudo, as atividades em campo e as análises e técnicas laboratoriais;
- Capítulo 3 apresenta os resultados obtidos e as referidas discussões e conclusão.
- Apêndices A, B e C apresenta os gráficos e tabelas complementares com mais detalhes sobre os resultados apresentados.

OBJETIVOS

Objetivo Geral

Avaliar e caracterizar os microplásticos ambientais presentes nas areias superficiais de 9 praias e das águas do litoral do Estado RJ, fornecendo informações sobre quantidades, tamanho, cor, morfotipo, tipo de polímero e metais adsorvidos.

Objetivos Específicos

- Caracterizar as praias avaliadas de acordo com suas características físicas;
- Validar a metodologia de extração e amostragem de MPs em praias arenosas;
- Caracterizar a presença de MPs conforme a sazonalidade e as zonas de marés;
- Caracterizar qualitativamente e quantitativamente os microplásticos presentes nas areias superficiais de 9 praias e águas costeiras do litoral do RJ;
- Avaliar o grau de enterramento dos MPs de acordo com as características físicas e atividades antrópicas em praias arenosas;
- Avaliar a composição dos MPs ambientais por espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR);
- Investigar a presença dos metais adsorvidos nos sedimentos e MPs pela técnica analítica de fluorescência de raios X.

CAPÍTULO 1: REFERENCIAL TEÓRICO

1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 Origem dos Polímeros

O substantivo masculino “plástico” teve sua origem na palavra em grego, *plastikós*, que significa "flexível e facilmente moldada" (CARNEIRO, 2021). O plástico é um material sintético que representa um grupo de polímeros sintéticos, semissintéticos ou naturais, a partir de matérias-primas de origem fóssil; renovável – como o amido de arroz, cana-de-açúcar, milho, óleos vegetais, soja ou base mineral – como o sal (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO, 2018; CAIXETA, 2022). Os principais elementos químicos encontrados na composição dos plásticos são: bromo, carbono, cloro, hidrogênio e oxigênio (BAHL *et al.*, 2021; CAIXETA, 2022).

Na segunda metade do século XIX, inicia a produção de polímeros, em substituição aos materiais naturais, por meio da vulcanização da borracha natural. (HAGE, 1998). Em 1844, Goodyear patenteou o processo na França. Em 1870, os irmãos Hyatt descobrem o processo de plastificação do nitrato de celulose, expandindo a aplicabilidade (CARNEIRO, 2021; HAGE, 1998) na fabricação de brinquedos, vernizes e películas fotográficas (CARNEIRO, 2021).

Em 1907, o químico belga Leo Baekeland (1863-1944), formulou a Baquelita, o primeiro polímero sintético que viabilizou a comercialização e o investimento em pesquisas. Surgiram, então, novos polímeros sintéticos que eram uma alternativa para substituir os escassos recursos de origem animal (CARNEIRO *et al.*, 2021; CAIXETA, 2022; GORNI, 2003; HAGE, 1998; PIATTI *et al.*, 2005) como cascos, chifres e presas de animais – que serviam para confeccionar pentes, fivelas, botões e os de origem vegetal, como âmbar, goma-laca, celulose, proteínas, guta-percha (CARNEIRO *et al.*, 2021; MULITERNO; TAHIM, 2021).

A indústria química começou a investir em pesquisas de novos polímeros sintéticos (CAIXETA, 2022; CARNEIRO *et al.*, 2021), levando ao surgimento, em 1912, do policloreto de vinila (PVC). Em 1920 Hermann Staudinger, químico alemão, pesquisou sobre os mecanismos de polimerização de moléculas orgânicas (CARNEIRO *et al.*, 2021; GORNI, 2003; HAGE, 1998), descobrindo então a estrutura molecular do plástico, o que viabilizou a criação de outros materiais sintéticos.

Em 1932, a Alemanha, inicia a produção em grande escala do poliestireno (PS), fabricado a partir do estireno; em 1933, começa a produção do polietileno (PE). Já em 1938, nos EUA, surge a poliamida (nylon), que viabiliza o uso dos polímeros na indústria da moda.

Em 1941, J. R. Whinfield e J. T. Dickson conseguem produzir fibras de politereftalato de etileno (PET) sendo lançado com o nome comercial de Terylene. No início dos anos 1950, surge o polietileno de alta densidade (PEAD) (CAIXETA, 2022).

No Brasil, em 1949, foi fundada a Bakol S.A. em São Paulo, a primeira fábrica de poliestireno (PS).

Nas décadas de 1950 e 1960, o desenvolvimento tecnológico aplicado à síntese de novos polímeros ampliou o uso do plástico no cotidiano por ser prático, leve, versátil, resistente, durável e com baixo custo de produção (DEY *et al.*, 2021; GREGORY, 1999). As inovações da ciência nos processos de fabricação do plástico favoreceram a substituição de materiais tradicionais como couro, metal e vidro (DEY *et al.*, 2021).

No período da Segunda Guerra Mundial e posterior, a produção cresceu significativamente devido aos avanços científicos e tecnológicos na área de polímeros, os quais foram reconhecidos pelos prêmios Nobel na área de química: Staudinger (1953); Ziegler e Natta (1963); Flory (1974) e Merrifield (1984) (CARNEIRO *et al.*, 2021; HAGE, 1998; PIATTI *et al.*, 2005).

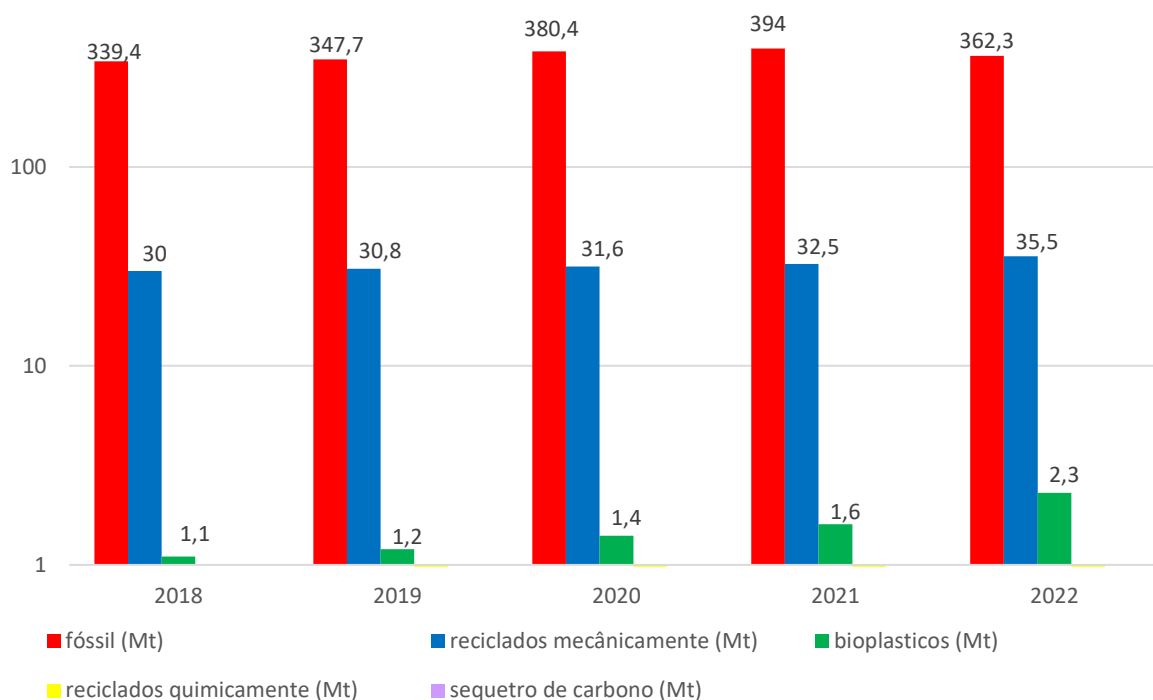
Considera-se que a história científica dos polímeros é recente quando comparada àquela dos materiais tradicionais como os metais e as cerâmicas. As pesquisas tecnológicas nas últimas décadas avançam na direção do reaproveitamento do material, redução da produção e consumo (CAIXETA; MORAIS, 2022; HAGE, 1998).

1.2 A Produção Global de Plásticos

Os polímeros, por terem baixo custo de produção e por serem um produto leve, durável e versátil fizeram com que a produção do plástico alavancasse na década de 1950 (CAIXETA; MORAIS, 2022). Ainda, fizeram com que a produção global de plásticos aumentasse significativamente na última década.

Em 2022, produziram-se 400,3 milhões de toneladas do material. Foram 22,2 milhões de toneladas de polímeros de origem fóssil; 5,5 milhões de toneladas de reciclados usados como matéria prima, e 1,2 milhões de toneladas de bioplásticos, a mais que em 2018 (Figura 1).

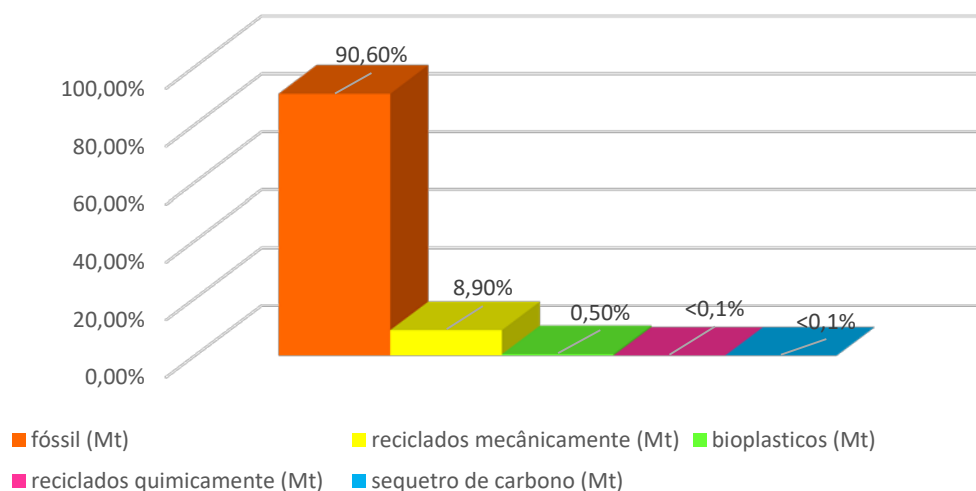
Figura 1 – Produção Mundial de Plásticos divididos em 5 categorias de origem: fósseis, reciclados mecânicamente, reciclados quimicamente, bioplásticos e sequestro de carbono (2018 até 2022)



Fonte: Adaptado do PLASTIC EUROPE 2023.

Além disso, na produção de 2022 foram contabilizados os reciclados quimicamente separados dos mecânicamente e o sequestro de carbono gerado com menos de 1 milhão de toneladas (Figura 2). (PLASTIC EUROPE, 2023).

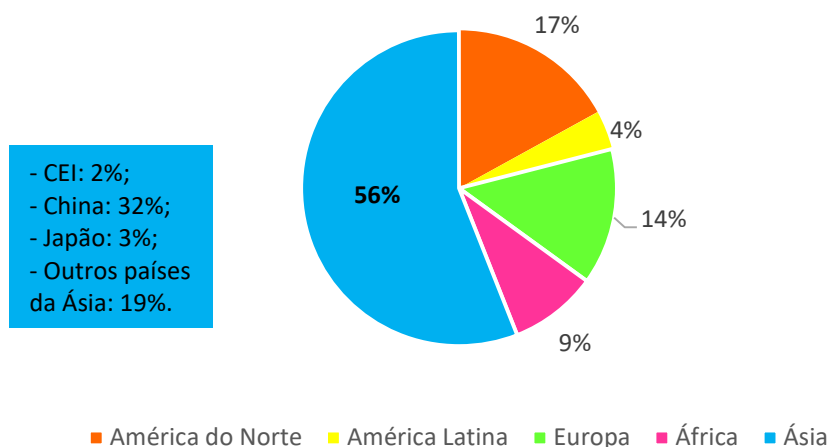
Figura 2 – Divisão em 5 categorias da Produção Mundial de Plásticos no ano de 2022



Fonte: Adaptado do PLASTIC EUROPE 2023.

Em 2022, a China foi responsável pela produção de mais da metade do total de plásticos produzidos na Ásia. A América do Norte (Canadá, México e Estados Unidos) produziram 17%. A América Latina também manteve seu percentual de 4%. A Europa reduziu em 4% a produção comparada a 2018, gerando 14% do total produzido no mundo. A Comunidade de Estados Independentes (Azerbaijão, Armênia, Bielorrússia, Cazaquistão, Quirguistão, Moldávia, Rússia, Tadjiquistão, Turcomenistão, Uzbequistão e Ucrânia) reduziram 1% na produção, totalizando 2%. A África aumentou em 1%, produzindo 9% do total. (Figura 3).

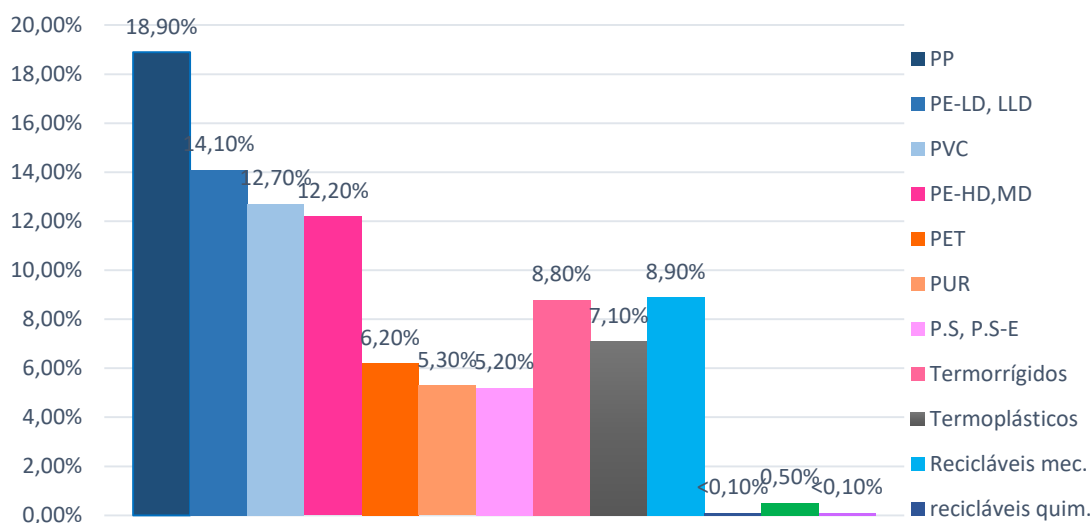
Figura 3 – Distribuição Percentual da Produção Mundial de Plásticos por Continentes em 2022



Legenda: CEI: Comunidade dos Estados Independentes: Armênia, Azerbaijão, Belarus, Cazaquistão, Federação Russa, Moldávia, Quirguistão, Tadjiquistão, Turcomenistão, Ucrânia, Uzbequistão.

Fonte: Adaptado do PLASTIC EUROPE 2023.

As inovações tecnológicas na produção de polímeros motivaram a economia circular do segmento, que representou, em 2022, 35,5 milhões de toneladas do total contabilizado. Os 5,5 milhões de toneladas de plásticos reciclados (9,0%) foram reutilizados como matérias-primas para fabricação mundial de novas peças e produtos em 2022. Os bioplásticos totalizaram 2,3 milhões de toneladas (0,50%) da produção global. Em 2022, foi contabilizado o sequestro de carbono em 0,10% (PLASTIC EUROPE, 2023).

Figura 4 – Distribuição da Produção Total de Plásticos por Tipo de Polímero em 2022

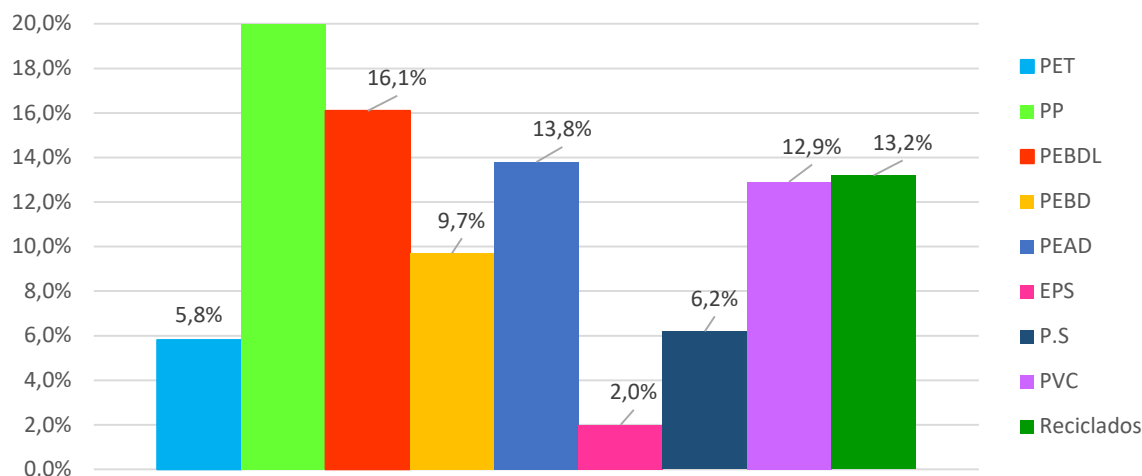
Fonte: Adaptado do PLASTIC EUROPE 2023.

Os diversos tipos de polímero de origem fóssil produzidos em 2022 (Figura 4) apresentaram os seguintes percentuais: 5,2% (PS e P.S-E); 5,3% (PUR); 6,2% (PET); 12,2% (PE-HD); 12,7% (PVC); 14,1% (PE-LD e LLD); 18,9% (PP); 7,1% termoplásticos; 8,8% termorrígidos (PLASTIC EUROPE, 2023). Os plásticos estão presentes em vários segmentos industriais, em 2022 se destacaram no consumo de recicláveis os setores de agricultura pecuária e jardinagem, com 37,5%, e da construção civil, com 22,7% do consumo total. O setor de embalagens foi responsável por 9,7% do consumo; o automotivo 4,6%, elétrico e eletrônicos por 3,2 %; casa, lazer e esportes, 4,5%; os demais, 7,2% (PLASTIC EUROPE, 2023).

A indústria dos bioplásticos é um setor recente e inovador com grande potencial econômico e sustentável através de uma bioeconomia circular e uma baixa produção de carbono, por utilizar recursos mais eficientes. A União Europeia (UE) começou a reconhecer seus vários benefícios e está investindo no desenvolvimento tecnológico do mercado desse material. O mercado global, segundo o Nova-Instituto, previu que a produção global de bioplásticos crescerá de 2,23 milhões de toneladas em 2022 para aproximadamente 6,3 milhões de toneladas em 2027 (OZTEKIN e SAYIN, 2024; EUROPEAN BIOPLASTICS, 2023).

No Brasil, em 2022 os principais tipos de polímeros utilizados na indústria de produtos plásticos foram os polipropilenos (PP), seguidos pelos poliestirenos (PE) e reciclados (Figura 5) (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO, 2023).

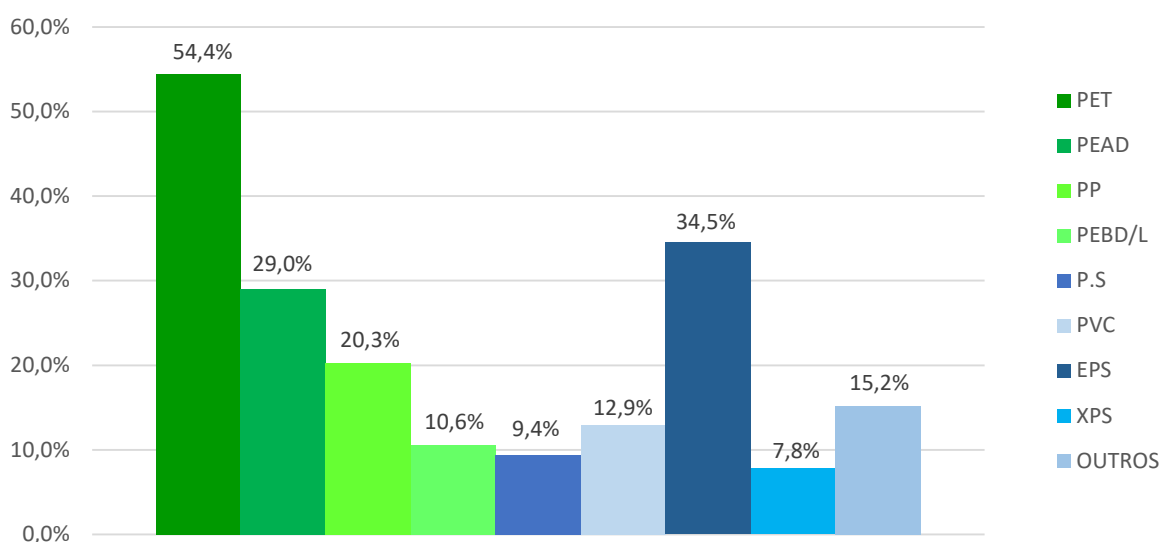
Figura 5 – Principais plásticos utilizados na indústria do Brasil em 2022.



Fonte: Adaptado da ABIPLAST, 2023.

Em 2021, foi gerado aproximadamente 4,3 milhões de toneladas de resíduos plásticos, o índice de reciclagem mecânica pós-consumo alcançou 23,4%. Conforme a Figura 6, os PET alcançaram o maior índice de reciclagem com 54,4%, seguido por EPS, PEAD, PP, PVC, PEBD/PEBDL, PS, XPS e os outros que totalizaram 15,2% (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO, 2023).

Figura 6 – Índice de reciclagem de plástico pós consumo por tipo de material em 2022



Fonte: Adaptado da ABIPLAST, 2023.

Desde o início do século XXI, a produção mundial de plástico praticamente se igualou a todos os anos anteriores. Todavia, o consumo e a produção crescente do plástico são um dos

maiores problemas desse século, uma vez que mais de 75% de todo plástico produzido foi descartado. Estima-se que 80% dos resíduos plásticos nos oceanos sejam provenientes da poluição terrestre (WIT *et al.*, 2019). A poluição por plásticos mata a vida selvagem e danifica os ecossistemas naturais (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2016; CARNEIRO; GUENTHER; SILVA, 2021).

Conclui-se que a falta de uma gestão adequada dos resíduos faz com que aproximadamente 1/3 de todo o plástico disposto inadequadamente, incluindo nos esgotos como sólidos grosseiros, tenha seu destino no ambiente natural, atingindo os ecossistemas terrestres, alcançando rios e finalmente os oceanos (PIATTI; RODRIGUES, 2005; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2021; WIT *et al.*, 2019) (Figura 7).

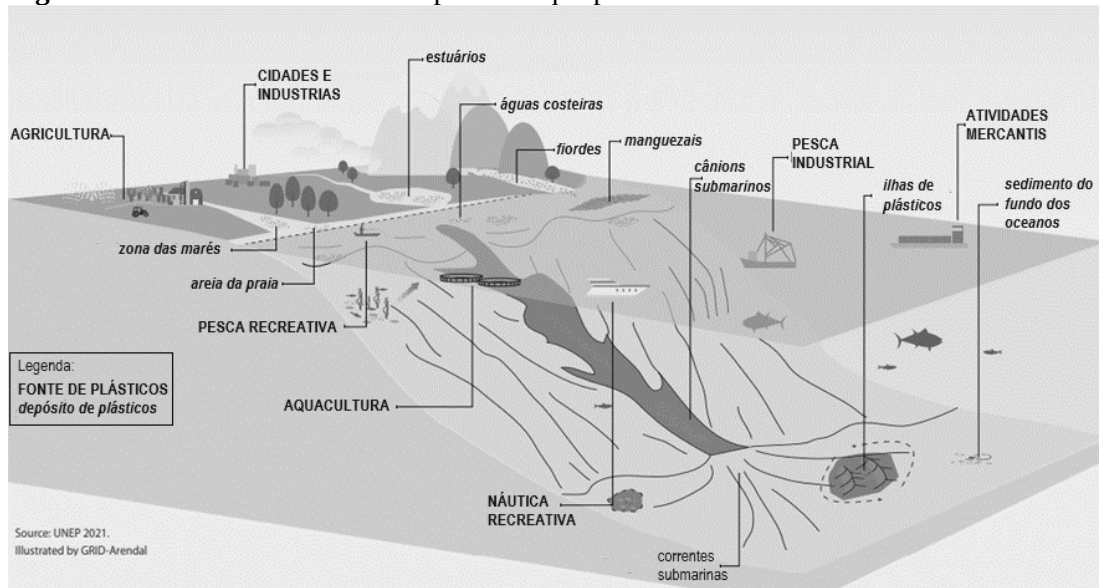
1.3 A Rota do Plástico até chegarem aos Oceanos

Na década de 70 aparecem as primeiras pesquisas quando surgem os relatos da presença de um volume representativo de resíduos plásticos nos litorais e em praias mais remotas (BOND; LAVERS, 2017).

Os resíduos descartados nos oceanos concentram-se em algumas regiões devido à movimentação das correntes marítimas, formando o que é denominado de Grande Porção de Lixo do Pacífico (GPLP) (Figura 7). Essas áreas – também conhecidas como ilhas de plásticos – ocupam uma extensão de 1,6 milhões de km², pesando aproximadamente 79 mil toneladas (MIZOGUCHI, 2019; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME 2021). O aumento significativo do volume de lixo marinho e a poluição plástica estão comprometendo a vida marinha em todo planeta. São inúmeras as iniciativas, porém a quantidade está estimada em torno de 75-199 milhões de toneladas de plástico nos oceanos (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2021).

Esses resíduos entram nos oceanos provenientes de vários caminhos: pelo fluxo das águas pluviais que escorrem pela superfície terrestre alcançando canais e rios, que desembocam nos mares e pelo deságue das estações de tratamento de efluentes das águas residuais. O plástico, por ser leve, também pode ser levado pelo vento e pode ter entrada direta através de atividades como a pesca e transporte marítimo (CHEN, FENG, WANG, 2020; UNEP 2022).

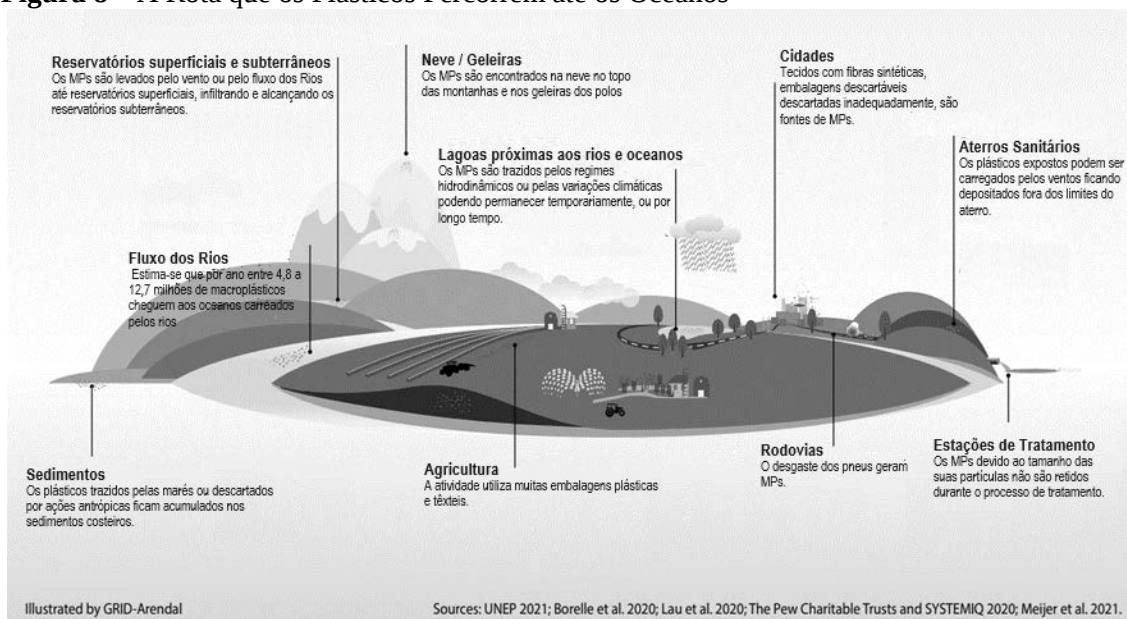
Figura 7 – As Fontes terrestres dos plásticos que poluem os oceanos



Fonte: Adaptado da UNEP, 2021.

Os furacões, as tempestades e os tsunamis são eventos isolados que causam grandes danos às infraestruturas das regiões litorâneas, arrastando um volume enorme de resíduos e principalmente os plásticos em razão de sua leveza (GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION 2019; NOAA, 2015; UNEP, 2022) (Figura 8).

Figura 8 – A Rota que os Plásticos Percorrem até os Oceanos



Fonte: Adaptado da UNEP, 2021.

As regiões marinhas próximas ao deságue das águas residuais provenientes das estações de tratamento registram uma concentração maior de fibras sintéticas provenientes das lavagens

dos tecidos (BROWNE *et al.* 2011; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME 2022).

Os MPs primários são utilizados nos processos de produção dos plásticos que empregam como matéria-prima micropartículas designadas “pellets”. Esse material alcança o ambiente na disposição inadequada durante as etapas de fabricação e na perda casual durante o transporte; por esse motivo, frequentemente são encontrados próximos a áreas portuárias, complexos industriais e alto-mar. (NAPPER *et al.*, 2015; PEREIRA, 2014; OLIVATTO *et al.*, 2018).

Os plásticos, dentre as suas características, têm como a mais impactante a resistência à degradação. Porém, sua fragmentação no meio ambiente acontece quando expostos a diversos eventos ambientais, que abrangem a radiação UV, a presença de oxigênio, as mudanças de temperatura, a umidade, a ação das ondas e a exposição a contaminantes e microrganismos (OLIVATTO *et al.*, 2018).

Os MPs secundários são os fragmentos dos macroplásticos expostos às intempéries, que desencadeiam diferentes mecanismos de deterioração, podendo ser biológicas, mecânicas, foto-oxidativas, térmicas, induzidas por ozônio e hidrólises, que dependerão da composição química dos polímeros, aditivação e dos fatores ambientais. O plástico consequentemente tem suas propriedades físicas e químicas alteradas, fragilizadas, fragmentando-se em pequenos pedaços cada vez menores (NAPPER *et al.*, 2015; OLIVATTO *et al.*, 2018)

Anualmente, estima-se que cerca de 1.500 toneladas de MPs primários presentes nos produtos de cuidados pessoais são descartadas nos ambientes aquáticos, no deságue das águas residuais das estações de tratamento de esgoto (SUN *et al.* 2020). A remoção das microfibras e dos microplásticos acontece principalmente na etapa de tratamento terciário de esgoto e mesmo assim liberam 0,1% dos microplásticos (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2022). Estima-se que, por ano, 520 mil toneladas de refugos plásticos são transportadas pelas águas residuais e efluentes apenas na Europa (HORTON *et al.*, 2017). Entretanto, os microplásticos aderidos ao lodo, que pode ser disposto em terrenos agrícolas, torna-se uma fonte à qual os produtos agrícolas podem se associar. Nos períodos chuvosos, as águas pluviais transportam, além dos plásticos, filmes de embalagens, resíduos agrícolas e MPs em fertilizantes que escoam até os corpos hídricos, chegando aos oceanos.

A origem dos MPs nos oceanos são as águas de escoamento (44%), água residuais (37%), o vento (15%) e dispostos nos oceanos diretamente (4%) (HORTON *et al.* 2017; SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES 2019; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2022).

Os resíduos plásticos estão sempre se deslocando conforme a movimentação dos oceanos, das marés e as condições meteorológicas. Dependendo das suas propriedades químicas e físicas – como a densidade e o tamanho – podem ficar mais próximos à superfície, depositados no fundo dos oceanos ou até mesmo em uma profundidade intermediária (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2021).

Estima-se que a quantidade de polímeros que entrarão nos ecossistemas aquáticos poderá chegar a 23-37 milhões de toneladas por ano até 2040, quase triplicando o que foi registrado em 2016, ou seja, cerca de 9-14 milhões de toneladas por ano (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2021).

Os MPs primários utilizados na formulação de cosméticos foram proibidos por lei no Reino Unido e no Brasil. Desde 2016, foi discutido no plenário a aprovação do Projeto de Lei Federal nº 6528/2016, que proíbe a manipulação, produção, importação e comercialização, em todo o país, de produtos de higiene, cosméticos e perfumaria que possuam microesferas plásticas nas suas formulações (OLIVATTO *et al.*, 2018).

Os plásticos que circulam livremente trazidos pelas marés são empurrados pelas ondas para as areias das praias. Esse movimento constante das ondas faz com que os plásticos se quebrem por abrasão nos sedimentos costeiros. A fragmentação contínua dos plásticos faz com que eles liberem produtos químicos e alguns potencialmente tóxicos dependendo da sua composição. O acúmulo de fragmentos plásticos ao longo das linhas costeiras contribui para a inserção de poluentes orgânicos no ambiente marinho. Em torno de 32,3% transformam-se em MPs, dos quais 22,3 a 60,4 milhões de toneladas permanecem nos litorais. Entretanto, de 0,29 a 0,80 milhões de toneladas voltam aos oceanos (LEBRETON *et al.*, 2017; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2021). Os plásticos fragmentados são depositados nas areias das praias e nos ecossistemas costeiros como os mangues, as restingas e os estuários. Observa-se que as quantidades de MPs são proporcionais na superfície da praia, nas areias e nas encostas submarinas, sendo redistribuídos constantemente pelo movimento das marés (DO SUL; COSTA, 2014).

As tempestades podem liberar os MPs enterrados, gerando estados alternativos de fonte e afundamentos ao longo da mesma praia durante as intempéries das estações. As atividades antropogênicas nos litorais fazem com que as praias sejam caracterizadas por um constante giro de material disposto nas areias. Os ecossistemas costeiros podem armazenar grandes quantidades de resíduos plásticos e microplásticos, principalmente durante os períodos de maior vazão dos rios (THIEL *et al.*, 2013).

Os manguezais se distribuem ao longo dos litorais das regiões subtropicais e tropicais, chegando a aproximadamente 132.000 km² (CASEY, 2016; HAMILTON; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2021). Possuem um sistema radicular parcialmente emergente, cujas raízes aéreas que sustentam formam um filtro eficaz, que amortece a turbulência mecânica das ondas, porém aprisiona os resíduos sólidos, inclusive os plásticos de fontes terrestres, fluviais, e das águas costeiras (NORRIS *et al.* 2017; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2021). Os plásticos aprisionados nas raízes dos manguezais formam um impedimento físico, que afeta tanto a espécie vegetal como a fauna associada. Os detritos impedem a troca gasosa e liberam produtos químicos nocivos que poderão alterar importantes serviços ecossistêmicos, tais como proteção da flora e fauna costeira e o sequestro de carbono (ALMAHASHEER; DUARTE; MARTIN, 2019). Alguns estudos mostram que não se pode prever o tempo que os manguezais podem reter os resíduos nas zonas costeiras, porque dependem da hidrodinâmica dos plásticos, da alta mobilidade e da profundidade dos sedimentos (DO SUL, 2014; ALMAHASHEER; DUARTE; MARTIN, 2019).

Os resíduos plásticos mais encontrados nas praias de todo o mundo são: pontas de cigarro (22%), invólucros alimentares (16%), garrafas de plástico (14,5%), tampas de plástico para garrafas (10%), sacos de plástico para mercearia (7%), outros sacos de plástico (6,9%), palhinhas e agitadores de plástico (5,9%), recipientes de plástico para levar comida (5,8%), tampas de plástico para bebidas (5,7%) e recipientes de espuma para levar comida (5,3%) (Figura 9).

Figura 9 – Microplásticos acumulados no limite da última maré mais alta – Lopes Mendes



Fonte: Autoria Própria (2022).

Porcentagens semelhantes foram relatadas na Europa, onde os principais artigos foram garrafas de plástico para bebidas, tampas e cápsulas (24%) e pontas de cigarro (21,8%) com a adição de cotonetes (13,5%) e balões e varas de balão (2,7%) (EUROPEAN COMMISSION,

2018). O conhecimento da composição do lixo marinho recolhido na praia é importante para identificar ações apropriadas para a limpeza e redução das fontes (SCHNEIDER *et al.*, 2018; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2021).

A maior parte dos plásticos possuem densidade menor que da água do mar; por isso, flutuam dispersos na coluna d'água próxima à superfície, onde vive uma variedade de organismos marinhos. No entanto, devido à incrustação por organismos e à aderência de partículas, os plásticos positivamente flutuantes podem, ao longo de uma escala de tempo de semanas a meses, aumentar sua densidade e afundar. (COSTA; DO SUL, 2014; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2021; SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES, 2019).

Os MPs têm sido observados em diversos domínios marinhos: nas manchas de lixo e nos giros subtropicais do Oceano Atlântico Norte e Pacífico Norte (COSTA; DO SUL, 2014; CÓZAR *et al.*, 2014; ERIKSEN *et al.*, 2014; VAN SEBILLE *et al.*, 2015; SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES, 2019). Além disso, MPs também foram encontrados em amostras de sedimentos nas zonas próximas ao litoral e no abismo oceânico (WOODALL *et al.*, 2014; SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES, 2019).

Nas zonas costeiras, os MPs foram quantificados em praias arenosas; em alguns estudos pelo mundo, até em praias remotas, onde se acumulam principalmente dentro das linhas das últimas marés mais altas na superfície das areias. Há também algumas evidências de que os MPs podem ser encontrados no perfil vertical dos sedimentos das praias (TURRA *et al.*, 2014; SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES, 2019).

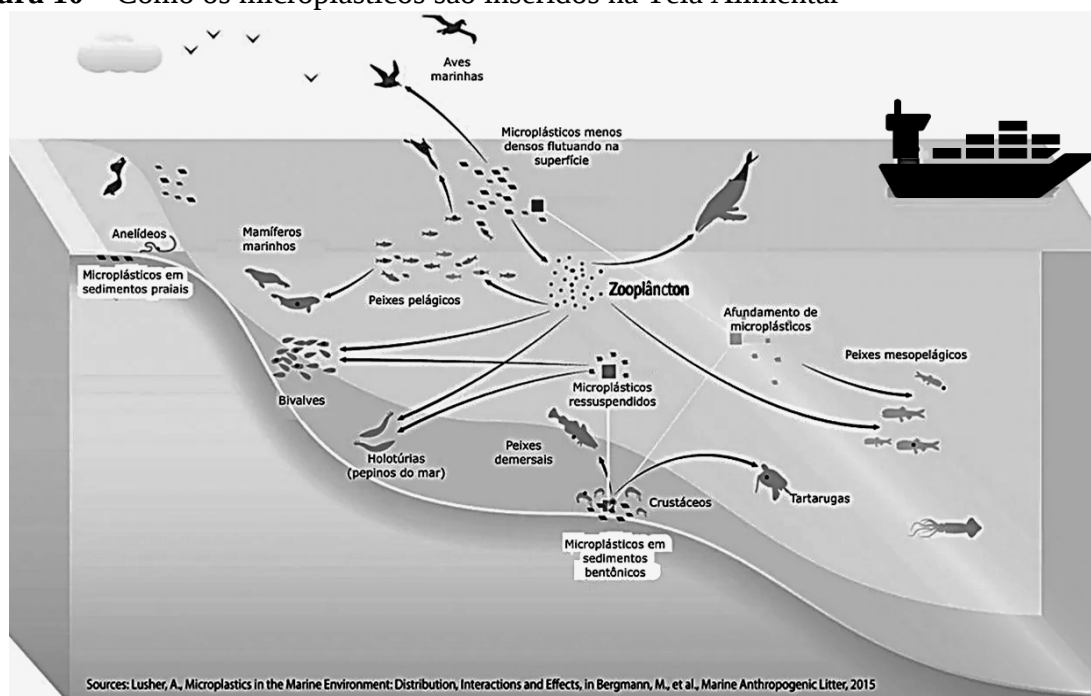
As políticas de gestão da zona costeira são instrumentos importantes para o desenvolvimento e aprimoramento de políticas de redução de resíduos após a entrada do lixo no ambiente, especialmente se forem implementadas numa base de captação (WINDSOR *et al.*, 2019). Os resíduos dispostos inapropriadamente prejudicam tanto o ambiente marinho quanto o terrestre, trazendo um prejuízo para sociedade e para o ambiente. Muitos países investem recursos significativos em infraestruturas de redução de resíduos e em políticas, estratégias e programas de sensibilização para intervir em diferentes etapas do processo dos plásticos, que vão desde a produção até a reutilização; referentes aos efeitos após a entrada no ambiente, entretanto, esses programas são escassos.

1.4 Problemas causados no ciclo ecológico

Os plásticos tornaram-se um marcador do Antropoceno, estão prestes a tornar-se parte do fóssil da Terra (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2021).

Os plásticos são a maior, mais prejudicial e mais persistente fração da poluição marinha: aproximadamente 85% de todos os resíduos encontrados nos oceanos. Provocam efeitos letais e subletais nos mamíferos, répteis, aves e peixes, bem como invertebrados, tais como bivalves, plâncton, minhocas e corais. Os seus efeitos incluem o emaranhamento, inanição, afogamento, laceração dos tecidos internos, obstrução do trato digestivo, privação de oxigênio e luz, stress fisiológico e danos toxicológicos. Também podem alterar o ciclo global do carbono através do seu efeito sobre plâncton e produção primária em água marinha, água doce e sistemas terrestres (Figura 10).

Figura 10 – Como os microplásticos são inseridos na Teia Alimentar



Fonte: Adaptado de LUSHER, A. 2015/MOOC Marine Litter.

Os MPs em algum momento funcionam como um ecossistema próprio: a platisfera, que é o transporte das colônias de bactérias e pólipos de água viva, que chegam às águas rasas dos litorais, representam um perigo para o ecossistema. O reduzido tamanho dos MPs beneficia a ingestão por vários organismos marinhos, como o plâncton, crustáceos e peixes. Os MPs possuem a mesma densidade dos fitoplânctons; por essa razão, seus movimentos são parecidos, confundindo os organismos marinhos que se alimentam com essas microalgas. As ostras e mariscos que se nutrem por meio de filtração acabam capturando os MPs. A ingestão direta dos

MPs também atinge espécies que vivem junto ao fundo dos oceanos, como os crustáceos e artrópodes; ou ainda, são ingeridos por organismos bentônicos que vivem nos sedimentos ou associados a eles (Figura 10) (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2021; SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES, 2019;).

Devido à biodisponibilidade dos MPs, estes geralmente são inseridos na base da cadeia alimentar, e conforme as espécies maiores vão se alimentando das menores, os MPs vão se acumulando na cadeia alimentar até chegar aos organismos de topo de cadeia, como os seres humanos. Um exemplo disto é supor que um pequeno organismo tenha ingerido três MPs, e um peixe tenha se alimentado de 5 destes organismos em um dia, ao final do dia ele terá ingerido 15 partículas de MPs. Assim, um consumidor do nível trófico seguinte ao consumir estes peixes diariamente, pode ter centenas de partículas no trato digestivo. Esse processo, conhecido como biomagnificação, proporcionando um aumento na concentração dos compostos na medida em que se alcançam os maiores níveis na cadeia alimentar (CÓZAR *et al.*, 2014; ERIKSEN *et al.*, 2014; SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES, 2019; VAN SEBILLE *et al.*, 2015).

O tamanho diminuto dos MPs, menores que 5 mm, embora pareça insignificante, torna-se um grande problema para vários organismos minúsculos. A ingestão pode resultar no entupimento das vias, lesionando os tecidos, causando inflamações ou feridas, além de uma falsa saciedade (SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES, 2019).

Na composição dos plásticos, aparecem vários tipos de aditivos químicos que são responsáveis por algumas propriedades como a flexibilidade, o retardamento das chamas, dentre outras que apresentam toxicidade e também favorecem a adsorção de outros contaminantes como os Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), os pesticidas (DDT), os produtos industriais (PCBs e PBDEs, as dioxinas e derivados do petróleo (HPAs) (CÓZAR *et al.*, 2014; ERIKSEN *et al.*, 2014; SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES, 2019).

Um dos maiores passivos ambientais relatados pela presença de plásticos e MPs no ambiente aquático é a biodisponibilidade para ingestão. Por apresentar um tamanho bem reduzido, os MPs acabam sendo ingeridos por organismos aquáticos de níveis tróficos inferiores, causando riscos físicos a eles, como o bloqueio do trato digestivo. Conforme o tamanho do fragmento ingerido, comparado ao tamanho da espécie animal, este pode limitar a ingestão de alimentos, causando a desnutrição, desencadeando estresse e alterações hormonais

que afetam a taxa de reprodução e crescimento (SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES, 2019; VAN SEBILLE *et al.*, 2015).

A probabilidade de ocorrerem riscos químicos da ingestão dos MPs está sendo objeto de estudos de novas pesquisas. Os MPs são potenciais vetores de transporte de contaminantes antropogênicos como os poluentes orgânicos persistentes e metais, que prontamente podem ser adsorvidos em suas superfícies hidrofóbicas ou desorvidos para os lipídeos da biota (TEUTEN *et al.*, 2007; ANDRADY, 2017; OLIVATTO *et al.*, 2018).

Os MPs também possuem riscos químicos em conúbio com a lixiviação dos aditivos químicos utilizados no processo de fabricação dos plásticos, a fim de melhorar algumas propriedades específicas do polímero. Com o aumento do tempo de residência do plástico nos oceanos, a exposição às radiações solares e o aumento da temperatura, os aditivos podem alcançar seu coeficiente de difusão, migrando para superfície do polímero, que, ao entrar em contato com o meio aquático, pode liberar essa substância para o ambiente ou organismo, provocando toxicidade (ANDRADY, 2017; SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES, 2019; OLIVATTO *et al.*, 2018; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2021).

Os ftalatos, são os aditivos químicos mais preocupantes por serem utilizados frequentemente na fabricação do plástico, ainda que seus efeitos negativos nos sistemas endócrinos estejam comprovados (ANDRADY, 2017; OLIVATTO *et al.*, 2018, SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES, 2019).

Os estudos sobre a toxicidade que os MPs podem causar à saúde humana por uma possível ingestão ainda são recentes. Porém, um estudo publicado recentemente sobre os efeitos dos MPs após a inalação sugeriu que podem ocorrer doenças respiratórias e cardiovasculares para baixas concentrações de exposição; para concentrações maiores, câncer pulmonar (PRATA, 2018; OLIVATTO *et al.*, 2018).

Os resíduos plásticos representam sérias ameaças para os meios de subsistência das comunidades costeiras, bem como para a navegação e operações portuárias. Somando os impactos econômicos nas atividades turísticas, de pesca e aquicultura, juntamente com outros custos de limpeza, estima-se que, em 2018, tenham sido gastos entre US\$ 6 a 19 bilhões de dólares mundialmente (SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES, 2019).

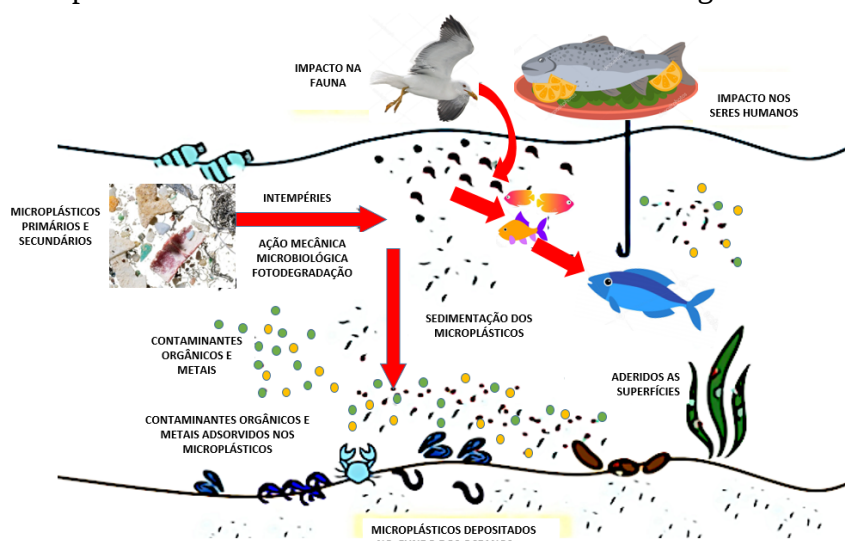
1.5 Ecotoxicidade em Espécies Marinhas

Os estudos ecotoxicológicos feitos durante os últimos cinco anos para detectar, caracterizar e quantificar o destino dos MPs e os distúrbios causados por eles nos organismos incluíram citotoxicidade, absorção, alterações na configuração das proteínas, danos no DNA, efeitos genotóxicos, fagocitose e dobramento de genes (BARBOSA *et al.*, 2019).

Os registros de estudos sobre a transferência trófica ainda são limitados. O intervalo entre a ingestão e a retenção intestinal são importantes para definir o tempo de exposição interna e, conseqüentemente, a fragmentação digestiva, mas ainda é pouco conhecido. A biota é considerada um reservatório temporal para os MPs no ambiente, no entanto, não se sabe qual fração de MPs que residem na biota marinha quando comparada a outras, como a coluna de água ou o fundo do mar. Atualmente ainda não há um método definido para a caracterização e nem para quantificação dos MPs nos organismos ou nos ambientes. (COZAR *et al.*, 2014; DAWSON *et al.*, 2019; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2021)

A exposição externa aos MPs ocorre quando estes entram em contato com as superfícies das espécies. No caso dos organismos que possuem brânquias, os MPs alojam-se nessa região e depois penetram nas partes internas. A extensão dessa exposição externa irá depender da concentração, distribuição, tamanho dos MPs e especificidade do organismo. Os resultados apresentados pelos estudos de campo informaram que os MPs são ingeridos por uma grande variedade de táxons marinhos de níveis tróficos diferentes, como as aves que se alimentam de peixes, os mamíferos marinhos de peixes e os invertebrados (cracas, mexilhões, pepinos-do-mar e zooplâncton) (Figura 11). (GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION, 2015; PALESTINI e DONGO, 2019)

Figura 11 – Microplásticos ambientais vetores de contaminantes orgânicos e metais



Fonte: Adaptado de Palestini e Dongo, 2019.

No Brasil, os escassos estudos sobre a influência mútua dos MPs nos organismos aquáticos têm sido documentados pela comunidade científica (COLABUONO *et al.*, 2010; COLLIGNON, *et al.*, 2012; HARTMANN, *et al.*, 2017; OLIVATTO *et al.*, 2018; POSSATTO *et al.* 2011). Colabuono *et al.* (2010) pesquisaram a ocorrência de MPs no trato digestivo de aves marinhas no Sul do Brasil, relacionando-a com a presença e as concentrações de poluentes orgânicos persistentes (POPs) nos tecidos do organismo estudado, sugerindo que os MPs podem ser um vetor de transporte dos POPs para os animais.

Possatto *et al.* (2011) e Vendel *et al.* (2017) mostram em seus resultados a presença de MPs nas amostras estomacais de várias espécies de peixes coletadas nos estuários do Nordeste do país. Todas as espécies que foram investigadas tiveram resultados significativos de contaminação por partículas plásticas.

Santana *et al.* (2016), pesquisaram a incidência de MPs em amostras biológicas de mexilhões extraídos no Estuário de Santos, localizado no Sudeste do Brasil, 75% das amostras analisadas estavam contaminadas por MPs.

No Brasil, o assunto sobre MPs ainda é recente na bibliografia científica. As pesquisas sobre a presença, distribuição e análise química dessas partículas nas amostras de sedimentos arenosos e na água estão concentradas na região costeira do Nordeste e Sudeste do país (OLIVATTO *et al.*, 2018).

No Nordeste, foram coletadas amostras de MPs para serem caracterizadas e quantificadas em diferentes praias e no estuário do Rio Goiânia, localizado no Estado de Pernambuco. (DO SUL *et al.*, 2014; FISNER *et al.*, 2013; OLIVATTO *et al.*, 2018)

Na Região Sudeste do Brasil, os MPs foram coletados na região costeira do Estado de São Paulo e na Baía de Guanabara, no município do Rio de Janeiro. Em São Paulo, as amostras de MPs coletadas foram nas areias de diferentes praias. Além da caracterização e quantificação dessas partículas, também foram estudadas as interações de pellets com poluentes orgânicos persistentes e metais adsorvidos. Na Baía de Guanabara, as amostras dos MPs foram coletadas no sedimento arenoso de diferentes praias e em águas superficiais. Na água, foi utilizada uma rede de plâncton para a coleta das amostras, tanto no Município de Niterói quanto no município do Rio de Janeiro. (CARVALHO e NETO, 2016; FISNER *et al.*, 2013; OLIVATTO *et al.*, 2018) Na Ilha da Trindade também foi relatada a presença de MPs em áreas remotas do país. (PETERSEN *et al.*, 2016)

As diferentes formas de contaminação por MPs ainda necessitam de avaliações mais desenvolvidas para que sejam definidos os métodos de análise mais específicos para os procedimentos de coleta e caracterização tanto qualitativa quanto quantitativa desse tipo de resíduo. Só assim, os estudos serão mais precisos e os resultados das medições dos prováveis impactos causados pelos MPs em diferentes matrizes ambientais e nos produtos de consumo para o ser humano terão um grau de realismo maior, ou seja, representando com maior fidelidade o que de fato ocorre nos ambientes naturais.

A enorme “ilha” de plástico formada no Oceano Pacífico com aproximadamente cerca de 1,6 milhões de quilômetros quadrados pesando em média 79 mil toneladas, localizada entre a Califórnia e o Havaí, tem abrigado um ecossistema admirável composto de pequenos seres-vivos como as microalgas e outras espécies de plantas, além de invertebrados como moluscos e esponjas, que geralmente são encontradas em zonas costeiras, estão sendo atraídas para viverem em alto mar. (GIBBENS, 2024)

As superfícies plásticas cujas propriedades hidrofóbicas e inertes beneficiam a incrustação e formação de biofilmes com uma certa velocidade, se desenvolve primeiramente a adsorção de moléculas orgânicas dissolvidas na água e posteriormente a fixação de células bacterianas e células eucariontes, larvas e esporos e conseqüentemente a fixação de invertebrados e algas, majorando o grau da bioincrustação na superfície plástica. A acumulação dos nutrientes provenientes do biofilme na superfície excita a respiração e o crescimento microbiano, criando um ambiente favorável à colonização desses organismos, denominados

“*plasticphere*” (GIMILIANI, 2021; ZETTLER, *et al.*, 2013; LOBELLE e CUNLIFFE, 2011). Assim as superfícies plásticas tornam-se áreas de fixação das comunidades microbianas que eventualmente não estão presentes no ambiente natural, como as bactérias capazes de degradar hidrocarbonetos e as cianobactérias bentônicas que vivem associadas às algas marinhas. (GIMILIANI, 2021; LOBELLE e CUNLIFFE, 2011).

Os MPs têm apresentado uma grande variedade taxonômica de colônias bacterianas, principalmente as espécies patogênicas quando comparada aos táxons livres presentes nas águas e sedimentos superficiais, favorecendo a fixação de bactérias específicas do plástico na superfície do polímero, o que faz com que o plástico seja o novo habitat a ser compreendido na biodiversidade microbiana e na alteração dos ecossistemas marinhos (GIMILIANI, 2021; WU *et al.*, 2020; DUSSUD *et al.*, 2018),

Segundo os resultados de Agostini (2023), os pellets de polipropileno, são favoráveis a presença de bactérias que estão diretamente relacionadas à degradação de hidrocarbonetos influenciados pelo tipo do substrato do polímero e não pela localização geográfica. Os grupos mais representativos pertencem às classes Gammaproteobacteria, Alphaproteobacteria, Bacteroidetes (Bacteria) e Nitrosopumilaceae (Archaea), os estudos são recentes e buscam investigar a *plasticphere* de mar profundo com o intuito de colaborar para conhecer esse novo micro-habitat. (AGOSTINI, 2023).

CAPÍTULO 2: METODOLOGIA

2 MATERIAIS E MÉTODOS

A presente pesquisa foi realizada de forma sequencial e em 5 etapas – com caráter exploratório, qualitativo e quantitativo – sendo elas: (i) Seleção da área de estudo, (ii) Coleta de amostra dos sedimentos e águas costeiras, (iii) Extração dos MPs, (iv) caracterização dos sedimentos quanto à composição granulométrica; teor de umidade e teor de matéria orgânica e presença de metais (v) Caracterização quantitativa e qualitativa dos MPs das áreas costeiras no que tange à forma, tamanho, cor, tipo de polímero e metais adsorvidos.

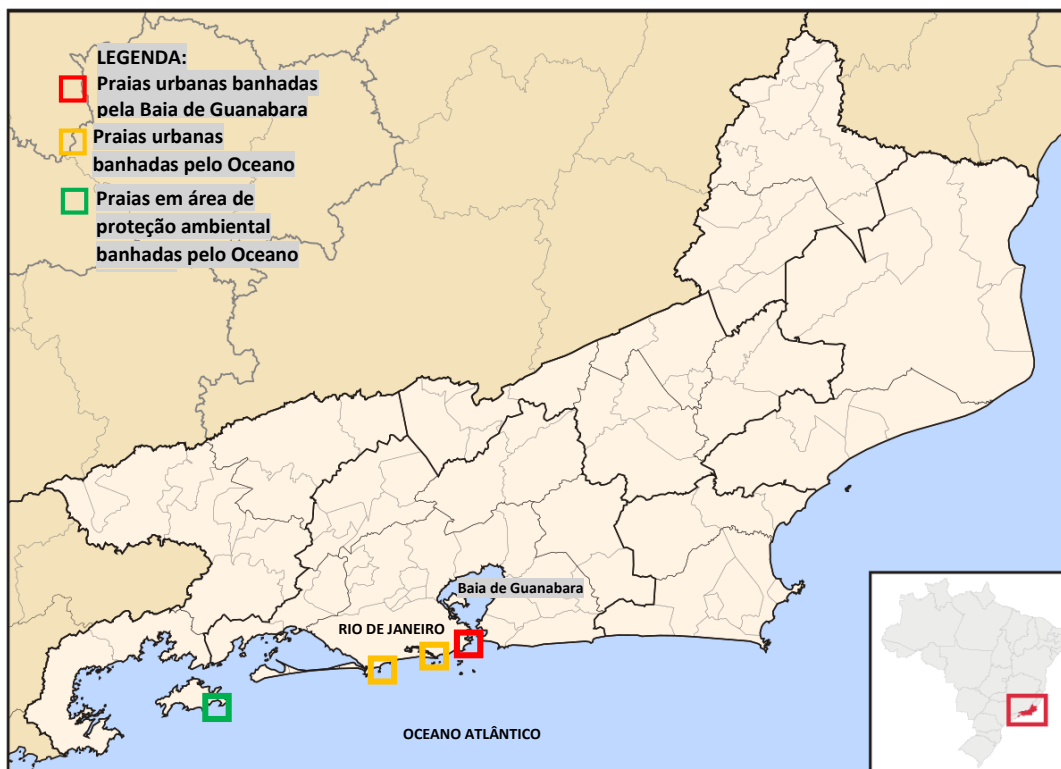
2.1. Primeira etapa: Seleção das áreas de Estudos

2.1.1. Áreas das coletas das amostras de sedimentos

Para as 4 campanhas de coletas de amostras de sedimentos para esta pesquisa foram selecionadas 9 praias de modo a representar o litoral do Rio de Janeiro como um todo e por serem áreas historicamente impactadas desde o início da ocupação do litoral.

No estado do Rio de Janeiro, situadas numa região insular e em uma área de proteção ambiental da Ilha Grande, localizada no Litoral Sul da Baía da Ilha Grande foram selecionadas 3 praias: Vila de dois Rios (PR1), Santo Antônio (PR2) e Lopes Mendes (PR3). Tais praias também apresentavam características de praias expostas e banhadas pelo Oceano Atlântico. Foram escolhidas, ainda, 6 praias cariocas inseridas na malha urbana, sendo 4 praias abrigadas: Flamengo (PR4), Botafogo (PR5), Urca (PR6) e Praia Vermelha (PR7) banhadas pela Baía de Guanabara e 2 praias expostas: Ipanema (PR8) e Pontal (PR9) banhadas pelo Oceano Atlântico (Figura 12).

Figura 12 – Localização das Praias Seleccionadas para a Coleta das Amostras de Areia



Fonte: Adaptado Mapa 1: Municípios e mesorregiões do Rio de Janeiro.

A Ilha Grande é a maior ilha do litoral sul do estado do Rio de Janeiro, possuindo aproximadamente 193 km². Está inserida num trecho do litoral brasileiro pertencente à Bacia de Santos (MOHRIAK, 2003), que abriga a principal fronteira petrolífera do país devido à extração de petróleo na camada do pré-sal, com as instalações do Terminal Petrolífero da Baía da Ilha Grande. As instalações das Usinas Nucleares de Angra 1, 2 e 3 – esta última, ainda em construção –, elevam a região da Ilha Grande num cenário de crescimento tanto industrial quanto econômico.

A Ilha Grande (Figura 13) possui destaque na área turística com projeção não só no país como também no âmbito internacional. Diante das iniciativas do Estado do Rio de Janeiro de criação do Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG) e da Área de Proteção Ambiental (APA) de Tamoios (RIBEIRO *et al.*, 2010).

A Ilha Grande está situada no litoral sul do Estado do Rio de Janeiro entre as latitudes 23°04' e 23°14'S as longitudes 044°05' e 044°23'W, na porção central da Baía da Ilha Grande, pertencente ao Município de Angra dos Reis (Figura 13).

O litoral norte da Ilha é voltado para o continente, banhado pela Baía; o litoral sul, pelo Oceano Atlântico.

Figura 13 – Localização das praias estudadas no litoral sul da Ilha Grande (RJ): Dois Rios (PR1); Santo Antônio/Caxadaço (PR2) e Lopes Mendes (PR3).



Fonte: Adaptado do Google Maps, 2023.

A Ilha Grande possui altitudes inferiores a 500 m em relação ao nível do mar, com exceções, no caso do Pico do Papagaio (com 959 m) e da Serra do Retiro (com 1031 m), seu entorno é caracterizado pela planície costeira fluviomarinha. O clima na região da Ilha Grande é tropical, com temperatura média entre 20°C e 26°C, porém durante o verão costuma ser mais elevada, intensamente marcado pelas chuvas abundantes. A pluviosidade, em torno de 2000 mm por ano, é considerada alta, e está relacionada à aproximação das massas de ar úmidas vindas do Oceano Atlântico, aliadas a uma intensa insolação e à influência do relevo, que atua como uma barreira orográfica (SILVA *et al.*, 2020).

A Ilha é protegida por Unidades de Conservação (Parque Estadual da Ilha Grande, a Reserva Biológica da Praia do Sul e o Parque Estadual Marinho do Aventureiro) com o objetivo de preservar o bioma da Mata Atlântica e seus ecossistemas. A floresta ombrófila densa, que cobria quase toda a ilha, hoje é representada por formações secundárias, principalmente na parte norte e nas áreas próximas às vilas. No ano de 2019, a Ilha Grande passou a ser considerada como Patrimônio Cultural e Natural Mundial pela Unesco, tornando-se, a partir de então, o primeiro sítio misto do Brasil.

O litoral da Ilha Grande apresenta diversos ambientes e ecossistemas costeiros representativos, que são influenciados por diversos processos naturais (ressacas), antrópicos (turismo, pesca artesanal, navegação, moradia) e suas variáveis, estando em constante mudança,

tentando alcançar uma situação de equilíbrio dinâmico através do confronto entre as diversas ações que exercem influência sobre o litoral da Ilha (SILVA *et al.*, 2020).

Tais aspectos reforçam a necessidade de realização de estudos sobre a presença e caracterização dos MPs, diante do rápido crescimento das atividades ligadas ao turismo e à indústria na região. As praias situadas no setor meridional-oriental são expostas e banhadas pelo Oceano Atlântico, inseridas em áreas de proteção ambiental de difícil acesso, realizadas somente por trilhas ou barcos (SILVA *et al.*, 2020). Conforme a Figura 13, as 3 (três) praias selecionadas estão localizadas no litoral sul: Dois Rios (PR1); Santo Antônio (PR2) e Lopes Mendes (PR3).

A praia de Dois Rios (PR1) leva o nome por estar localizada entre dois rios, suas areias amarelas têm aproximadamente um arco praial de 1.272 metros de extensão, situada na latitude -23,18551 e longitude -44,185119 (ILHA GRANDE, 2022).

É propícia para a prática de surf e pescaria por estar voltada para o mar aberto no litoral sul da Ilha (Figura 14). A fama do local foi devido à presença do extinto presídio Cândido Mendes, que, talvez, tenha sido um dos responsáveis pela preservação da Ilha Grande porque inibiu até 1993 a atividade turística.

Figura 14 – (A) Vista aérea da Praia de Dois Rios a seta vermelha indica o local onde foi realizada a coleta das amostras de sedimentos; (B) Vista do local de coleta das amostras de sedimentos.



Fonte: Site da Ilha Grande (A); A autora, 2022 (B).

Hoje as instalações do antigo presídio passaram a ser o CEADS (Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentado) administrado pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). A Vila de Dois Rios acolhe cerca de 150 moradores (ILHA GRANDE, 2022).

A Praia de Santo Antônio (PR2) é pequena, discreta e bem agradável. A areia é fina e branca compartilhando sua orla com a presença de pedras enormes.

O mar a maior parte do tempo é agitado o que faz com que seja muito procurada para a prática do surf. É uma praia de pouca profundidade e a transparência da água é impressionante, assim como sua variação de tonalidades (Figura 15).

No lado direito há um riacho de água doce, que desemboca nas areias da praia. O acesso à praia de Santo Antônio é somente por trilhas ou pelo mar. O terreno é pouco acidentado e a vegetação pouco densa (ILHA GRANDE, 2022).

Figura 15 – (A) Vista da Praia de Santo Antônio, a seta vermelha indica o local de coleta das amostras de sedimentos; (B) Marcação do ponto de coleta e frasco de sedimentos superficiais.



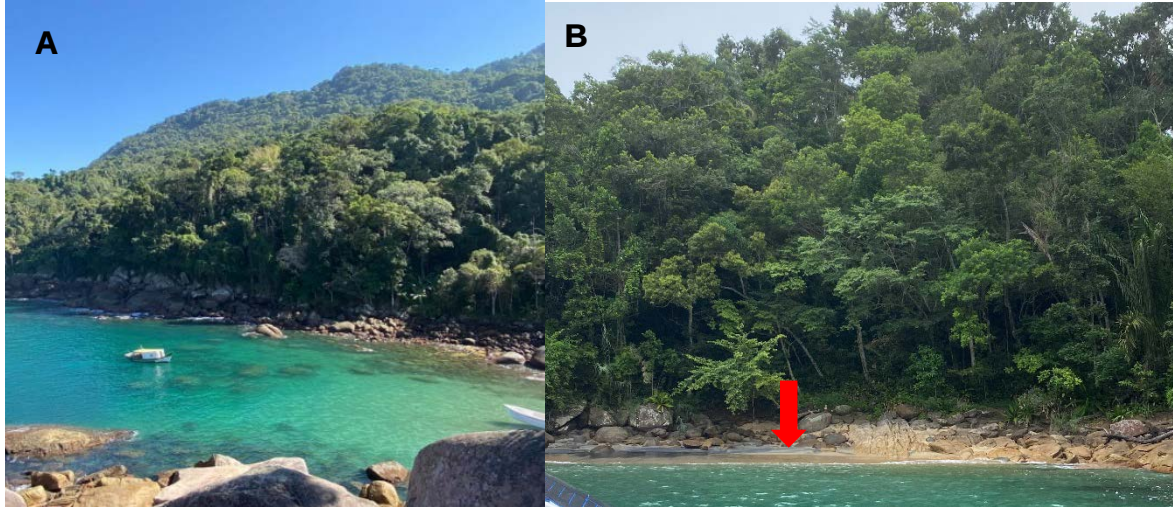
Fonte: A autora, 2022.

Na campanha de Inverno de 2023, devido às condições do mar foi inviabilizada a coleta na praia de Santo Antônio. A fim de concluir a última campanha de coleta, optou-se pela praia adjacente a Santo Antônio, Caxadaço (Figura 16).

A praia do Caxadaço possui um arco praial com apenas 15 metros de extensão, selvagem, deserta, mística, com areia fina, de tons dourados e preto e nela deságua um pequeno riacho de água natural potável, rodeada por morros escarpados com vegetação densa, é uma praia oceânica, com águas muito verdes, claras e tranquilas.

Essa praia fica escondida atrás de uma ponta de pedra, imperceptível para quem navega mesmo próximo à costa (ILHA GRANDE, 2023).

Figura 16 – (A) Vista superior da Praia do Caxadaço (A); (B) Vista da faixa de areia da praia, a seta vermelha indica o local da coleta das amostras de sedimentos.

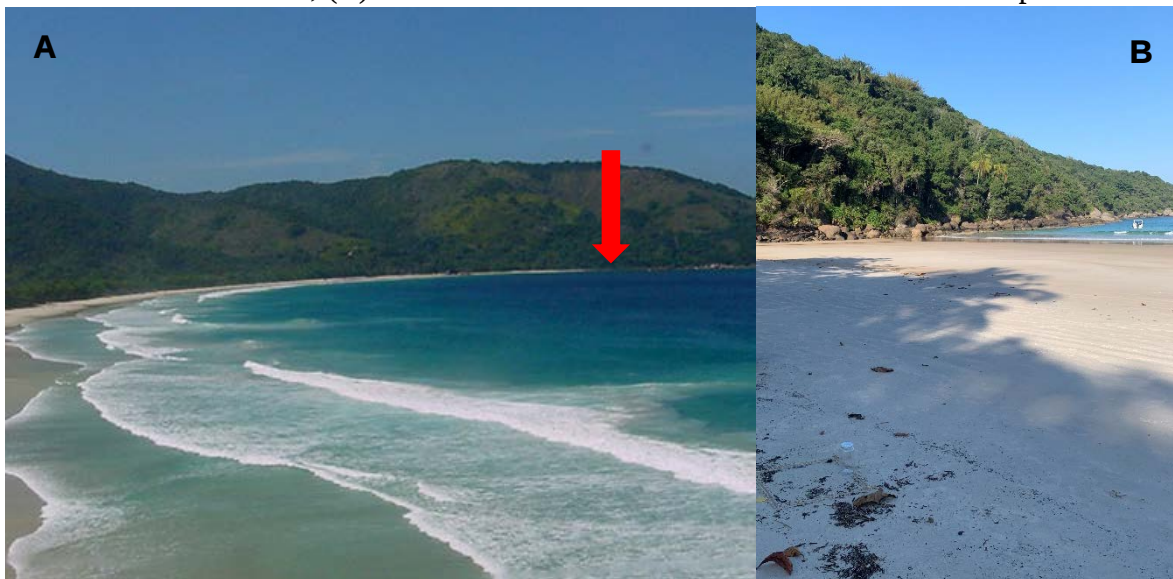


Fonte: A autora, 2023.

Lopes Mendes foi habitada pela comunidade caiçara, quando a Colônia Penal de Dois Rios estava funcionando, mas hoje é uma praia praticamente deserta com uma orla arborizada, situada na Latitude -23,1734237 e Longitude -44,1309863 com um arco praial de 2.410 metros (Site da Ilha Grande, 2023).

A praia de Lopes Mendes (PR3) está localizada na costa oceânica, de frente para o Sul, com aproximadamente 3 km de areia branca, muito fina e firme (Figura 17).

Figura 17 – (A) Vista da Praia de Lopes Mendes, a seta vermelha indica o local da coleta das amostras de sedimentos; (B) Vista do local da área de coleta dos sedimentos superficiais.

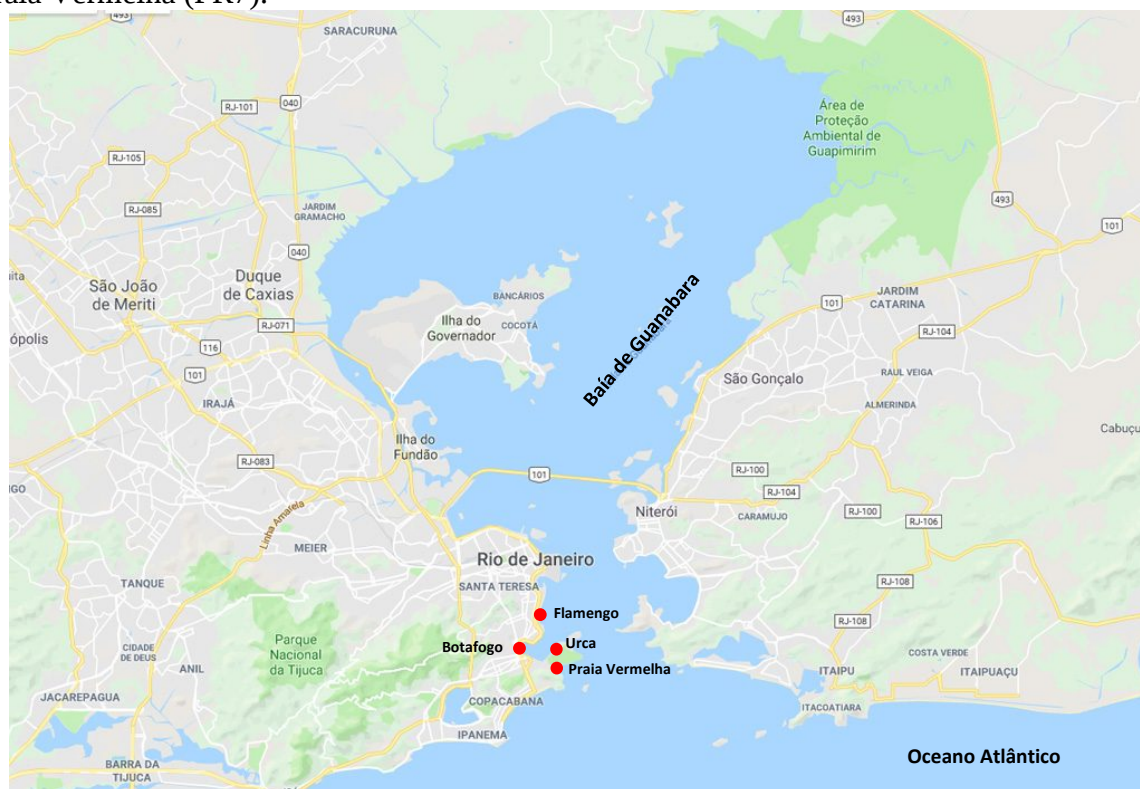


Fonte: Site da Ilha Grande (A); A Autora, 2023 (B).

As praias do Flamengo (PR4), Botafogo (PR5), Urca (PR6) e Praia Vermelha (PR7) estão inseridas na malha urbana, situadas na Zona Sul da Cidade, na entrada da Baía de

Guanabara (Figura 18). Essas praias sofrem influência da poluição existente na Baía provenientes de diversas fontes como: atividades portuárias (desde 1910), despejo de óleo por parte das atividades ligadas ao refino e exploração de petróleo, turismo, pesca e descarte inadequado – por parte da população – tanto nas areias das praias quanto nos rios que deságuam na Baía. Além disso, também recebem uma parcela pequena de esgoto doméstico cujo tratamento ainda é inadequado (SOARES-GOMES *et al.*, 2016)

Figura 18 – Localização da área de estudo na entrada da Baía de Guanabara, os pontos vermelhos indicam a localização das praias: Flamengo (PR4); Botafogo (PR5); Urca (PR6) e Praia Vermelha (PR7).



Fonte: Adaptado de Google Maps, 2023

A composição da topografia no entorno da Baía de Guanabara é diversificada; ao norte está situada a Serra do Mar com montanhas de diferentes alturas, onde os pontos mais elevados alcançam os 2.000 metros de altura. As montanhas mais baixas estão entre 500 e 1.000 metros.

Os rios que descem pelas escarpas da Serra têm um grande poder erosivo. Nos deltas o afluxo fluvial acende estuários que abrigam ecossistemas de manguezais na foz dos principais rios, principalmente a nordeste da Baía (SILVA *et al.*, 2016).

Os demais habitats comuns são florestas costeiras marginais remanescentes em áreas rurais (28 km²), manguezais (90 km²), pântanos (75 km²), além de 47 praias arenosas, 65 ilhas,

costas rochosas (3km²) e o sublitoral de fundo macio (AMARAL, 2021). Na Figura 19, estão as vistas das praias estudadas no momento das coletas das amostras de sedimento.

Figura 19 – Vista das Praias do Flamengo (A), Botafogo (B), Urca (C) e Vermelha (D), as setas vermelhas indicam o local da coleta das amostras dos sedimentos superficiais.



Fonte: a Autora, 2023.

A praia de Ipanema (PR8) foi escolhida por estar localizada na Zona Sul do Rio de Janeiro, entre o Arpoador e o Jardim de Alah. É uma das praias mais famosas do país, com intensa atividade turística e de recreação, num bairro que abriga uma população de classe média alta. O arco praial possui uma extensão em torno de 4 km. O canal do Jardim de Alah faz a divisão das praias de Ipanema e do Leblon (Figura 20). Esse canal recebe o deságue de esgoto proveniente de ligações clandestinas em galerias pluviais e faz a conexão das águas da lagoa Rodrigo de Freitas ao Oceano. No final da praia do Leblon, também há um outro canal na Rua Visconde de Albuquerque, com alto potencial poluidor.

Figura 20– Localização da área de coleta das amostras de sedimentos na Praia de Ipanema junto ao posto 9 (ponto vermelho); indicação do emissário submarino (ESEI – tracejado vermelho).



Fonte: Adaptado do Google Maps, 2023.

O Emissário Submarino de Esgoto em Ipanema (ESEI), primeiro emissário projetado no Brasil, na década de 70, é uma tubulação de 2,4 metros de diâmetro e aproximadamente 4.325 metros de extensão, mais ao largo da costa, com uma vazão de cerca de $6 \text{ m}^3/\text{s}$, através dos 180 difusores na sua extremidade (Figura 20) (GUERRA, 2000). Na Figura 25, foi registrado a vista do local no momento da coleta na Praia de Ipanema.

Figura 21 – (A) Vista do local de coleta das amostras de sedimentos na Praia de Ipanema; (B) Material utilizado para a coleta das amostras de sedimentos superficiais.

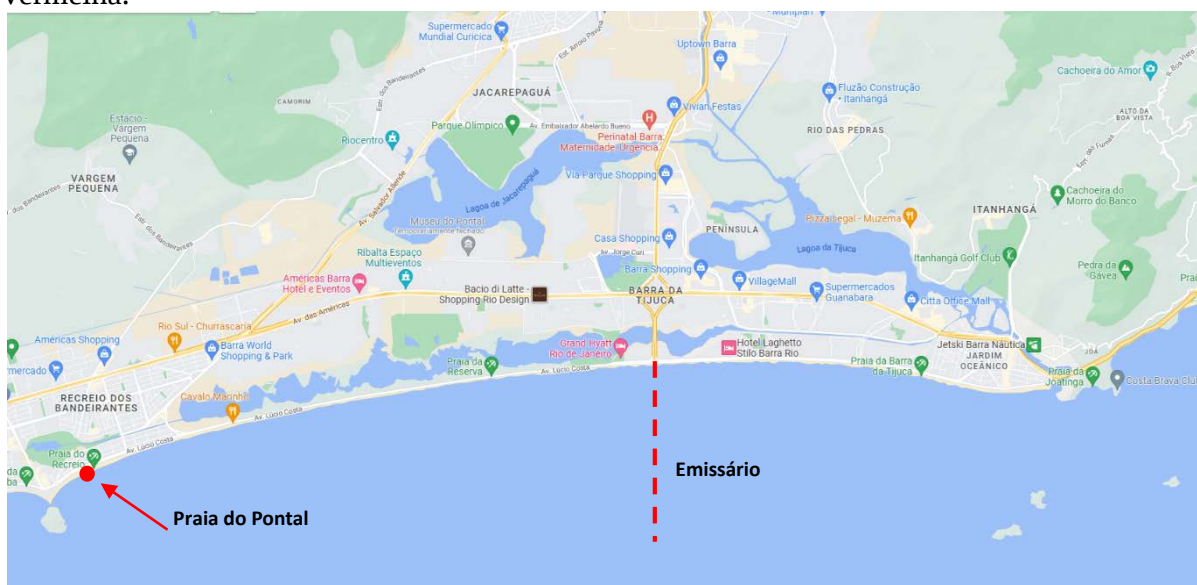


Fonte: a Autora, 2023.

A praia do Pontal (PR9), no final do Recreio dos Bandeirantes, é o trecho final dos 18 km de arco praial da Barra da Tijuca, que inicia no Quebra Mar.

A praia da Reserva é o trecho entre a praia da Barra da Tijuca e a praia do Recreio dos Bandeirantes, que preserva o contorno original do arco praial e a flora característica da região. (Figura 22).

Figura 22 – O ponto vermelho indica a localização da área de coleta das amostras de sedimentos na Praia do Pontal; a localização do emissário está indicada com a linha tracejada vermelha.



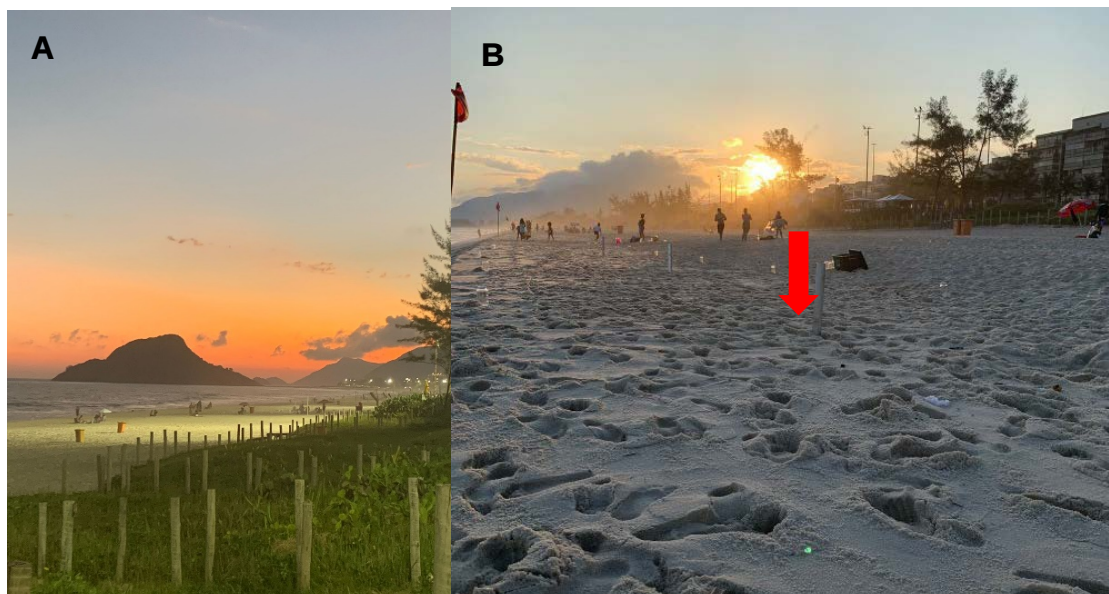
Fonte: Adaptado do Google Maps, 2023.

As praias da Barra da Tijuca e do Recreio estão sob influência do canal da Joatinga, sendo a única conexão do complexo lagunar da Baixada de Jacarepaguá, que está em um estágio avançado de eutrofização (CUNHA, 2020).

A partir de 2007, o emissário submarino da Barra entrou em funcionamento e passou a interferir na balneabilidade de todo arco praial, inclusive dos trechos situados mais a oeste, que possuíam os menores índices de colimetria de todo litoral Carioca (GOMES; MONTEZUMA; NAME, 2011).

A Figura 23, mostra o local de coleta, embora inserido numa zona urbanizada ainda há uma preocupação maior com o ambiente natural, com áreas de preservação da vegetação local e construções com gabaritos menores.

Figura 23 – (A) Vista do local de coleta das amostras na praia do Pontal de Sernambetiba; (B) Local da coleta das amostras de sedimentos indicado (seta vermelha).



Fonte: A Autora, 2023.

2.2. Segunda Etapa: Campanhas das Coletas

Nesta segunda etapa foram definidos os desenhos amostrais para a realização das amostras de sedimentos e águas costeiras nas praias inseridas na área a ser estudada na presente pesquisa. O desenho amostral (item 2.3.1) foi definido a fim de ser o mesmo para as coletas de sedimentos em todas as praias.

2.2.1. Áreas das coletas das amostras de águas costeiras

Durante o ano de 2023 foi realizada uma campanha amostral com a coleta de 12 amostras das águas costeiras do litoral carioca (Figura 24) entre as praias de São Francisco em Niterói até o Pontal de Sernambetida: São Francisco (RJ01); Urca (RJ02); Praia Vermelha (RJ03); Copacabana (RJ04); Ipanema (RJ05); São Conrado (RJ06); Ilhas Tijucas (RJ07); Barra (RJ08); Reserva (RJ09); Recreio (RJ10); Ilhas Cagarras (RJ11); Flamengo (RJ12), Praia do Pontal no Recreio dos Bandeirantes.

Figura 24 – Localização dos pontos amostrais das águas costeiras do Município do Rio de Janeiro



Fonte: Adaptado do Google Earth, 2024.

No Litoral Sul da Ilha Grande foram coletadas 4 amostras das águas oceânicas (Dois Rios (IG01); Santo Antônio (IG02); Lopes Mendes (IG03); Santo Antônio/Dois Rios (IG04) do (Figura 25).

Figura 25 – Localização dos pontos amostrais das águas costeiras do Litoral Sul da Ilha Grande

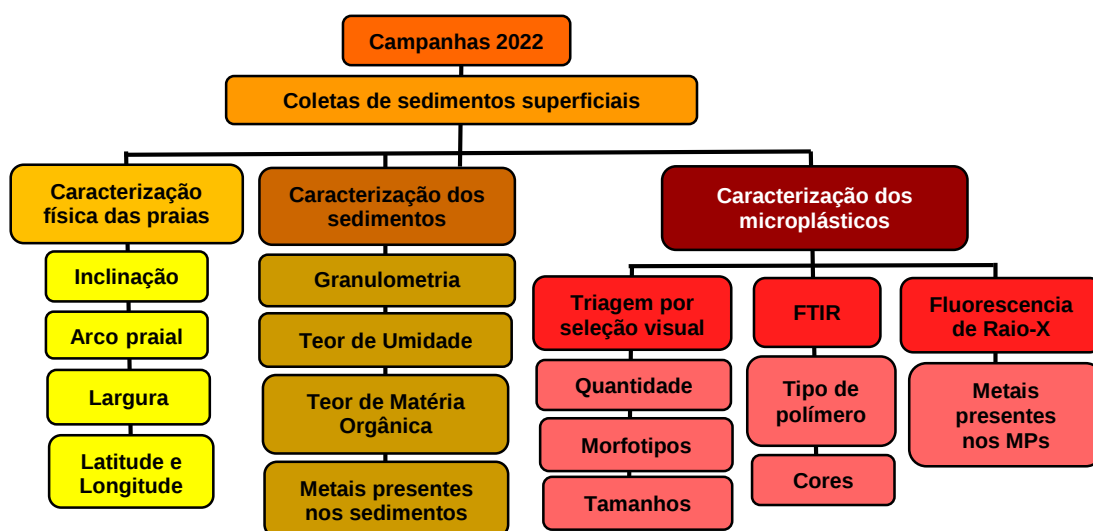


Fonte: Adaptado do Google Earth, 2024.

2.2.2. Campanhas de coleta das amostras de sedimentos costeiros

As campanhas de coleta das amostras de sedimentos aconteceram durante os anos de 2022 e 2023. As campanhas foram realizadas em dois períodos distintos: seco e chuvoso (inverno e verão) a fim de caracterizar períodos secos e chuvosos. Em cada campanha de 2022 foram coletados 10 pontos de amostras em cada uma das 9 praias, com tipologias diferentes, a fim de verificar a influência das características físicas das praias na presença de MPs e seus diferentes tipos (formas), tamanhos, cores e composição dos polímeros. Ainda foi conduzida uma investigação sobre os elementos químicos adsorvidos nas superfícies dos MPs. Após um amplo levantamento bibliográfico, um único método de coleta das amostras de areia foi adotado para todas as campanhas (2022 e 2023), por ser a técnica mais acessível, exigir pouca infraestrutura e ser relativamente de baixo custo. Essa metodologia de coleta vem sendo adotada por pesquisadores de grupos de preservação ambiental em várias partes do mundo frequentemente. (RYAN, *et al.*, 2009) As observações quantos às características físicas das praias foram avaliadas durante as coletas de amostras em cada praia. A triagem dos MPs no coletado foi realizada em laboratório no LABIFI (Laboratório de Biorremediação, Fitotecnologias e Inovação em Tratamento de Água e efluentes) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), onde foram analisados também alguns parâmetros físicos e físico-químicos das amostras. As campanhas de 2022 foram realizadas de acordo com o fluxograma da Figura 26.

Figura 26 – Fluxograma das campanhas de 2022 das coletas de amostras de sedimentos superficiais nos períodos seco e chuvoso.



Fonte: À autora.

Na campanha de 2023, além da metodologia proposta para as coletas de 2022 (Figura 26), foi incluído um ponto (PM1) alinhado ao (P3 e P8) na linha da maré mais recente e 3 pontos de amostragens de profundidade (30 cm) nas praias do município do RJ, o material foi coletado a cada 10 cm com o auxílio de um amostrador cilíndrico de metal (Figura 27).

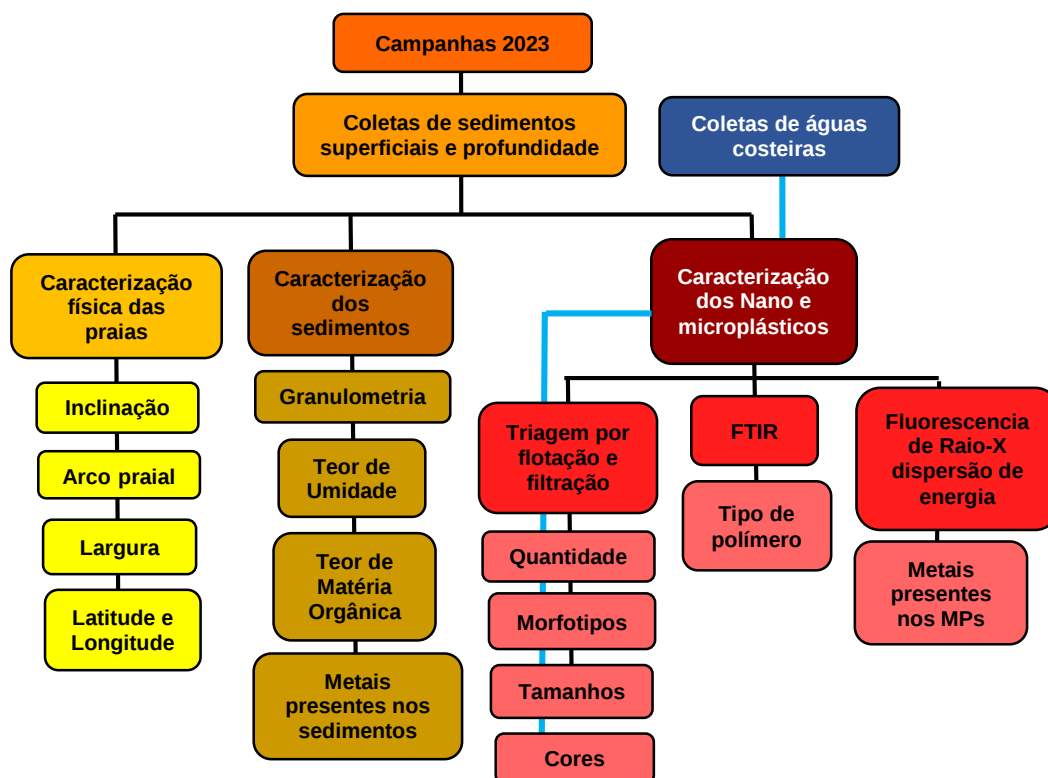
Figura 27 – Amostrador metálico cilíndrico para coleta de profundidade de sedimentos



Fonte: A autora.

As campanhas de 2023 foram realizadas conforme mostra o fluxograma da Figura 28. Nas campanhas do referido ano, além dos sedimentos superficiais e de profundidade, foram coletadas águas costeiras do litoral do Município do Rio de Janeiro e Litoral Sul da Ilha Grande durante a estação chuvosa (verão), assim como foi apresentado anteriormente.

Figura 28 – Fluxograma das campanhas de 2023 das coletas de amostras de sedimentos superficiais nos períodos seco e chuvoso, e águas costeiras no período chuvoso.



Fonte: À autora.

2.3.1 Desenho amostral das coletas de sedimento

As coletas foram realizadas em dois períodos distintos, sendo um na estação chuvosa (verão) e de alta temporada (fevereiro de 2022 e março de 2023), na qual era esperada uma alta frequência de pessoas nas praias. O outro período na estação seca (inverno) e na baixa temporada (julho 2022 e agosto de 2023), quando se esperava uma baixa frequência de pessoas nas praias. As coletas ocorreram sempre às segundas-feiras no horário da maré baixa, por ser o primeiro dia útil após o fim de semana.

Na ocasião do levantamento de campo os parâmetros físicos, como: extensão, largura, declividade, altura da maré foram avaliadas em campo ou avaliadas com o auxílio do Google Earth (versão 2023). A fim de realizar as campanhas de coleta na zona entremarés (zona que fica exposta na maré mais baixa) foi consultada a tábua de marés da Ilha Fiscal (MARINHA DO BRASIL, 2022; 2023), com o objetivo de saber qual dia e horário da maré de sizígia (são as marés que ocorrem nas luas nova e cheia, quando os efeitos lunares e solares atuam em conjunto, se reforçam uns aos outros, produzindo as maiores marés altas e as menores marés baixas), revelando assim a linha preamar, buscando coincidir as campanhas o mais próximo ao horário da maré 00 (mais baixa do dia).

As duas campanhas de coletas realizadas no ano de 2022 foram para definir um perfil da característica dos MPs ao longo do litoral do Rio de Janeiro e, a partir dos resultados encontrados, foi feito um pequeno ajuste no modelo amostral para as duas campanhas de 2023. As amostras foram coletadas em 9 praias relacionadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Características do perfil das praias selecionadas para coleta das amostras de sedimentos

PR	Praias	Região ou Zona	Perfil das praias	
1	Dois Rios	Ilha Grande	exposta	Oceânica
2	Santo Antônio	Ilha Grande	exposta	Oceânica
3	Lopes Mendes	Ilha Grande	exposta	Oceânica
4	Flamengo	Zona Sul	protegida	Baía de Guanabara
5	Botafogo	Zona Sul	protegida	Baía de Guanabara
6	Urca	Zona Sul	protegida	Baía de Guanabara
7	Vermelha	Zona Sul	exposta	B. Guanabara/Oceânica
8	Ipanema	Zona Sul	exposta	Oceânica
9	Pontal (*)	Zona Oeste	exposta	Oceânica

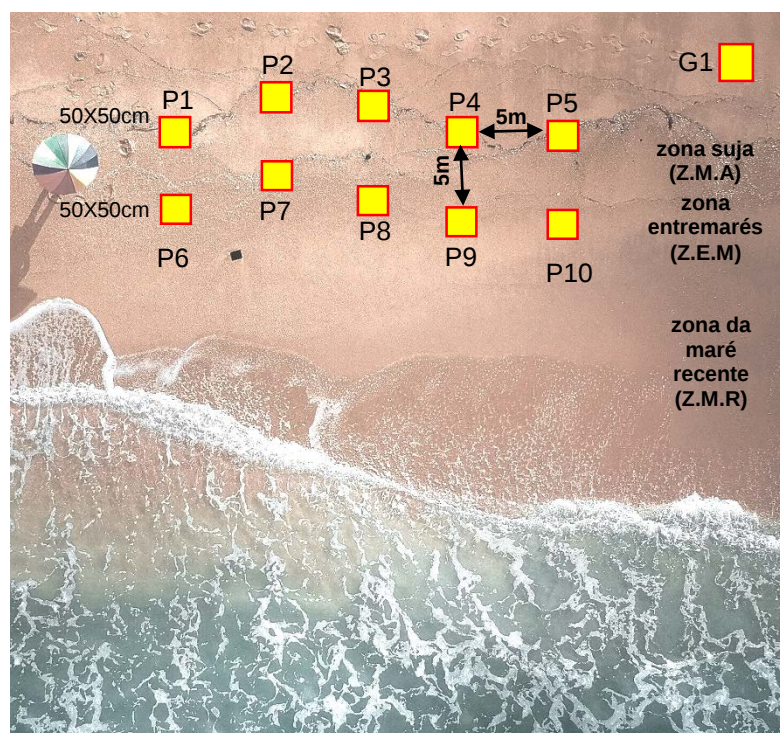
(*) o trecho denominado Praia do Pontal no final do Recreio dos Bandeirantes

Fonte: À autora.

2.3.2 Campanhas de coletas em 2022

A metodologia utilizada para a coleta de amostras de sedimento foi a mesma em todas as praias selecionadas. O número total de pontos amostrais coletados foi de 10 pontos por praia, distribuídos em duas linhas de 5 pontos de coleta. Sendo 5 pontos na zona suja e 5 na zona de influência do mar (pelas ondas) nas areias. Uma amostra para o estudo de granulometria (G1), foi coletado aleatoriamente onde a areia estivesse mais limpa e um frasco com fragmentos de plásticos (MPs) colhidos aleatoriamente dentro dos limites a área delimitada pelos pontos amostrais, para futuros experimentos em laboratório (Figura 29).

Figura 29 – Esquema amostral de coleta das areias utilizado nas campanhas de 2022 para a coleta das 10 amostras em 02 fileiras de cinco pontos (P1 a P10) e um para caracterização do sedimento (G1), no centro do arco praial.



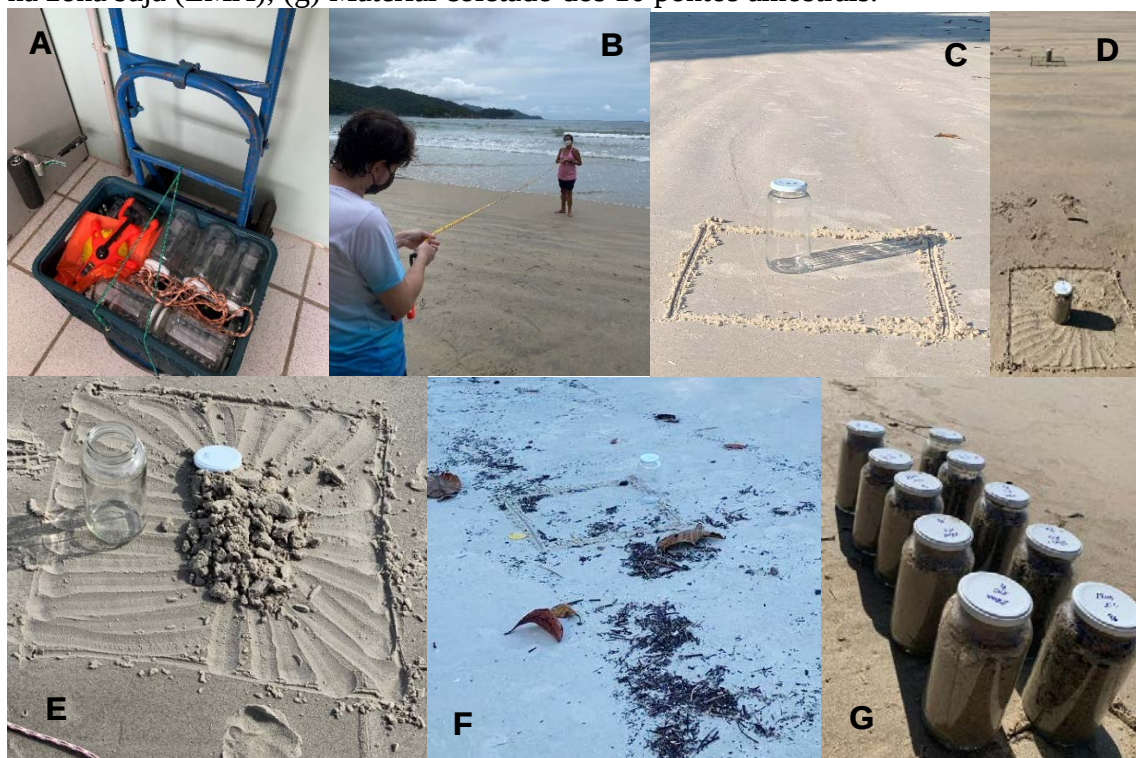
Fonte: Autoria própria

A partir do ponto central (P3), foram demarcados tanto para a direita (P1 e P2) quanto para a esquerda (P4 e P5) mais dois pontos de amostragem com a distância de 5 metros entre eles. Após a definição dos 5 pontos de coleta na zona suja foi traçada uma linha paralela em direção ao mar com a distância de 5 metros onde também foram locados os outros 5 pontos de coleta (P6 ao P10), alinhado aos demais (P1 ao P5) conforme mostra o esquema na Figura 34.

Em cada ponto de coleta foi demarcado um quadrado de 0,5 x 0,5 m, com uma profundidade de 0,02 m (2,0 cm), com auxílio de uma trena.

A metodologia utilizada foi adaptada do estudo realizado por Ivar do Sul (2014) e Sobral (2011). O volume total de cada amostra foi de 0,005 m³ (Figura 30E). Todo material utilizado na coleta foi acomodado em uma caixa, conforme ilustrado na Figura 34A. As amostras foram coletadas com o auxílio de um amostrador metálico. Em cada ponto amostral foram coletados aproximadamente 1,4 kg de areias e o material foi armazenado em recipientes de vidro com a capacidade para 800 ml com tampa de metal para que não houvesse contaminação das amostras por plásticos (Figura 30G). Todo material coletado foi identificado conforme a praia e o ponto de amostragem.

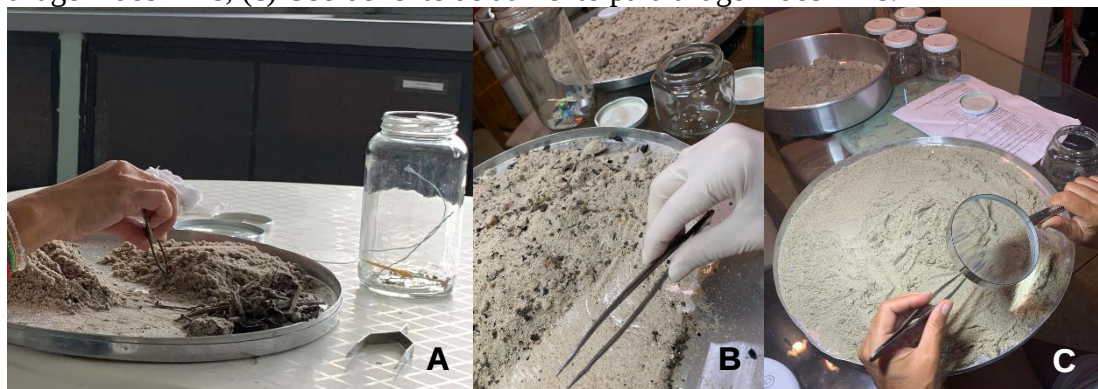
Figura 30 – (a) Material separado para coleta; (b) Demarcação dos pontos amostrais; (c) Quadrado de 0,5 x 0,5 x 0,002m demarcado; (d) Pontos amostrais nas duas zonas (e) Sedimento superficial separado para ser armazenado no frasco de vidro; (f) Ponto amostral na zona suja (ZMA); (g) Material coletado dos 10 pontos amostrais.



Fonte: Autoria própria

A separação (triagem) dos MPs contidos nas amostras de sedimentos das campanhas de 2022 foi realizada manualmente com auxílio de pinças e lente de aumento. Estes foram armazenados em potes de vidro menores e classificados visualmente por cor, tamanho e morfologia (Figura 31).

Figura 31 – (a) Triagem manual dos MPs contidos nos sedimentos; (b) Uso de pinça para triagem dos MPs; (c) Uso de lente de aumento para triagem dos MPs.



Fonte: Autoria própria.

Após a triagem dos MPs foi selecionada aleatoriamente uma amostra de 10% do total triado em cada praia foi encaminhado para análise no Instituto de Química da UERJ para a identificação da composição dos polímeros encontrados.

Após a identificação dos polímeros, esse *pool* foi encaminhado para o Laboratório de Instrumentação Eletrônica de Técnicas Analíticas (LIETA) no Instituto de Física da UERJ para a investigação de metais adsorvidos nas partículas.

Na ocasião das campanhas, foi coletada uma amostra de areia dedicada, o ponto G1, à avaliação da granulometria, teor de umidade, teor de matéria orgânica e metais adsorvidos aos grãos de cada praia (que serão detalhados a seguir).

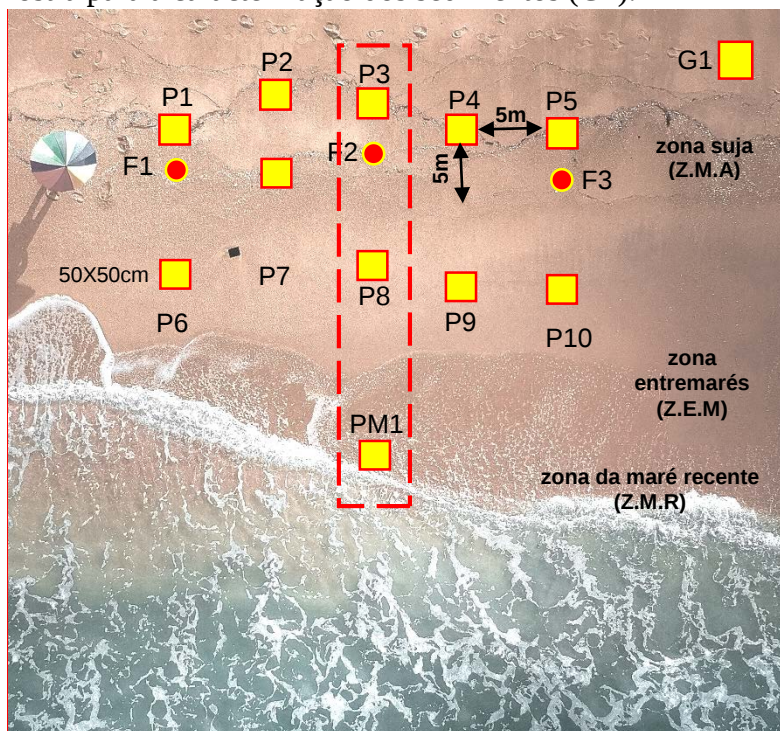
2.3.3 Campanhas de coletas em 2023

A partir da análise dos resultados obtidos nas campanhas de 2022, verificou-se a necessidade de incluir mais 3 pontos amostrais de profundidade (F1–F3) nas praias inseridas no contexto urbano, a fim de verificar o soterramento do MPs (Sobral, 2011), devido ao fluxo intenso dos usuários, atividades esportivas e recreativas contínuas nessas praias.

A profundidade dos pontos amostrais ficou definida em até 30 cm. As coletas foram realizadas com auxílio de um amostrador circular de alumínio com 69 cm de comprimento e 75 mm de diâmetro, com um sulco a cada 10 cm (estratificação) (Figura 27). Esses sulcos limitaram a amostra analisada a cada 10 cm de profundidade a fim de investigar o alcance da presença de MPs em camadas de sedimentos inferiores. Além disso, foi incluído também um ponto de coleta na zona da maré mais recente (M1) no momento da coleta dos pontos amostrais de areia conforme descrito na Figura 32. O ponto M1 foi incluído a fim de ter um perfil

transversal da praia obtendo informação das 3 zonas (P3-P8-PM1): a zona de maré mais alta ou zona suja (Z.M.A); a zona entremarés ou zona limpa (Z.E.M) e a zona de maré recente (Z.M.R).

Figura 32 – Esquema de coleta utilizado nas campanhas 2023 para a coleta das 10 amostras em 02 fileiras de 5 pontos (P1 a P10); 3 pontos de profundidade (F1 a F3); 1 na maré recente (PM1) e uma amostra para a caracterização dos sedimentos (G1).



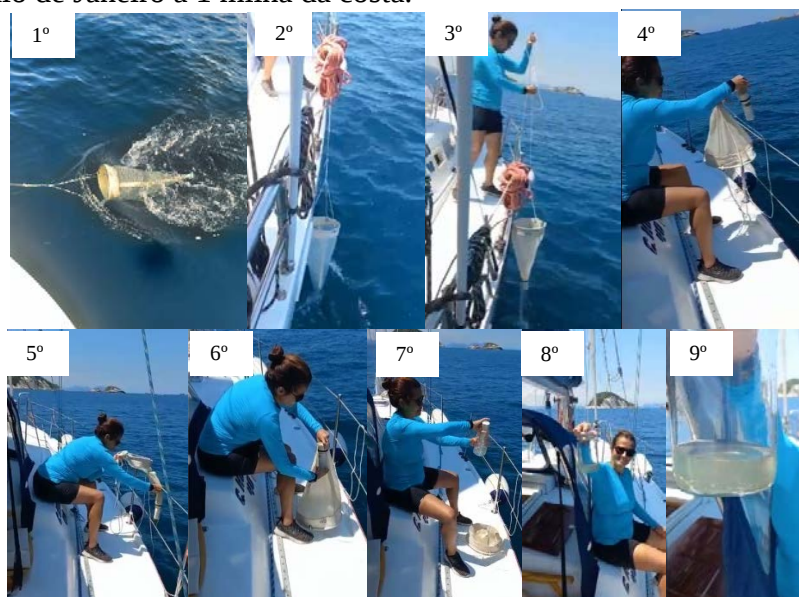
Fonte: A autora

Após as coletas, os frascos foram devidamente acondicionados e encaminhados ao laboratório LABIFI na UERJ para posterior análises e triagens dos MPs. Todos os frascos foram previamente lavados com sabão neutro e colocados na estufa para secagem, tampados e identificados por ponto de coleta. Antes da triagem do material, os frascos com as amostras foram pesados e colocados em estufa a 60°C por 48 horas, ao término da secagem, foram pesados e colocados na estufa por mais uma hora, repetidamente, até aferir se os dois últimos pesos estavam iguais.

Já para as amostras de águas costeiras foi realizada 1 campanha (verão/2023) de coleta de amostras de água marinha costeira por arraste, com o auxílio de uma rede de fitoplâncton de 60 µm (Figura 34), tanto do Município do Rio de Janeiro quanto do Litoral Sul da Ilha Grande (Figuras 24 e 25). Tais coletas foram realizadas a fim de avaliar uma possível rota de chegada dos MP nas praias estudadas. O volume de água filtrado em cada ponto amostral foi aproximadamente 105m³.

A campanha de coleta das águas marinhas em 12 pontos amostrais na zona costeira do litoral da Cidade do Rio de Janeiro foi realizada no dia 02 de março de 2023, a saída foi às 4 horas da manhã, retornando às 16:30 após a coleta da última amostra. As amostras foram coletadas a 1 milha da costa, que equivale aproximadamente 1.700 metros. Os locais de coletas foram representados de maneira esquemática nas Figuras 24 e 25. As latitudes e longitudes dos pontos amostrais estão listadas na (Tabela 2).

Figura 33 – Sequência da coleta das amostras das águas marinhas na zona costeira do litoral da Cidade do Rio de Janeiro a 1 milha da costa.



Fonte: A autora

A velocidade da embarcação durante a coleta das amostras foi de 2 nós, equivalente a 4 km/h durante 6 minutos de arraste. A embarcação utilizada foi um veleiro de 40 pés, Átria V. A velocidade inicial do vento foi de 4 nós na saída e no retorno de 15 nós (Figura 33).

Tabela 2 – Localização geográfica dos pontos de coleta de águas costeiras do Município do Rio de Janeiro

Pontos (RJ)	Praias	Latitude (Sul)	Longitude (Oeste)	Hora da coleta
01	São Francisco	22°55'30"	043°06'36"	4:30
02	Urca	22°56'48"	043°08'48"	5:10
03	Vermelha	22°57'24"	043°09'24"	5:25
04	Copacabana	22°58'36"	043°10'21"	5:45
05	Ipanema	22°59'41"	043°12'21"	6:10
06	São Conrado	23°00'45"	043°14'17"	6:35
07	Ilhas Tijucas	23°01'57"	043°17'30"	7:12
08	Barra	23°02'23"	043°21'15"	7:55
09	Reserva	23°02'48"	043°25'27"	8:45
10	Pontal	23°02'39"	043°27'31"	9:10
11	Ilhas Cagarras	23°02'04"	043°12'20"	12:43
12	Flamengo	22°56'13"	043°08'22"	14:18

Fonte: Google Earth, 2023

As coletas das 4 amostras das águas costeiras do litoral Sul da Ilha Grande foram realizadas no dia 04 de março de 2023 às 7 horas da manhã, na maré baixa. O barco utilizado foi à motor de 20 pés. A velocidade da embarcação foi de 2 nós durante os 6 minutos de arraste. A velocidade do vento estava em torno de 4 nós. As amostras foram coletadas aproximadamente a 1 milha da costa conforme representados de maneira esquemática no desenho nas Figuras 29 e 30. As latitudes e longitudes dos pontos amostrais estão listadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Localização geográfica dos pontos de coleta de águas costeiras do Litoral Sul da Ilha Grande.

Pontos (IG)	Praias	Latitude (Sul)	Longitude (Oeste)	Hora da coleta
01	Dois Rios	22°55'30"	043°06'36"	7:20
02	Santo Antônio	22°56'48"	043°08'48"	7:50
03	Lopes Mendes	22°57'24"	043°09'24"	8:30
04	Sto. Antônio/2 Rios	22°58'36"	043°10'21"	8:50

Fonte: Google Earth

Para as coletas das amostras de água utilizou-se uma rede de fitoplâncton com a malha de 60 micrometros (Figura 39), com o diâmetro de 30 centímetros e 70 centímetros de comprimento, com um copo de coleta de material de 100 ml.

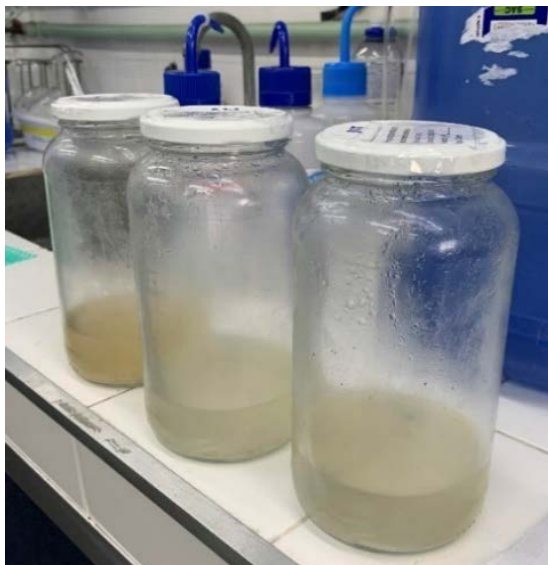
Figura 34 – Rede de coleta de 60 micrometros para coleta das amostras das águas costeiras das praias em estudo



Fonte: A autora.

As 16 amostras de água (100 mL), foram armazenadas num frasco de 800 ml (Figura 35) acondicionados em caixa de isopor com gelo, ao término da campanha de coleta foi encaminhado para o LABIFI na UERJ e armazenado na geladeira. O material armazenado foi filtrado em filtros de papel FIT 110 e auxílio de bomba vácuo.

Figura 35 – Frascos de vidros de 800mL com amostras de águas costeiras



Fonte: A autora

2.4. Quarta Etapa: Caracterização dos Sedimentos e MPs das praias estudadas

A quarta etapa consistiu na caracterização dos MPs coletados nas amostras de sedimentos costeiros nas praias escolhidas a fim de caracterizar o litoral de algumas praias do Rio de Janeiro quanto à presença e os principais tipos de MPs.

2.4.1 Análise Laboratorial dos Sedimentos

Os sedimentos foram caracterizados por análise granulométrica, Teor de Umidade (TU) e Teor de Matéria Orgânica (TMO). A análise granulométrica foi realizada no material coletado no ponto amostral G1 em cada praia estudada, para todas as campanhas (verão e inverno).

A análise granulométrica utilizou a amostra dedicada a caracterização do sedimento (G1) de aproximadamente 800g foi realizada no agitador mecânico para peneiras redondas granulométricas (Marca Tamis) com a velocidade média de 100 rpm por 15 minutos e utilizou 6 peneiras da série Tyler com aberturas em malha: 4,8mm; 2,4mm; 1,2mm; 0,6mm; 0,3mm; 0,15mm respectivamente (Figura 36).

Figura 36 – (A) Agitador mecânico (Tamis) para peneiras granulométricas; (B) Peneiras da série Tyler com aberturas em malha: 4, 8,14,28, 48,100 e fundo.



Fonte: A autora

E após o peneiramento foi realizada a pesagem do sedimento segundo a NBR 7181:2016 a fim de ser elaborado um gráfico com um comparativo quanto a quantidade da presença de MPs e o módulo de finura da areia. O módulo de finura classifica a areia da seguinte forma:

- Grosso: 0,6 - 2,0 mm
- Médio: 0,2 - 0,6 mm
- Fino: 0,06 - 0,2 mm

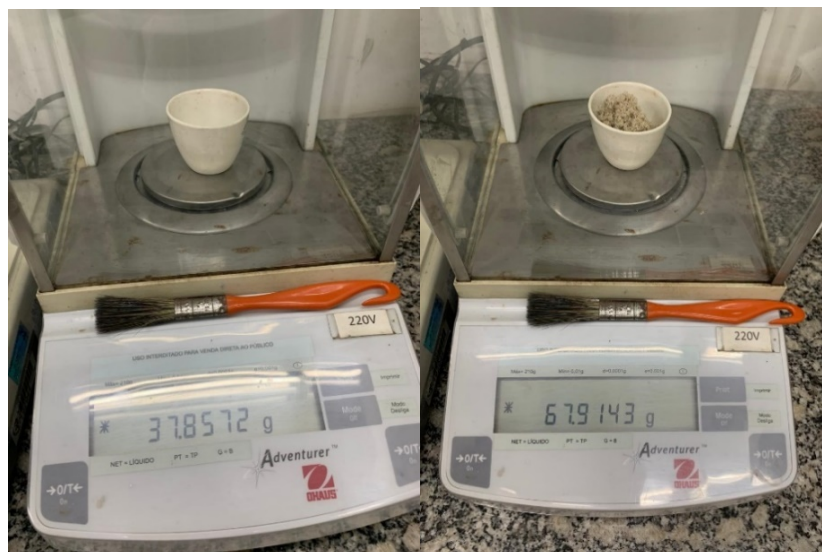
O Teor de Umidade (TU) foi avaliado utilizando uma amostra de aproximadamente 50 g retirada da amostra dedicada a análise granulométrica (G1) de cada praia nos períodos seco e chuvoso.

O sedimento foi previamente pesado (P_i) em uma cápsula de porcelana (50 mL) numa balança de precisão (Figura 41).

Após isto, foi colocado na estufa de secagem por 24 horas a 105°C e pesado novamente (P_f) (Figura 42).

Após 24 horas, o processo foi repetido a cada 30 minutos até que as duas últimas pesagens fossem iguais, a partir daí foi obtido o valor final (P_f) e calculado o TU. Para o cálculo do TU foi aplicada uma fórmula simples e de aplicação direta, utilizada para quantificar a quantidade de água presente na amostra de sedimento.

Figura 37 – Cápsula de porcelana (50 mL) e 50g de sedimento pesada numa balança de precisão.



Fonte: A autora

A fórmula utilizada para calcular a umidade do sedimento é a seguinte:

$$\omega = (M\omega / M_s) \times 100$$

Onde:

ω = umidade (%);

$M\omega$ = massa da água;

M_s = Massa do sólido seco.

Após a avaliação da umidade, o mesmo material foi colocado em uma Mufla por 2 horas a 550°C, para a análise do Teor de Matéria Orgânica (TMO) (Figuras 38 e 39). Ao término do tempo, a cápsula de porcelana contendo a amostra foi novamente pesada, conforme descrito anteriormente e calculado o TMO.

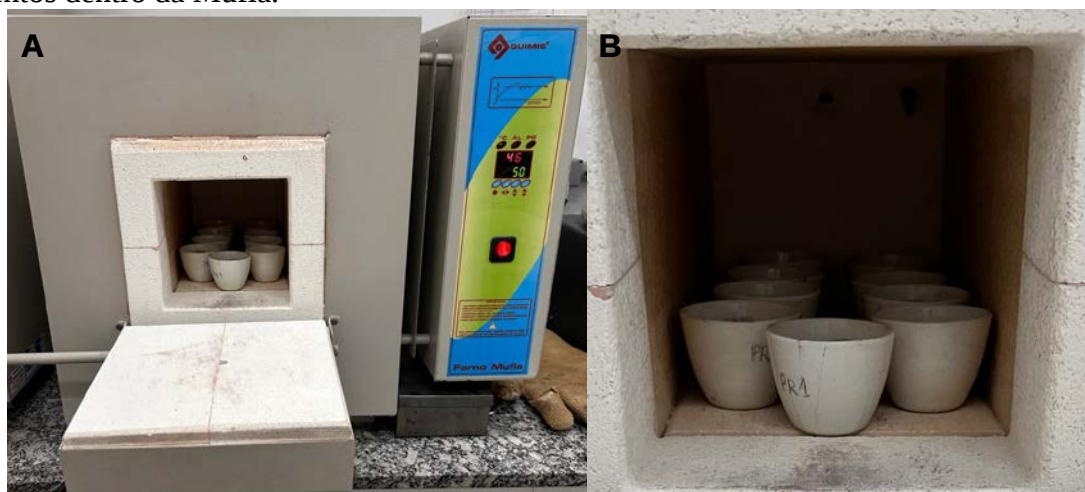
Figura 38 - Cápsulas de porcelana com sedimento das 9 praias estudadas: (A) verão e (B) inverno 2023.



Fonte: A autora

O TMO foi quantificado pela diferença entre a massa do solo seco em estufa e a massa do resíduo obtido após a incineração em mufla. A quantificação por esse processo é uma opção para determinação total da matéria orgânica (volátil) (EMBRAPA, 2017).

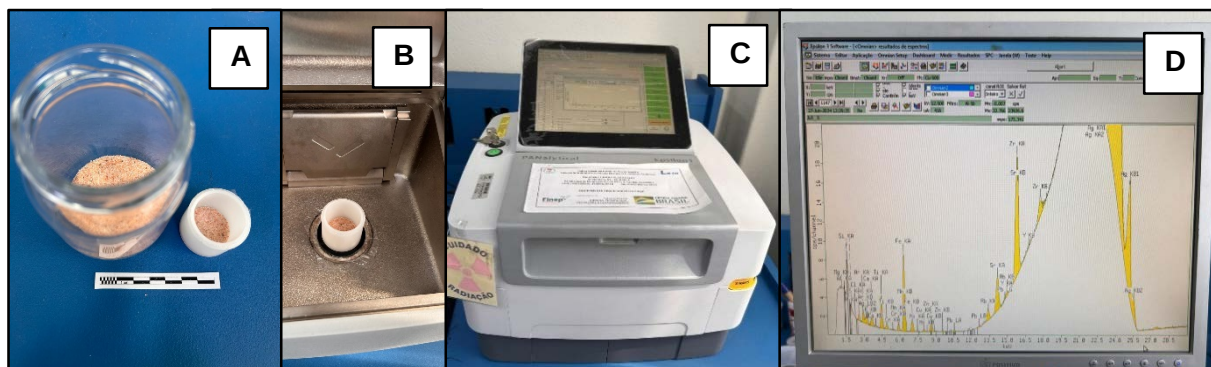
Figura 39 – (A) Cápsulas de porcelana dentro da Mufla; (B) Cápsulas de porcelana contendo sedimentos dentro da Mufla.



Fonte: A autora

Após a avaliação do TMO, foi separado 3g de sedimento de cada praia dos dois períodos analisados (seco e chuvoso) do ano de 2023 e encaminhado para a investigação dos metais adsorvidos nos sedimentos das areias das praias estudadas, pela técnica analítica de fluorescência por raio-x por dispersão de energia no equipamento Epsilon 1 (Figura 40).

Figura 40 – (A) Amostra de 3g de sedimento; (B) Amostra posicionada dentro do Epsilon1; (C) Epsilon1; (D) Tela dos resultados da presença de metais.



Fonte: A autora

A condição experimental do Epsilon 1 utilizada para determinação de metais em sedimentos foi o *setup* Omnian – Lieta2, que realiza três medições com diferentes condições, com os nomes: Omnian, Omnian2 e Omnian3. As condições experimentais estão na Tabela 4, foram realizadas 3 medições por amostra de sedimento (3g).

Tabela 4 – Condições experimentais das medições realizadas

Condição Experimental	Tensão	Corrente	Filtro	Tempo de medida
Omnian	50 kV	100 μ A	Ag	300 s
Omnian2	12 kV	416 μ A	Al-50	200 s
Omnian3	10 kV	500 μ A	Nenhum	60 s

Fonte: A autora

2.4.2 Análise Laboratorial dos Microplásticos

Os sedimentos das amostras coletadas nas campanhas em 2022, passaram por um processo de peneiramento em peneiras de nº3,5 da série fina ASTM ABNT que corresponde a 3,5 Mesh Tyler, que corresponde a uma malha de abertura de 5,66 mm. Assim, todos os sólidos retidos no processo seriam maiores que a abertura facilitando a identificação visual apenas dos MPs (entre 1 e 5 mm). Após esse processo, os MPs ambientais foram extraídos, quantificados e classificados por cor, tamanho e morfotipo. Todos os resultados referentes às características dos MPs encontrados foram planilhados.

Duas das principais fontes de contaminação das amostras ambientais contendo MPs podem ser, o local onde as amostras são analisadas pela pesquisadora. E a segunda é a utilização de utensílios plásticos na coleta, como os sacos plásticos. (MONTAGNER *et al.*, 2021).

Por esse motivo, os materiais utilizados na coleta foram frascos de vidro com tampa de metal. Todos os frascos foram previamente lavados com sabão neutro, etanol e água Mili-Q, identificados e colocados em caixas separadas por praia. As amostras de areias coletadas foram colocadas diretamente nos frascos e fechados imediatamente, armazenadas em caixas plásticas com tampa. Ao chegar no laboratório todos os vidros foram lavados, pesados e colocados na estufa. As amostras ao serem retiradas da estufa foram colocadas sobre a bancada higienizada previamente com sabão neutro e etanol, e pesadas novamente. O ar-condicionado foi desligado antes da retirada dos frascos da estufa e a porta foi mantida fechada. Os frascos só foram abertos na hora de fazer a extração. Os jalecos utilizados eram de fibras orgânicas e de cor branca. Após a extração todos os filtros foram armazenados imediatamente em placas Petri e fechados com fita crepe e armazenados em caixas de papelão. Para a catação manual foram utilizadas pinças e bandejas metálicas (Figura 41).

Figura 41 – Processo de separação dos MPs ambientais contidos nos sedimentos costeiros nas campanhas 2022



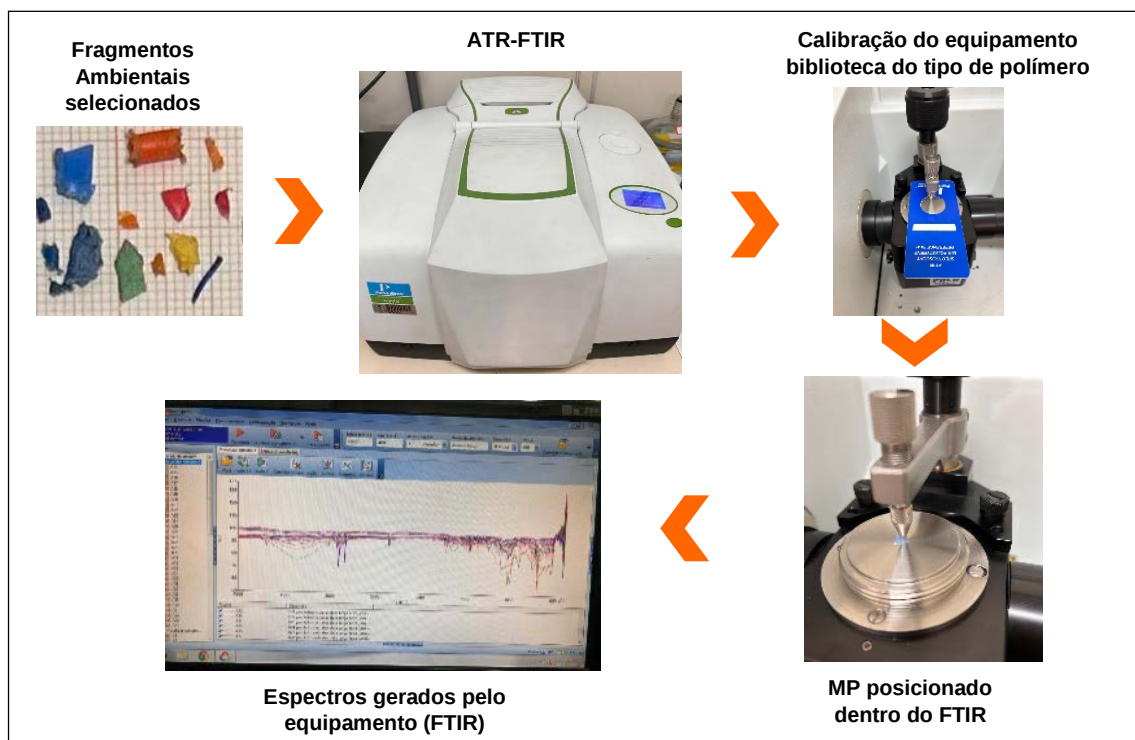
Fonte: A autora

Os MPs foram armazenados em frascos de vidro (de 40 g) até a análise da composição química dos polímeros. A caracterização e quantificação dos MPs ambientais nas amostras dos sedimentos coletados durante as campanhas seguiu o fluxograma das Figuras 26 e 28.

O número elevado de MPs extraídos (>1000), fez-se necessário a separação aleatória de um *pool* de 10% da massa total dos MPs extraídos dos sedimentos por praia para a análise

através do método ATR-FTIR, que por sua vez é uma técnica não destrutiva do material e de rápida resposta (leitura em 3 minutos).

Figura 42 – Análise do tipo de polímero dos MPs ambientais por espectroscopia de infravermelho reflexão total atenuada



Fonte: A autora

A técnica utilizada foi a de espectroscopia de infravermelho com a amostra sendo analisada por reflexão total atenuada (ATR), que permite a obtenção do espectro do analito sólido de maneira não destrutiva. O procedimento consistiu basicamente em depositar a amostra sobre o cristal do acessório para conseguir informação sobre a composição do material através da interpretação dos espectros obtidos. Durante a análise a temperatura da sala ficou em torno de 25°C e a umidade entre 30 e 35%. A obtenção do espectro em %T foi feita na faixa de número de onda de 4000 a 400 cm^{-1} , com correção de CO_2 e H_2O e efetuando 16 varreduras. O equipamento foi o Frontier FT-IR/ NIR Spectrometer da marca PerkinElmer com o acessório ATR acoplado (Figura 42).

Após a análise do tipo de polímero estes fragmentos foram encaminhados para realizar a medição dos metais adsorvidos na superfície dos MPs por fluorescência de raio x por dispersão de energia no equipamento M4 Tornado, cuja condições de medida foram:

- Tensão: 50kV;
- Corrente: 600 μA

- Pontos de medição: 3 pontos por amostra
- Tempo de medida: 180s por ponto;
- Anodo: Rh (Ródio)
- Filtro: AlTi_100/25 (Foi utilizado um filtro para minimizar o espalhamento composto por alumínio (Al) com 100 μ m e titânio com 25 μ m (Figura 43).

As areias analisadas foram separadas em subamostras (3g cada) da amostra (50g) utilizada para avaliar a TMO. Foram calculados a média das tréplicas e desvio padrão para os períodos seco e chuvoso das campanhas de 2023, respectivamente. O processo de investigação dos metais adsorvidos na superfície dos MPs ambientais extraídos das amostras dos sedimentos coletados nas campanhas de 2022 seguiu o fluxograma das Figuras 26 e 28.

Figura 43 – Análise dos metais adsorvidos nos MPs ambientais por fluorescência de raio-X.

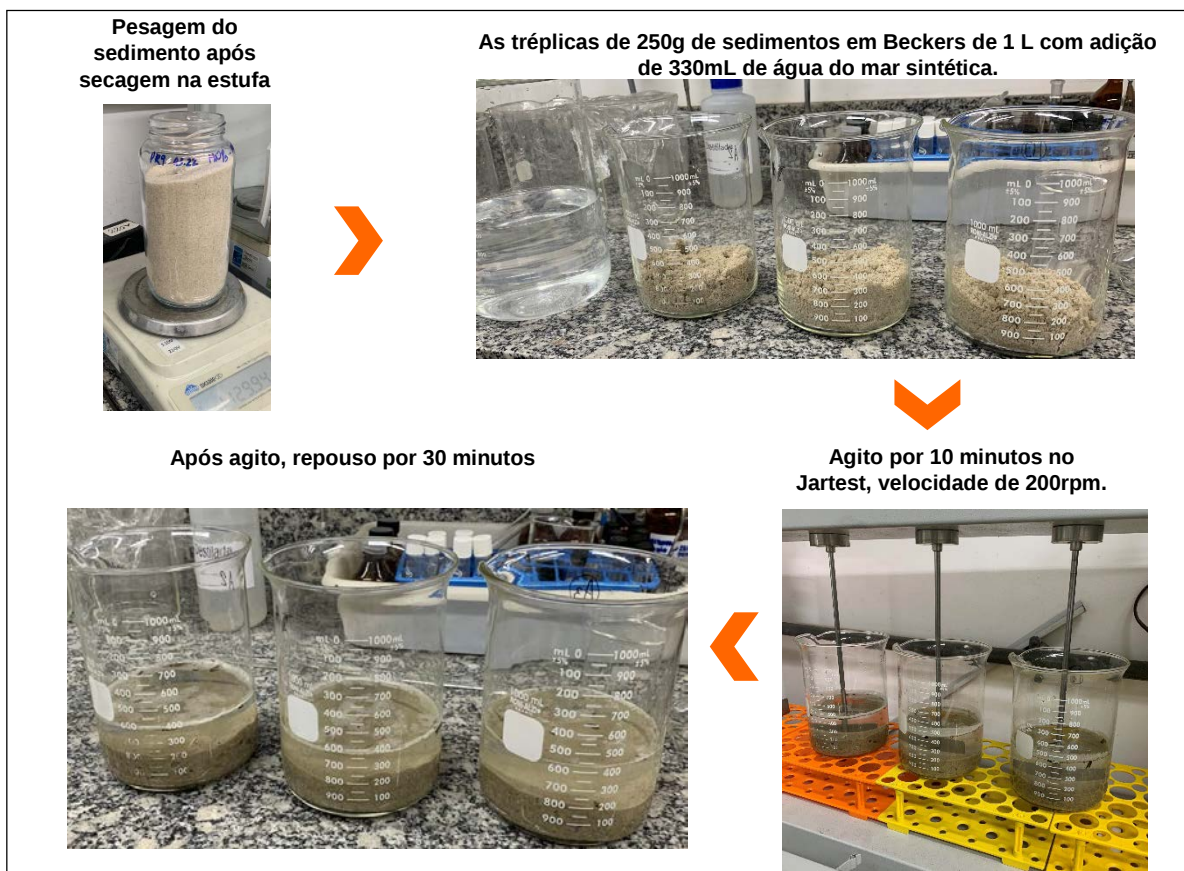


Fonte: A autora

Nas campanhas de 2023, a separação (triagem) dos MPs dos sedimentos foi realizada por flotação, que é o processo de separação por diferença de densidade, com água do mar sintética autoclavada, reproduzida no laboratório (LABIFI) conforme a NBR 16.181 (Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com microalgas marinhas).

Após o processo inicial de secagem das amostras do sedimento na estufa foram retiradas de cada amostra contida no frasco de vidro de 800mL, 3 alíquotas de aproximadamente 250g de sedimento e foram transferidas para 3 beakers de 1L com 330mL de água do mar sintética em cada recipiente. Após separar as tréplicas, colocou-se no *Jar test* por 10 minutos numa velocidade de 200 rpm a fim de agitar o sedimento e liberar os MPs por flotação. Após essa etapa o material ficou em repouso por 30 minutos antes do processo de filtragem (Figura 44).

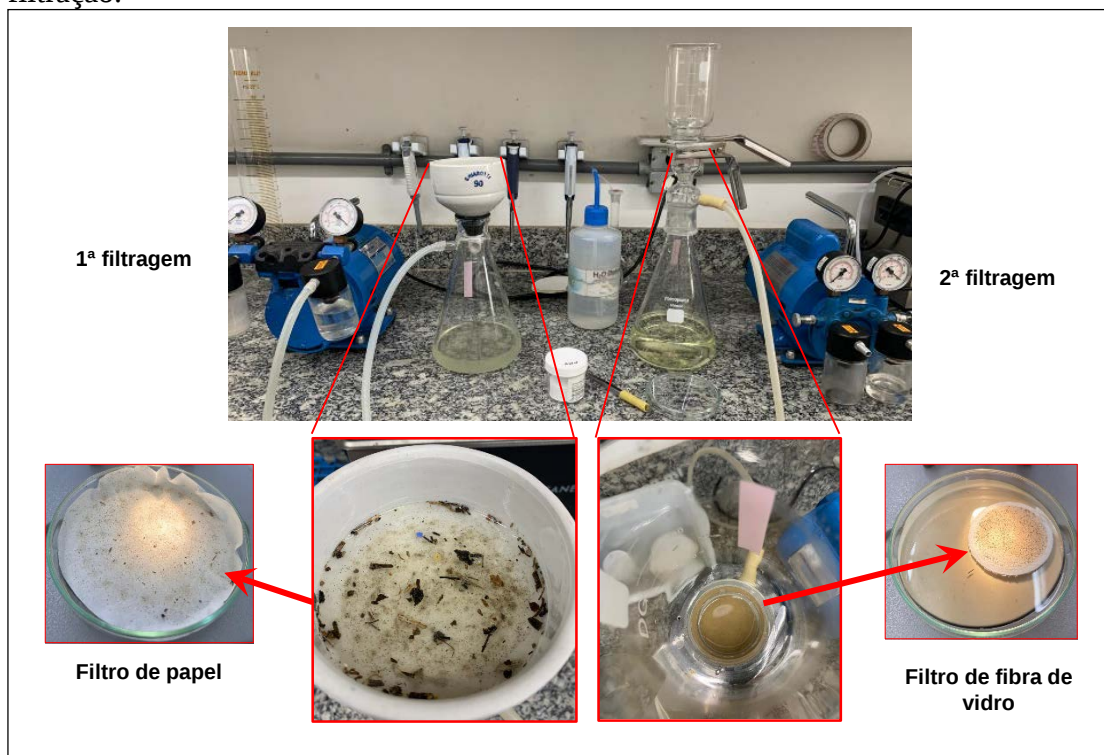
Figura 44 – Processo de separação dos sedimentos em trélicas para extração dos MPs ambientais por flotação e filtração.



Fonte: A autora

O material flutuante foi extraído por duas filtrações a vácuo: a primeira filtragem foi utilizando membranas de filtro de papel com 90mm de diâmetro (FIT – 110) sobre o funil de Büchner em conjunto com o Kitassato; a segunda filtragem foi realizada com filtro de membrana de fibra de vidro com tamanho do poro de 0,7 μm , 47 mm de diâmetro com o conjunto de filtração Kitassato em vidro (Figura 45).

Figura 45 – Processo de separação dos MPs ambientais dos sedimentos por flotação e filtração.



Fonte: A autora

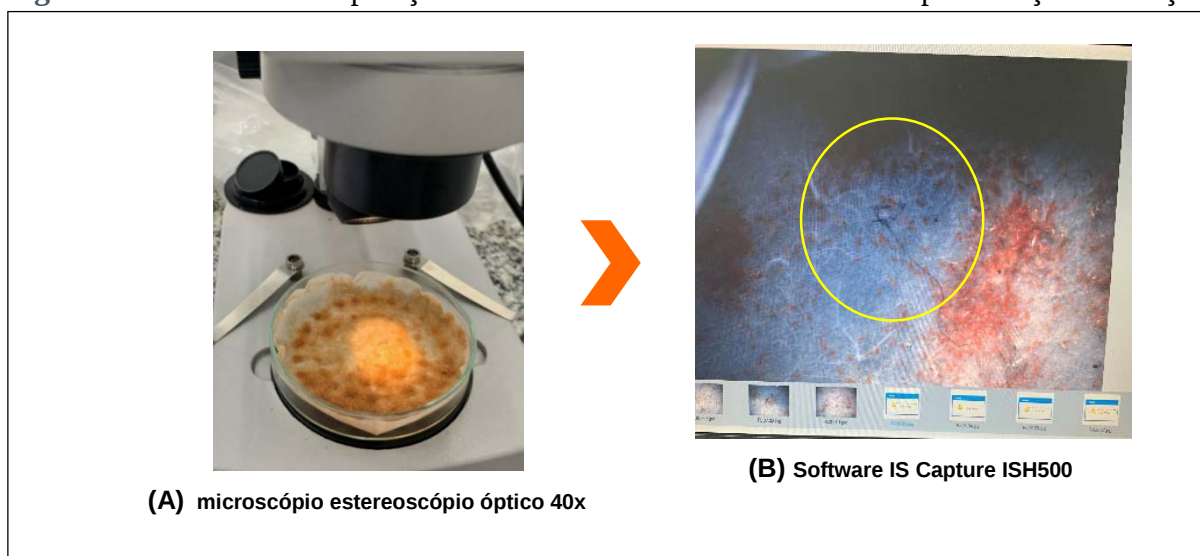
Após cada filtragem toda vidraria foi descontaminada com hipoclorito de sódio (10%) e Água Mili-Q. O filtro de papel foi armazenado em uma placa Petri, que também passou pelo mesmo processo de descontaminação. Os filtros foram secos em estufa a 60°C por 2 horas (BESLEY *et al.*, 2017; THOMPSON *et al.*, 2004). O sedimento restante foi pesado e descartado adequadamente juntamente com o efluente gerado após a filtragem.

Após a secagem, o material contido nos filtros foi triado, contado e classificado com auxílio de microscópios estereoscópios óptico (40x) para a identificação dos MPs. Os registros das imagens e medição dos MPs foram feitos pelo software IS Capture (ISH500) (Figura 46).

Após a classificação dos MPs os dados foram planilhados e classificados por classe de tamanho, morfotipo e cor.

A classificação dos MPs por tamanhos utilizou a metodologia adaptada de Martins e Sobral (2011) separando os itens em 6 classes de acordo com os seguintes intervalos: classe 1 (<1mm); classe 2 ($\geq 1\text{mm}$, <2mm); classe 3 ($\geq 2\text{mm}$, <3mm); classe 4 ($\geq 3\text{mm}$, <4mm); classe 5 ($\geq 4\text{mm}$, <5mm); classe 6 ($\geq 5\text{mm}$).

Figura 46 – Processo de separação dos MPs ambientais dos sedimentos por flotação e filtração.



Fonte: A autora

Os MPs foram classificados de acordo com sua coloração predominante: azul (az); vermelha (vm); verde (vd); amarela (am); branca (br); incolor (in); preta (pt) e outras cores (ot) para as variações de cores como: marrom, cinza, rosa, laranja, etc.

Os itens plásticos também foram categorizados pelo morfotipo: fibras (fb); fragmentos (fg); filmes (fm); espumas (ep) e pelotas (pl).

A contagem e classificação dos MPs foi realizada separadamente por ponto, por praia e por estação. Apenas 10% da massa total dos MPs que foram extraídos foram encaminhados para análise do tipo de polímero (conforme previamente descrito).

Os 10% dos MPs foram extraídos aleatoriamente, totalizando 100 itens: 51 itens das campanhas 2022 e 49 itens das campanhas de 2023. O FTIR tem como limitação para análise o tamanho da partícula, pois se o tamanho da partícula for inferior a 2,5mm o equipamento utilizado não consegue gerar o espectro.

Logo, a análise dos tipos de polímero dos MPs selecionados nas amostras de sedimentos e águas costeiras das campanhas de 2023, será completada futuramente, utilizando um outro processo que permita a identificação de partículas menores 2,5mm.

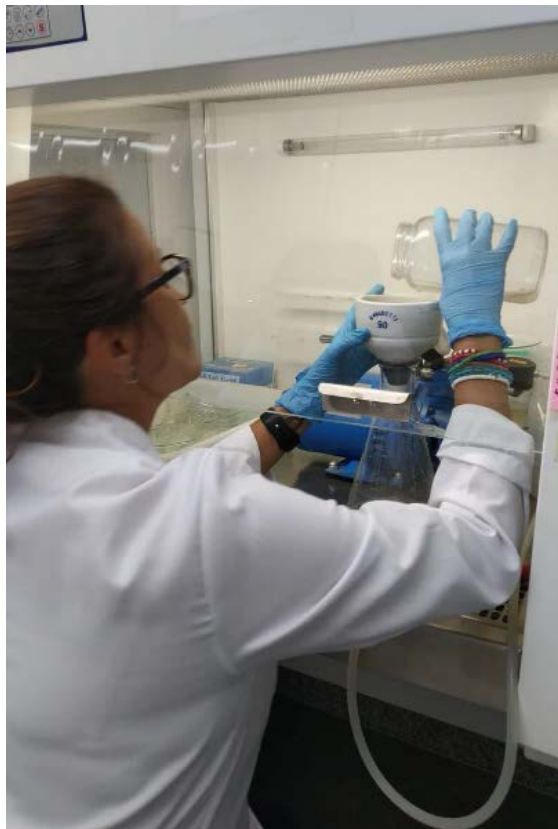
2.4.3 Análise Laboratorial das Águas Costeiras

A caracterização dos MPs nas amostras das águas marinhas costeiras coletadas no Litoral do Rio de Janeiro será também pelo processo de filtração e foram analisados em

microscópios estereoscópicos conforme descrito anteriormente (Figura 44). Após o arraste e a coleta das amostras, estas foram acondicionadas em potes de vidro de 800mL, armazenadas num isopor com gelo até chegarem ao laboratório, onde foram armazenadas em geladeira (4°C).

Os filtros e as águas filtradas de cada amostra coletada foram armazenados em freezers (-20°C), e serão objeto de estudos futuros (Figura 47).

Figura 47 – Processo de filtragem das amostras das águas costeiras



Fonte: A autora

2.5. Análise Estatística dos Dados

Para a análise de dados de maneira estatística, utilizamos a ferramenta Google Colab, juntamente com as bibliotecas Python NumPy, Pandas e SciPy. A análise foi realizada no Google Colab, uma plataforma que permite a execução de código Python em um ambiente colaborativo e acessível online.

2.5.1. Testes de normalidade, ANOVA e Kruskal-Wallis

A metodologia utilizada nesta pesquisa envolve a análise de dados coletados em diferentes condições experimentais, com o objetivo de determinar diferenças significativas entre grupos. As etapas principais incluem:

- **Coleta dos Dados:** Um conjunto de dados foi estruturado em um DataFrame, contendo medições em diversas condições ("suja" e "limpa") e em diferentes períodos ("Seco" e "Chuvoso"). Cada variável representa um grupo experimental distinto;
- **Teste de Normalidade:** O teste de Shapiro-Wilk foi aplicado a cada grupo de dados para verificar a normalidade das distribuições. O teste avalia a hipótese nula (H_0) de que a amostra é proveniente de uma distribuição normal.

Se o valor-p é maior que 0,05, a hipótese nula não é rejeitada, indicando que a amostra pode ser considerada normalmente distribuída. Se o valor-p é menor ou igual a 0.05, a hipótese nula é rejeitada, indicando que a amostra não segue uma distribuição normal.

A Análise de Variância (ANOVA) ou Kruskal-Wallis: Dependendo do resultado do teste de normalidade, um dos dois testes estatísticos foi realizado:

- **ANOVA:** Se todos os grupos apresentaram normalidade, foi realizada uma ANOVA para determinar se há diferenças significativas entre as médias dos grupos.
- **Kruskal-Wallis:** Se algum grupo não apresentou normalidade, este teste não paramétrico foi utilizado para comparar as medianas entre os grupos.

A validação das suposições estatísticas é um passo fundamental na análise de dados, especialmente em testes que assumem que os dados seguem uma distribuição normal.

O teste de Shapiro-Wilk é um método estatístico utilizado para verificar a normalidade de uma distribuição de dados.

As principais características do teste de Shapiro-Wilk têm como objetivo verificar o teste que verifica se uma amostra de dados apresenta uma distribuição normal. Isso é importante porque muitos testes estatísticos pressupõem que os dados são normalmente distribuídos. As hipóteses podem ser:

- **Hipótese nula (H_0):** Os dados seguem uma distribuição normal;
- **Hipótese alternativa (H_1):** Os dados não seguem uma distribuição normal.

O teste calcula um valor estatístico W , que é a razão entre a variância dos dados ordenados e a variância dos dados originais. Um W próximo de 1 indica que os dados são normais.

A interpretação dos dados ocorre da seguinte maneira:

- Um valor de p (*p-value*) menor que um nível de significância (geralmente 0,05) leva à rejeição da hipótese nula, sugerindo que os dados não são normalmente distribuídos;
- Um valor de p maior que 0,05 indica que não há evidências suficientes para rejeitar a normalidade.

O teste é frequentemente utilizado como um pré-requisito para outros testes estatísticos, como ANOVA e regressão linear. A verificação de Assumptions, ajuda os pesquisadores a validar se os dados atendem às suposições de normalidade exigidas em análises estatísticas.

2.5.2. Análise de rarefação do esforço amostral

O gráfico de rarefação é uma análise estatística utilizada em ecologia para comparar a variedade de espécies entre diferentes comunidades ou amostras. Ele permite que os pesquisadores considerem o esforço amostral (número de indivíduos ou amostras) e, assim, realizar comparações mais justas.

Para fazer a verificação se o número de amostras de sedimentos superficiais coletadas foi suficiente para quantificar os MPs encontrados na área de estudo, foi feita uma adaptação dessa metodologia gerando gráficos de rarefação para os grupos de praias (insulares, abrigadas e expostas) para cores, tamanhos, morfotipos por cada período (seco e chuvoso) (CHAO, et al, 2016).

Para calcular os gráficos foi utilizado o software online iNEXT. Usando uma análise de diversidade de espécies por aproximação não-assimptótica baseada em números de Hill. A fim de buscar uma melhor inferência quanto às frequências dos MPs, utilizou uma diversidade de Hill de $q=2$ com o intervalo de confiança de 95% com o método de *bootstrap* com valor de 100. Com isso, foi possível obter um gráfico de amostragem baseado na rarefação e extrapolação das amostras coletadas (CHAO, et al, 2014).

CAPÍTULO 3: RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentados a seguir são referentes a caracterização dos sedimentos; comparação das metodologias utilizadas em 2022 e 2023; a quantificação e qualificação dos MPs ambientais extraídos dos sedimentos superficiais nas campanhas de 2023 e análise dos resultados agrupados por praias com o mesmo perfil (insulares, abrigadas e expostas).

3.1. Avaliação das características físicas das praias estudadas

As nove praias estudadas foram praias com perfis diferentes, as características físicas das praias estudadas estão resumidas na Tabela 5. As 3 praias insulares (PR1, PR2 e PR3) estão inseridas em uma área de preservação ambiental e banhadas pelo Oceano Atlântico. As 4 praias abrigadas (PR4, PR5, PR6 e PR7) são banhadas pela Baía de Guanabara, inseridas dentro no contexto urbano, com uma densidade demográfica elevada. As praias expostas (PR8 e PR9) são banhadas pelo Oceano Atlântico e estão inseridas na malha urbana com uma densidade demográfica menor.

Tabela 5 – Características físicas das praias estudadas.

Praia	Tipo de região	Perfil das praias		Tipo de ocupação	Latitude	Longitude	Elevação (graus)	Extensão (m)
PR1	Área de preservação	exposta	Oceânica	Mata Atlântica / Vilarejo	23°11'8" S	44°11'24" O	0,1	1236
PR2	Área de preservação	exposta	Oceânica	Mata Atlântica	23°10'4" S	44°8'41" O	0,1	137
PR3	Área de preservação	exposta	Oceânica	Mata Atlântica	23°10'42" S	44° 7'21" O	0,1	2390
PR4	Urbana	protegida	Baía de Guanabara	Zona residencial /comercial / turística	22°56'6" S	43°10'16" O	1,25	1490
PR5	Urbana	protegida	Baía de Guanabara	Zona residencial /comercial / turística	22°56'53" S	43°10'50" O	0,4	632
PR6	Urbana	protegida	Baía de Guanabara	Zona residencial /comercial / turística	22°56'53" S	43°9'49" O	1,4	119
PR7	Urbana	exposta	B.Guanabara/Oceânica	Zona residencial /comercial / turística	22°57'20" S	43°9'53" O	0,7	257
PR8	Urbana	exposta	Oceânica	Zona residencial /comercial / turística	22°59'13" S	43°12'34" O	0,4	2524
PR9	Urbana / área de preservação	exposta	Oceânica	Zona residencial /comercial / turística / preservação	23°1'24" S	43°26'56" O	1,3	2855

Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3(Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5(Botafogo); PR6 (Urca); PR7(Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal).

Fonte: a Autora.

Foi observado na ocasião das coletas que a inclinação das praias estudadas era próxima a zero com relação ao nível do mar, facilitando a chegada e o acúmulo dos MPs nos sedimentos costeiros, corroborando com SOUZA *et al.* (2005) e MACEDO (2020), segundo eles as praias são ambientes costeiros que protegem o litoral continental contra a ação mecânica direta das variações das marés e eventos isolados como as tempestades. A região costeira possui ecossistemas variados, atraindo pela beleza e pelas águas rasas atividades de lazer e turísticas.

Além disso, segundo SILVA *et. al* (1999) e MACEDO (2020) a frente de praia, também denominada região de intermaré, corresponde a porção mais exposta sujeita a constantes flutuações diárias de maré e espraiamento das ondas, causando a deposição ou a retirada de sedimentos intensamente. O ângulo da inclinação do perfil transversal das praias está diretamente associado a energia das ondas, que incide diretamente na inclinação da faixa de areia, ou seja, quanto maior a energia que as ondas incidem, maior será a inclinação do perfil da praia. A granulometria dos sedimentos também será influenciada, essas tendem a ser mais

grossas sob condições elevadas de energia hidrodinâmica, por esse motivo a uma tendência de acúmulo de resíduos sólidos nesta região.

3.2. Avaliação das características físico-química das areias (9 praias)

3.2.1 Volume Coletado

Se forem computados os valores globais do presente estudo, nas campanhas das coletas das amostras de sedimentos a massa total coletada foi 438,9 kg, sendo que em 2022 foram de aproximadamente 193,8 kg e em 2023, 245 kg. A área de coleta por praia para cada estação foi de 2,5m², totalizando 45m² para os 2 períodos (seco e chuvoso). Em 2023, com o acréscimo de um ponto (M1) na linha da maré recente e 3 pontos de profundidade, representou um acréscimo de 4,5 m² na área de coleta prevista para 2022. Essa análise em profundidade fez-se necessária a fim de avaliar a hipótese da presença de MPs em camadas inferiores devido ao fluxo intenso de usuários e esportistas nas praias inseridas na malha urbana (PR4 a PR9).

3.2.2 Granulometria

A granulometria e a exposição podem ser um dos fatores de importância para o entendimento das concentrações de MPs nas areias das praias (MARTINS e SOBRAL, 2011 e RODRIGUES, *et al.*, 2024;). A concentração de MPs é maior quando o módulo de finura dos sedimentos é menor, ou seja, quanto mais fina a areia, maior a concentração de MPs. (MARTINS e SOBRAL, 2011; MACEDO *et al.*, 2020; RODRIGUES, *et al.*, 2024)

O resultado da análise granulométrica utilizou a tabela do módulo de finura da NBR 7181:2016 para classificar os sedimentos da área de estudo para as 4 campanhas (Tabela 6).

Tabela 6 – Módulo de finura das areias das 9 praias

Praia	Fev.2022	Mar.2023	período chuvoso (média)	Jul.2022	Ago.2023	período seco (média)
PR1	0,59	0,78	0,7	1,48	1,12	1,3
PR2	0,97	0,84	0,9	1,48	2,81	2,1
PR3	1,92	0,95	1,4	1,19	0,93	1,1
PR4	2,05	0,93	1,5	1,91	1,93	1,9
PR5	1,97	1,78	1,9	1,81	1,72	1,8
PR6	1,87	1,71	1,8	1,96	1,87	1,9
PR7	2,96	2,9	2,9	2,92	2,96	2,9
PR8	1,09	1,95	1,5	1,97	1,89	1,9
PR9	2,08	2,54	2,3	1,97	2,20	2,1

Módulo de finura da NBR: 7181:2016: Fino (0,06-0,2); Médio (0,2-0,6); Grosso: 0,6-2,0.

Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3(Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5 (Botafogo); PR6 (Urca); PR7(Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal).

Fonte: a Autora.

A análise granulométrica mostrou que as praias estudadas possuem um módulo de finura semelhante quando agrupadas por áreas semelhantes e perfil das praias (Tabela 6).

No primeiro grupo (azul), praias localizadas na região insular, apresentaram o menor módulo de finura. Tal resultado é devido a presença e influência direta dos rios que deságuam nas praias. A PR2 (Caxadaço) na campanha de inverno de 2023, apresentou um módulo de finura maior que as demais campanhas indicando que o sedimento superficial da praia adjacente é diferente da praia de Santo Antônio estudada nas demais campanhas.

No segundo grupo (laranja), das 4 praias abrigadas banhadas pela Baía de Guanabara, 3 apresentaram resultados semelhantes (PR4, PR5 e PR6), porém a classificação do grão na PR7 foi bem maior que as demais praias. Essa praia está localizada na entrada da Baía de Guanabara sofrendo influência do Oceano Atlântico, entre rochas, o que difere das demais do grupo.

No terceiro grupo (verde) das 2 praias expostas banhadas pelo Oceano Atlântico, a PR9 (Pontal) foi a que apresentou maior módulo de finura, essa praia devido a localização geográfica é a praia mais exposta, embora inserida dentro da malha urbana quase não sofreu alteração no seu traçado original ao ter seu entorno urbanizado.

O módulo de finura variou entre os diferentes períodos, seco e chuvoso, necessitando de uma investigação mais detalhada para identificar que outros fatores além da variação climática podem ter contribuído para essas alterações identificadas.

3.2.3 Teor de Umidade (TU)

A umidade é um outro fator que pode influenciar na concentração de MPs em ambientes costeiros (VEERASINGAM, *et al.*, 2016B; ALVAREZ-ZEFERINO *et al.*, 2020).

Nas estações com maior índice pluviométrico os resíduos plásticos e MPs devido ao aumento do nível dos rios, dispersos no ambiente terrestre podem alcançar os corpos hídricos, que os transportam para as zonas costeiras. (BROWNE *et al.*, 2010; ANTUNES *et al.*, 2018)

A umidade foi calculada conforme a fórmula indicada na metodologia e os resultados foram relacionados na Tabela 7.

Tabela 7– O Teor de Umidade (TU %) das 9 praias (períodos chuvosos e secos)

TU (%)	fev. 2022	mar. 2023	período chuvoso (média)	jul. 2022	ago. 2023	período seco (média)
PR1	0,14	0,24	0,2	0,14	12,63	6,4
PR2	4,44	0,20	2,3	30,26	3,07	16,7
PR3	0,19	2,81	1,5	3,99	4,75	4,4
PR4	0,03	29,89	15,0	0,04	0,07	0,1
PR5	0,03	0,68	0,4	0,09	0,10	0,1
PR6	0,05	0,37	0,2	0,29	0,52	0,4
PR7	0,04	0,39	0,2	2,75	0,34	1,5
PR8	0,05	4,13	2,1	3,98	0,07	2,0
PR9	0,05	0,41	0,2	5,18	0,05	2,6

Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3(Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5 (Botafogo); PR6 (Urca); PR7(Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal).

Fonte: a Autora.

A análise do TU mostrou variações entre os períodos chuvosos e secos. Alguns resultados foram bem divergentes do restante, pode ser devido uma variação pluviométrica (evento isolado) observada na ocasião da coleta estar acima do previsto para o período.

Ainda necessitaria de uma investigação mais detalhada para avaliar outros fatores além da variação pluviométrica que poderiam ter contribuído para essas alterações identificadas.

3.2.4 Teor de Matéria Orgânica (TMO)

Foram realizados os ensaios do Teor de Matéria Orgânica para a análise das quantidades presentes em cada campanha a fim de identificar se esse fator (TMO) influenciou na presença de MPs (Tabela 8).

Tabela 8– O Teor de Matéria Orgânica (TMO, mg kg⁻¹) das 9 praias (períodos chuvosos e secos)

TMO (mg kg ⁻¹)	fev.2022	jul.2022	período chuvoso (média)	mar.2023	ago.2023	período seco (média)
PR1	0,7899	0,3542	11,44	0,3066	0,4152	7,22
PR2	0,7351	0,3641	10,99	0,0523	0,2695	3,22
PR3	0,0858	0,1396	2,25	0,0913	0,0538	1,45
PR4	0,0657	0,0607	1,26	0,0696	0,0553	1,25
PR5	0,0968	0,1345	2,31	0,1222	2,81	29,32
PR6	0,1046	0,0992	2,04	0,0918	0,1099	2,02
PR7	0,0867	0,0649	1,52	0,1088	0,0688	1,78
PR8	0,0545	0,0697	1,24	0,0467	0,0616	1,08
PR9	0,0534	0,0536	1,07	0,0481	0,0351	0,83

Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3(Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5 (Botafogo); PR6 (Urca); PR7(Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal).

Fonte: a Autora.

A análise comparativa do TMO calculado para as 9 praias, períodos secos e chuvosos, indicou que 3 praias apresentaram um TMO mais elevado nas quatro campanhas de coleta. A PR5 foi a que apresentou o TMO mais elevado. A PR5 é uma praia abrigada banhada pela Baía de Guanabara, inserida no contexto urbano com alta densidade demográfica, abrigada, com baixo índice de balneabilidade. Na ocasião da coleta foi observado que os sedimentos estavam com aspecto e cheiro desagradáveis (Figura 48). Logo, esse índice elevado de TMO pode ser devido às baixas condições de qualidade (limpeza) das areias, apesar de estar inserida na rota da limpeza urbana.

A PR1 e a PR2 ficaram em segundo e terceiro lugar com relação ao TMO. Essas praias estão inseridas numa região insular, expostas banhadas pelo Oceano Atlântico em área de proteção ambiental.

Figura 48– Vista da área do local de coleta na praia de Botafogo com os resíduos separados em montes ao longo da faixa entremarés na ocasião da coleta. As marcações em vermelho sinalizam as áreas onde foram feitas as coletas dos sedimentos arenosos superficiais.



Fonte: A autora

A PR1 é uma praia que recebe a contribuição de dois rios, os quais acabam recebendo contribuição dos efluentes sem um tratamento adequado das casas da Vila de Dois Rios, devido a precariedade do tratamento de esgoto (sistema fossa sumidouro) que já não está atendendo de forma eficaz a Vila. A TMO elevada é bem provável que seja não só pela contribuição de pequena parte dos efluentes como também da vegetação que delimita a praia.

A PR2 também inserida em uma área de preservação ambiental, insular, exposta, possui a presença de um pequeno riacho que desagua nas areias da praia, porém não há presença de moradias na região. Logo, esse elevado índice de TMO pode ser pela proximidade da vegetação nativa que delimita a praia.

As concentrações de MPs encontradas serão discutidas no item 4.3 nos resultados das quantidades de MPs para os períodos (seco e chuvoso) e para as zonas de diferentes marés.

3.2.5 Avaliação dos metais adsorvidos aos sedimentos

A degradação do polímero é evidenciada pela alteração das suas características físicas ou químicas (BELTRÁN-SANAHUJA *et al.*, 2019; PRATA *et al.*, 2020; CASTILLO, *et al.*, 2024). É observado a descoloração, o encolhimento, a descamação, os buracos, as fraturas, as rachaduras, as fissuras e algumas partículas aderidas. A superfície dos MPs degradadas favorece

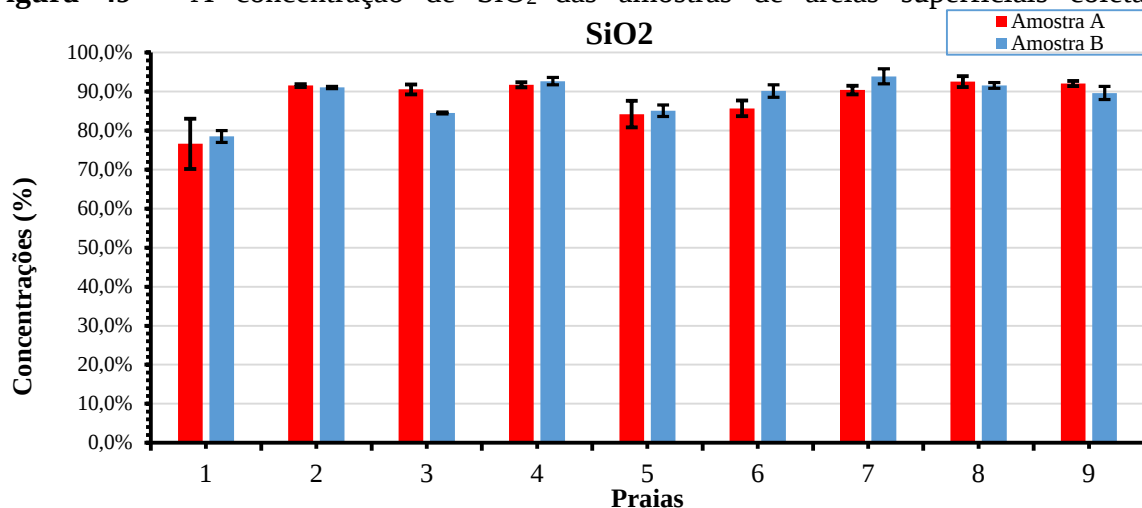
a adsorção de metais, fazendo com que os MPs atuem como fômites de vários metais pesados para diferentes ecossistemas (RODRIGUES *et al.*, 2022; CASTILLO, *et al.*, 2024).

A adsorção é um processo que pode ser afetado principalmente pelo tipo de polímero, pelas características dos plásticos, pelas características químicas dos metais pesados e por fatores ambientais, como pH, salinidade e diferenças na concentração dos poluentes (CASTILLO, *et al.*, 2024).

A associação do metal ao MPs e aos sedimentos envolve o entendimento dos mecanismos e eficiências da absorção envolvidas no processo. No ambiente, tem um grande potencial de migração constante (sorção e dessorção) dos poluentes metálicos ao longo de um gradiente de concentração nas superfícies dos MPs e sedimentos aderidos ao dióxido de silício (SiO_2) ou seja, areia, até alcançar o equilíbrio (CAO *et al.*, 2021; RODRIGUES *et al.*, 2022). A Figura 49, ilustra a concentração de dióxido de silício (SiO_2) das amostras de areia coletadas nas 9 praias.

Foi investigada a presença de metais e ametais tais como: Magnésio (Mg); Alumínio (Al), Fósforo (P), Enxofre (S), Cloro (Cl), Potássio (K), Cálcio (Ca), Titânio (Ti), Manganês (Mn), Ferro (Fe), Níquel (Ni), Cobre (Cu), Zinco (Zn), Rubídio (Rb), Estrôncio (Sr), Ítrio (Y), Zircônio (Zr), Chumbo (Pb), Bromo (Br), Nióbio (Nb). Os gráficos referentes às análises dos metais e ametais aderidos aos sedimentos superficiais das 9 praias nas campanhas de 2023 (período seco e chuvoso) estão no Apêndice A.

Figura 49 – A concentração de SiO_2 das amostras de areias superficiais coletadas.



Amostra A: período chuvoso; Amostra B: período seco; Fonte: A autora

Essa investigação foi realizada a fim de avaliar uma possível correlação com os metais aderidos nas superfícies no pool das amostras de MPs (n=100).

Percebe-se, no gráfico da Figura 53 que o SiO₂ apresenta o maior percentual nas amostras de areias. Isto ilustra que há outros elementos químicos combinados aos sedimentos que estão aderidos aos grãos de areias. A variação entre os sedimentos recolhidos nos dois períodos é muito pequena. Os fatores que podem afetar as interações dos MPs com os metais e metalóides são as propriedades da superfície das partículas como: tamanho, área de superfície, porosidade, íons eletronegativos. Outro fator que irá influenciar na concentração dos metais são as condições ambientais, como: pH, salinidade e temperatura, entre outros (ATHIRA, *et al.*, 2024; CASTILLO, *et al.*, 2024).

A presença de magnésio (Mg) e o cromo (Cr) estão relacionados aos fatores ambientais (pH, salinidade e temperatura). A presença de níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), Chumbo (Pb), cobalto (Co) e arsênio (As), estão correlacionados a temperatura (CASTILLO, *et al.*, 2024; ATHINA *et al.* 2024) (Tabela 9).

Tabela 9: Concentração de metais e ametais nas areias das 9 praias no período chuvoso 2023.

A	PR1	PR2	PR3	PR4	PR5	PR6	PR7	PR8	PR9
Mg (%)	5,60 ± 0,60	4,25 ± 0,17	4,51 ± 0,52	4,52 ± 0,38	4,65 ± 0,21	4,10 ± 1,46	4,50 ± 0,40	4,20 ± 0,80	4,23 ± 0,38
Al (%)	2,65 ± 0,32	1,34 ± 0,05	2,07 ± 0,32	1,59 ± 0,11	4,95 ± 1,24	2,66 ± 0,46	2,4 ± 0,30	1,16 ± 0,28	1,23 ± 0,03
P (%)	0,30 ± 0,02	0,28 ± 0,01	0,31 ± 0,04	0,28 ± 0,02	0,52 ± 0,14	0,40 ± 0,08	0,35 ± 0,004	0,27 ± 0,007	0,28 ± 0,001
S (ppm)	2380 ± 763	739 ± 27,40	618 ± 61	677 ± 81	1527 ± 371	899 ± 171	1933 ± 506	1087 ± 35	876 ± 274
Cl (%)	1,22 ± 0,39	0,41 ± 0,02	0,28 ± 0,03	0,34 ± 0,01	0,17 ± 0,01	0,34 ± 0,03	0,85 ± 0,09	0,73 ± 0,04	0,74 ± 0,01
K (%)	1,17 ± 0,14	0,48 ± 0,04	0,85 ± 0,26	0,59 ± 0,06	2,46 ± 0,79	1,36 ± 0,25	0,38 ± 0,36	0,31 ± 0,16	0,35 ± 0,09
Ca (%)	11,11 ± 4,76	1,35 ± 0,42	0,22 ± 0,05	0,19 ± 0,06	0,77 ± 0,30	2,79 ± 0,42	0,37 ± 0,12	0,29 ± 0,12	0,29 ± 0,04
Ti (%)	0,20 ± 0,05	0,12 ± 0,005	0,77 ± 0,31	0,42 ± 0,21	0,89 ± 0,27	1,58 ± 0,37	0,16 ± 0,10	0,24 ± 0,08	0,54 ± 1,89
Mn (ppm)	213,5 ± 85,5	99 ± 14	161 ± 55	122 ± 42	244,5 ± 23	280 ± 51	152 ± 61	89 ± 20	136 ± 43
Fe (%)	0,74 ± 0,26	0,10 ± 0,002	0,30 ± 0,04	0,23 ± 0,09	1,10 ± 0,37	0,78 ± 0,22	0,31 ± 0,16	0,11 ± 0,05	0,18 ± 0,08
Ni (%)	8,6 ± 2,4	6,2 ± 0,58	5,3 ± 0,3	4,8 ± 0,9	8,8 ± 2,4	6,3 ± 0,8	5,1 ± 0,8	4,9 ± 0,4	4,8 ± 0,8
Cu (%)	7,8 ± 0,4	7,3 ± 0,2	9,4 ± 2	8,1 ± 0,8	62 ± 35	23,3 ± 8,1	8,3 ± 0,7	6,4 ± 0,6	7 ± 0,6
Zn (ppm)	59 ± 18	31 ± 2	33 ± 4	29 ± 4	78 ± 29	64 ± 7	37 ± 2	31 ± 7	27 ± 3
Rb (ppm)	73 ± 17	17,6 ± 0,8	13,5 ± 1,8	12 ± 2,5	50 ± 10	26 ± 2	8 ± 8,4	7 ± 2	7,5 ± 1
Sr (ppm)	729 ± 49	100 ± 7,4	21,4 ± 2,2	19 ± 3	58 ± 10	67 ± 6,5	7,7 ± 2,7	20,7 ± 3,2	24,5 ± 3
Y (ppm)	6,6 ± 2	2 ± 0,3	5 ± 3	3,2 ± 0,3	19,3 ± 8	18,5 ± 6	3,2 ± 0,4	1,9 ± 0,9	1,5 ± 0,3
Zr (ppm)	93 ± 37	76,5 ± 28	254 ± 114	180 ± 59	713 ± 288	1154 ± 434	69,5 ± 28	78,4 ± 20	107 ± 21
Pb (ppm)	16 ± 3	4,9 ± 0,21	7,1 ± 0,8	5,6 ± 0,6	43 ± 21	20 ± 3,4	18 ± 15	3,3 ± 0,5	3,4 ± 0,7
SiO2 (%)	76,6 ± 6,43	91,55 ± 0,39	91,73 ± 0,66	84,21 ± 3,40	85,72 ± 2,02	90,41 ± 1,11	92,55 ± 1,39	92,55 ± 1,39	92,05 ± 0,64
Br (ppm)	13 ± 0,7	2,2 ± 0,15	0	0	0	0	0	2,3 ± 0,1	2,4 ± 0,5
Nb (ppm)	0	0	5 ± 1,6	2,8 ± 0,2	6,0 ± 1,1	9,3 ± 1,0	0	0	0

Fonte: a Autora.

No período chuvoso (Tabela 09; APÊNDICE A) a praia que mais apresentou magnésio foi a PR1, o cromo não foi analisado. A maior concentração de níquel, cobre, zinco, chumbo, foram encontrados na PR5, seguidos pela PR1 (zinco) PR3 (cobre) e PR6 (chumbo).

Tabela 10: Concentração de metais e ametais nas areias das 9 praias, período seco 2023.

B	PR1	PR2	PR3	PR4	PR5	PR6	PR7	PR8	PR9
Mg (%)	5,84 ± 1,06	4,08 ± 0,56	4,39 ± 0,09	4,26 ± 0,28	4,76 ± 0,11	5,24 ± 0,60	3,81 ± 1,40	4,82 ± 0,28	4,63 ± 0,25
Al (%)	2,23 ± 0,22	1,30 ± 0,03	1,32 ± 0,12	1,22 ± 0,16	3,35 ± 0,48	1,74 ± 0,52	0,74 ± 0,43	1,25 ± 0,30	1,13 ± 0,09
P (%)	0,49 ± 1,12	0,27 ± 0,002	0,40 ± 0,02	0,28 ± 0,015	0,56 ± 0,07	0,28 ± 0,01	0,25 ± 0,05	0,27 ± 0,004	0,34 ± 0,06
S (ppm)	768 ± 61	949 ± 63	813 ± 56	636 ± 377	2933 ± 745	2023 ± 713	1573 ± 144	1031 ± 130	981 ± 54
Cl (%)	0,18 ± 0,013	1,034 ± 0,09	0,66 ± 0,02	0,35 ± 0,019	0,301 ± 0,01	0,742 ± 0,04	0,88 ± 0,08	0,79 ± 0,01	0,80 ± 0,07
K (%)	0,68 ± 0,13	0,43 ± 0,05	0,26 ± 0,06	0,32 ± 0,06	1,36 ± 0,24	0,55 ± 0,26	0,048 ± 0,012	0,38 ± 0,13	0,23 ± 0,06
Ca (%)	5,50 ± 0,65	0,80 ± 0,22	0,72 ± 0,11	0,134 ± 0,01	0,53 ± 0,07	0,65 ± 0,42	0,12 ± 0,03	0,50 ± 0,06	0,31 ± 0,09
Ti (%)	3,40 ± 1,06	0,093 ± 0,021	5,20 ± 0,33	0,49 ± 0,36	1,80 ± 0,36	0,195 ± 0,097	0,0114 ± 0,003	0,128 ± 0,071	2,09 ± 1,11
Mn (ppm)	911 ± 289	84 ± 13	1072 ± 66	117 ± 52	363 ± 90	92 ± 11	76 ± 12	77 ± 7	353 ± 130
Fe (%)	2,74 ± 0,96	0,065 ± 0,112	2,02 ± 0,03	0,167 ± 0,14	1,62 ± 0,27	0,201 ± 0,097	0,634 ± 0,007	0,141 ± 0,061	0,63 ± 0,26
Ni (%)	6,8 ± 1,8	5,3 ± 0,25	9,6 ± 5,2	5,1 ± 0,7	7,8 ± 2,1	4,8 ± 1,0	4,8 ± 1,1	4,7 ± 1,0	3,7 ± 0,2
Cu (%)	24,2 ± 8,7	6,8 ± 0,15	23,4 ± 1,3	8,0 ± 1,2	81 ± 18	8,2 ± 2,1	6,6 ± 0,4	6,6 ± 0,4	12,4 ± 4,3
Zn (ppm)	85,2 ± 20,2	27,7 ± 2,7	72,4 ± 2,6	27,7 ± 4,2	75,5 ± 2,6	32,0 ± 2,2	27 ± 4	26,5 ± 2	31,3 ± 2,2
Rb (ppm)	46 ± 2,2	17,3 ± 0,5	9,1 ± 0,6	7,9 ± 0,4	35,0 ± 0,7	10,9 ± 2,0	0	11,1 ± 0,9	6,3 ± 1,1
Sr (ppm)	464 ± 26	90 ± 3,1	48,5 ± 2,5	15,4 ± 3,3	48,3 ± 1,8	26,2 ± 4,5	2,2 ± 0,2	33,3 ± 3,8	27,4 ± 1,9
Y (ppm)	15,5 ± 4,5	2,0 ± 0,10	24,4 ± 1,3	2,5 ± 0,4	82,5 ± 24,0	1,8 ± 0,4	0	1,8 ± 0,9	11,4 ± 12,0
Zr (ppm)	1693,3 ± 706,8	66,9 ± 18,4	2810 ± 173,5	163,3 ± 80	2543,3 ± 618,9	69,3 ± 13,7	48,9 ± 15,4	70,4 ± 24,1	566,7 ± 391
Pb (ppm)	16,3 ± 2,9	5,0 ± 0,21	14,7 ± 0,5	4,1 ± 0,7	73,7 ± 4,9	5,6 ± 1,4	0,9 ± 1,5	3,9 ± 0,4	6,5 ± 2,5
SiO2 (%)	78,52 ± 1,52	91,08 ± 0,30	84,52 ± 0,23	92,68 ± 0,94	85,10 ± 1,49	90,17 ± 1,60	93,90 ± 1,91	91,59 ± 0,77	89,64 ± 1,69
Br (ppm)	0	6,2 ± 0,12	5,7 ± 0,6	1,5 ± 0,2	0	4,2 ± 0,3	1,3 ± 0,1	3,1 ± 0,1	3,5 ± 0,5
Nb (ppm)	28,0 ± 5,9	0	67,3 ± 3,7	2,5 ± 0,7	18,3 ± 5,5	0	0	0	11,3 ± 6,3

Fonte: a Autora.

No período seco (Tabela 10; APÊNDICE A) a praia que mais apresentou magnésio foi a PR1, o cromo não foi medido. A maior concentração de níquel, foi encontrada na PR3, cobre, zinco, chumbo, foram encontrados na PR5, seguidos pela PR3 (zinco e cobre) e PR1 (chumbo).

Os resultados alcançados corroboram com os resultados de Castillo et al (2024), que identificou nas amostras de areias concentrações de Ni (6,22 µg/g); Cu (4,72 µg/g); Pb (2,08 µg/g).

A presença de concentrações de nióbio nas praias PR1, PR3, PR4, PR5, PR6 e PR9 serão objetos de estudos futuros, pois necessita de outras análises a fim de analisar a causa da presença desse metal, que tem sido combinado a outros compostos para serem aplicados como separadores de água e óleo e como antimicrobianos. Porém, este pode causar toxicidade devido a exposição prolongada (ALMEIDA, 2022).

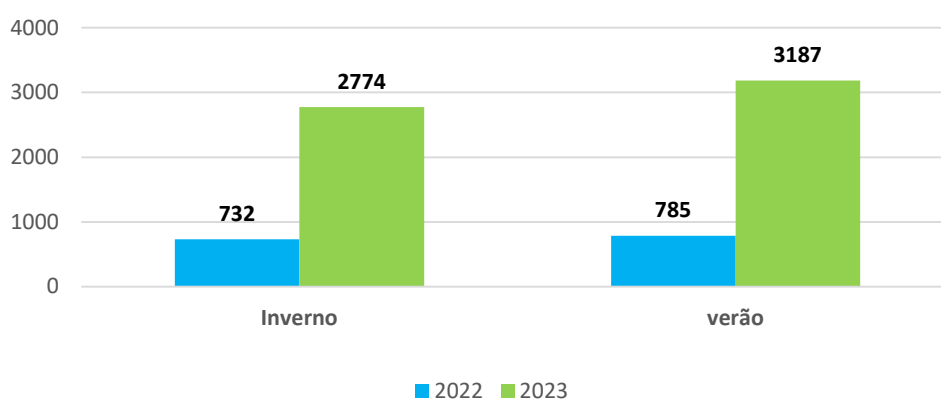
Os resultados alcançados nesta análise (Tabelas 09 e 10; APÊNDICE A) deverão ser objeto de estudo futuro, a fim de investigar a influência de outros fatores ambientais, das marés e condições climáticas que possam estar influenciando na presença dos metais nos sedimentos

aderidos aos grãos de areia e a correlação com a presença desses metais adsorvidos às superfícies dos microplásticos ambientais.

3.3. Análise comparativa dos dois protocolos de separação dos MPs utilizados nas campanhas de 2022 e 2023.

O total de MPs coletados nas quatro campanhas de coletas em 2022 e 2023 foi de 7.478 itens (Figura 50).

Figura 50 – Total de MPs coletados nas 4 campanhas em 2022 e 2023

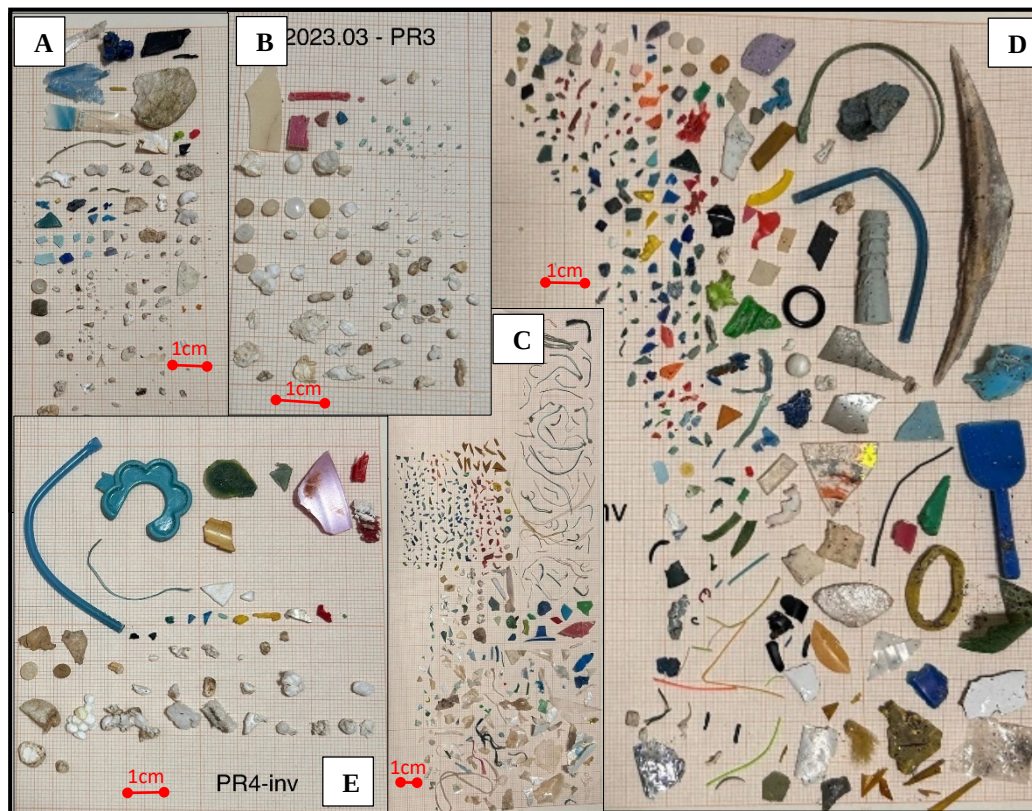


Fonte: a Autora.

Em 2022, a quantidade total de MPs separados dos sedimentos superficiais pelo protocolo de catação manual foi de 1.517 itens, para os períodos chuvoso e seco foram selecionados 785, 732 MPs, respectivamente.

Em 2023, foram extraídos pelo processo de flotação 5.961 itens, foram 3.187 itens encontrados no período chuvoso e 2.774 no período seco. (Figuras 50 e 51) Este processo mostrou ser mais eficiente para o objetivo desta pesquisa, permitindo a seleção de MPs com dimensões menores que 1 mm, denominados nanoplásticos (NPs). Esta nomenclatura foi sugerida por um subgrupo do *European Marine Strategy Framework Directive (MSFD)*, que desenvolve pesquisas sobre o lixo marinho (MSFD GES TECHNICAL SUBGROUP ON MARINE LITTER, 2013) e tem sido adotada por parte dos pesquisadores.

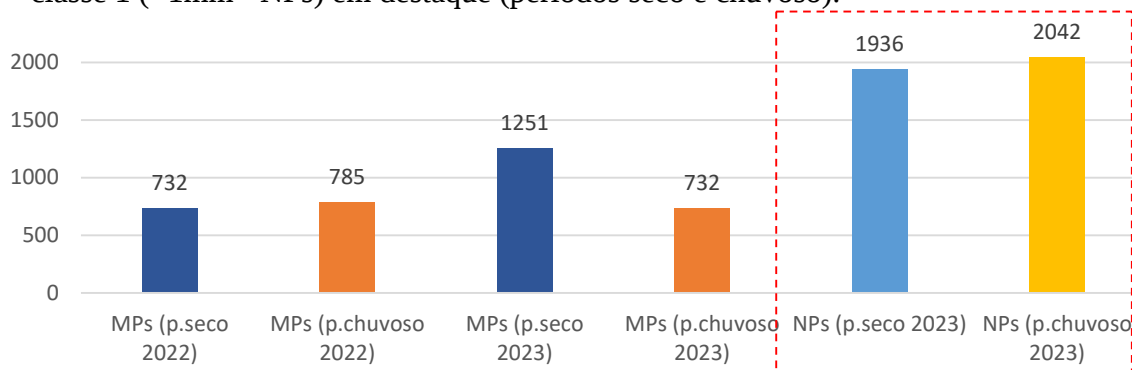
Figura 51– MPs extraídos dos sedimentos superficiais da área de estudo: (A) PR4; (B) PR3; (C) PR5; (D) PR5 inverno; (E) PR4 inverno.



Fonte: a Autora.

A análise dos MPs é altamente dependente da técnica de amostragem e extração, a inclusão da fração dos NPs evidencia a importância desta técnica no método de amostragem. Os NPs representam entre (35-90%) de todos os MPs nos resultados encontrados em outros estudos (BROWNE *et al.*, 2010; ERIKSEN, *et al.*, 2013; CAUWENBERGHE *et al.*, 2015) (Figura 52).

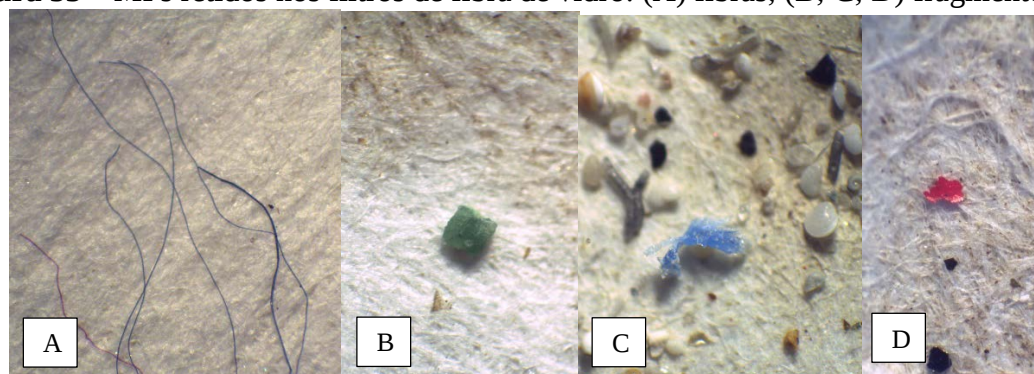
Figura 52– Total de MPs coletados em 2022 e MPs coletados em 2023 (em destaque) com a classe 1 (<1mm - NPs) em destaque (períodos seco e chuvoso).



Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3(Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5 (Botafogo); PR6 (Urca); PR7(Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal). Fonte: a Autora.

A campanha de 2022 foi para avaliar o método que seria mais adequado ao objetivo da pesquisa. Essa diferença expressiva entre as campanhas de 2022 e 2023, demonstra que a metodologia utilizada com a aplicação do segundo protocolo de separação dos MPs (Classe1 <1mm), por flotação e filtração, foi mais eficiente. Tal eficiência foi atribuída a flotação/filtração com membranas de fibras de vidro 0,7mm, que foi capaz de reter um maior número de microplásticos misturados aos sedimentos superficiais (Figura 53).

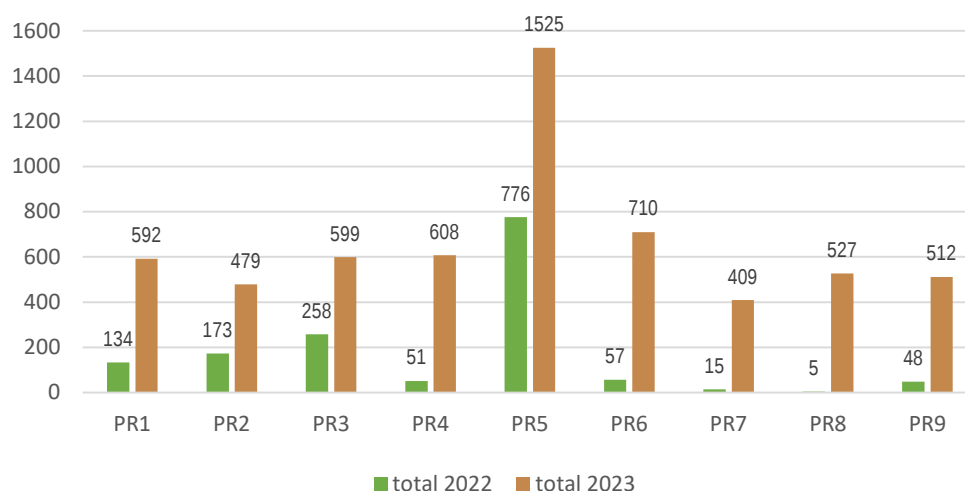
Figura 53 – MPs retidos nos filtros de fibra de vidro: (A) fibras; (B; C; D) fragmentos



Fonte: a Autora.

Por fim, o gráfico da Figura 58, ilustra a distribuição dos itens extraídos nas 4 campanhas por praia tanto para o período seco como para o chuvoso (2022 e 2023), confirmando que a extração dos MPs por catação manual não foi capaz de identificar e extrair MPs com tamanhos menores que 1mm.

Figura 54 – Distribuição dos MPs extraídos por praia para cada ano de campanha



Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3(Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5 (Botafogo); PR6 (Urca); PR7(Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal).

Fonte: a Autora.

As partículas plásticas menores que 1mm representaram 66,73% do total de itens plásticos extraídos dos sedimentos superficiais em 2023.

3.4. Análise comparativa das metodologias de extração de MPs ambientais utilizadas para 2022 e 2023.

O método por catação manual dos MPs separados dos sedimentos não permitiu a separação das partículas menores por triagem visual subestimando o resultado. A quantidade de MPs extraídos nas campanhas de 2022 de verão e inverno das amostras de sedimentos superficiais, resultou na presença de 732 MPs ou 8,4 MPs kg⁻¹ (quilograma) de areia seca no verão e 785 MPs ou 8,9 MPs kg⁻¹ de areia seca no inverno (Figura 54; Tabela 11).

O método de extração dos MPs por flotação e filtração das amostras de areia seca nas campanhas de verão e inverno de 2023, resultou na presença de 3.187 MPs ou 39,0 MPs kg⁻¹ de areia seca no verão e 2.774 MPs ou 32,2 MPs kg⁻¹ de areia seca no inverno (Figura 54, Tabela 11). Comparando os resultados alcançados nas campanhas de 2022 e 2023 observa-se que a diferença foi representativa, como pode ser observado na Tabela 11.

Tabela 11– MPs por kg de sedimento superficial x praia por período 2022 e 2023.

Praia	Período chuvoso 2022			Período seco 2022			Período chuvoso 2023			Período seco 2023		
	areia seca coletada/praia (kg)	MPs/praia (itens)	MPs (itens/kg)	areia seca coletada/praia (kg)	MPs/praia (itens)	MPs (itens/kg)	areia seca coletada/praia (kg)	MPs/praia (itens)	MPs (itens/kg)	areia seca coletada/praia (kg)	MPs/praia (itens)	MPs (itens/kg)
PR1	7,23	37	5,1	8,91	97	10,9	6,54	335	51,2	7,35	257	35,0
PR2	8,52	102	12,0	10,54	71	6,7	6,65	283	42,6	7,52	196	26,1
PR3	8,72	47	5,4	9,66	211	21,8	6,68	249	37,3	7,52	350	46,6
PR4	10,29	0	0,0	10,48	51	4,9	10,66	370	34,7	10,37	238	23,0
PR5	10,93	499	45,6	9,89	277	28,0	10,05	973	96,8	10,06	552	54,9
PR6	10,09	27	2,7	9,76	30	3,1	9,79	308	31,5	10,62	402	37,8
PR7	11,57	14	1,2	10,39	1	0,1	10,11	113	11,2	11,23	296	26,4
PR8	9,39	5	0,5	8,31	0	0,0	10,56	287	27,2	10,54	240	22,8
PR9	10,77	1	0,1	10,25	47	4,6	10,69	269	25,2	10,84	243	22,4
Total	87,51	732	8,4	88,19	785	8,9	81,72	3187	39,0	86,04	2774	32,2

Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3(Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5 (Botafogo); PR6 (Urca); PR7(Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal).

Fonte: a Autora.

A menor quantidade de MPs kg⁻¹ para todas as campanhas de coleta foi a PR7, exceto para o período seco de 2023, cujo índice pluviométrico foi atípico para a época. A PR7 foi a praia que apresentou o grão de areia com maior módulo de finura, baixo TU e TMO, corroborando com os resultados encontrados por Rodrigues et al (2024) e Sobral (2011). Sendo

assim, apesar da variação no tamanho do grão nas praias não ter sido expressiva, a praia de Botafogo foi a que apresentou um menor tamanho de grão entre as praias abrigadas e um maior número de MPs kg^{-1} .

O impacto do tamanho do grão na ocorrência de MPs pode ser atribuído às diferentes formações geológicas combinadas com as condições hidrodinâmicas dos locais investigados. Essa incerteza destaca a necessidade de mais pesquisas sobre o impacto do tamanho do grão de areia, e os sedimentos aderidos, nas distribuições de MPs em diferentes ambientes costeiros, zonas abrigadas ou expostas (SUN, *et al.*, 2021; FORERO-LÓPEZ, *et al.*, 2024; CURTY, *et al.*, 2024).

No entanto, a confirmação das origens ainda é um grande desafio, devido aos mecanismos de aporte, difusão e transporte, sendo estes mais difíceis, necessitando de estudos detalhados para investigar a movimentação das marés e as variações pluviométricas ao longo do ano (MONTEIRO, 2022; CURTY, *et al.*, 2024).

Logo, para as demais análises será utilizado apenas os resultados alcançados em 2023, devido a representatividade dos MPs classe 1, que não foi alcançada pelos métodos de extração por catação manual em 2022.

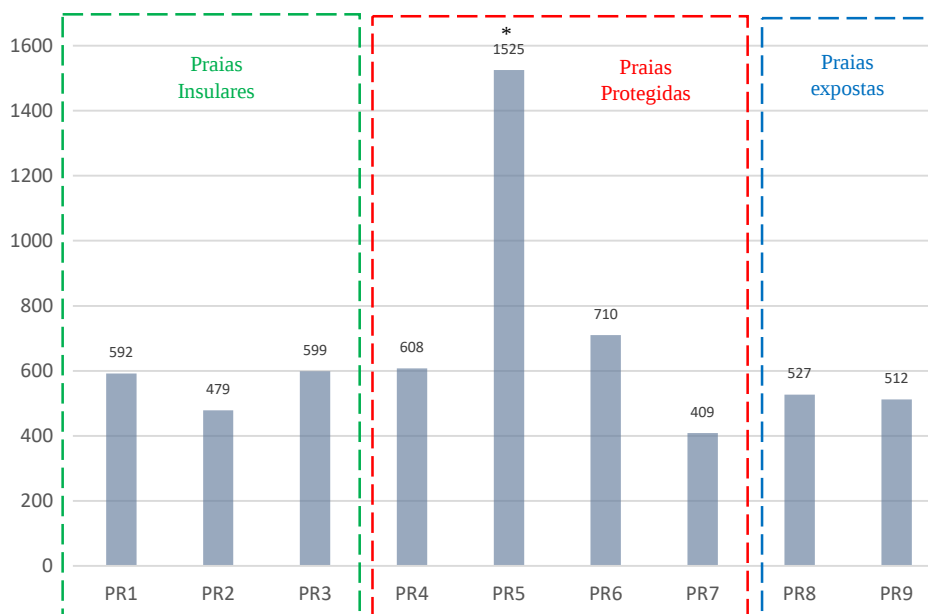
Após a contagem do número absoluto de MPs por praia, foi realizada a análise por período e por zonas de maré, classificando-os por classes (tamanho), cores e morfotipo.

3.5. Avaliação quali-quantitativa dos microplásticos ambientais extraídos dos sedimentos superficiais nas campanhas 2023.

O total de itens separados dos sedimentos superficiais nas campanhas de 2023, distribuídos por praia e por períodos (seco e chuvoso) estão apresentados na Figura 54.

A praia que apresentou maiores quantidades de MPs foi a de Botafogo (PR5), com 1.525 itens, seguida pela praia da Urca (PR6), com a presença de 710 itens, e, em terceiro lugar, ficou Flamengo (PR4) com 608 itens, seguidas por Lopes Mendes (PR3; 599 itens), Dois Rios (PR1; 592 itens), Ipanema (PR8; 527 itens), Pontal (PR9; 512 itens), Santo Antônio (PR2; 479 itens), e Praia Vermelha (PR7; 409 itens) (Figura 55).

Figura 55 – Distribuição total dos MPs extraídos por praia nas 2 campanhas 2023.



Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3 (Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5 (Botafogo); PR6 (Urca); PR7 (Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal). (*) Diferença significativa: Teste de Shapiro Wilk e Kruskal-Wallis apresentou variações para os períodos seco e chuvoso para classes e cores.

Fonte: a Autora.

As praias insulares expostas e banhadas pelo Oceano Atlântico apresentaram concentrações de MPs próximas. As 3 maiores quantidades de MPs foram de 3 praias abrigadas, Botafogo (PR5), Urca (PR6) e Flamengo (PR4) esse resultado corrobora com os resultados encontrados por Rodrigues et. al (2024), cujo estudo indicou que as praias protegidas, como as situadas dentro de baías, apresentaram maiores quantidade de MPs.

Além, do despejo de um volume representativo de esgoto não tratado, os resíduos sólidos urbanos carregados pelos sistemas fluviais podem ser grandes contribuintes para o alcance do atual estágio de degradação ambiental da Baía de Guanabara (CARVALHO e BAPTISTA NETO, 2016; MONTEIRO, 2022).

A PR7 (Praia Vermelha) embora esteja classificada como abrigada, por estar na boca da Baía de Guanabara, sofre a influência direta do Oceano Atlântico apresentando um resultado mais próximo das demais praias expostas (PR8, PR9).

Os resultados encontrados neste estudo nas campanhas de 2022 e 2023 corroboram com os resultados obtidos em outros estudos realizados nas areias das praias banhadas pela Baía de Guanabara (Tabela 12).

Tabela 12: Resultados dos estudos realizados nas areias de praias do Litoral do RJ.

Área de Estudo	Tipo de material	Análise	Número de itens (MPs)	Referência
Praias de Itaipu e Itacoatiara (Niterói/RJ)	Areia de praia	Inspeção visual	9287 (Itaipu) e 5143 (Itacoatiara) plásticos	Silva, et al. 2015
Praias Sossego, Camboinhas, Charitas, Flechas (Niterói/RJ)	Areia de praia	Inspeção visual	1390 (Sossego); 497 (Camboinhas); 437 (Charitas); 465 (Flechas) plásticos	Silva et al. 2016
Praias do Iquipari, Grussaí, Vargas, Dentinho (Litoral do RJ)	Areia de praia	Inspeção visual	155(Iquipari), 132(Grussaí), 88(Vargas), 143 (Dentinho) itens	Costa, et al, 2018
Praia de Camboinhas/RJ	Areia de praia	Inspeção visual	41,5-58,34% plásticos	Perez, et al, 2018
Baía de Guanabara/RJ	Areia de praia; profundidade de 5 cm.	Microscopia óptica	8766 itens	Carvalho e Baptista Neto, 2016
Praia Grande e Grussaí (Cabo Frio-RJ)	Areia da praia	Inspeção visual	16032 plásticos	Suciu et al, 2017
Prainha, Praia do Pontal e Praia Grande (Cabo Frio-RJ)	Areia da praia	Inspeção visual	493 (Prainha); 530 (Pontal); 369 (P. Grande)	Silva et al, 2018
Baía de Guanabara/RJ	Sedimento; profundidade de 5 cm.	Microscopia óptica	160-1000 itens/kg ou 4367-25.794 itens/m ²	Alves e Figueiredo, 2019
Baía de Guanabara/RJ	Sedimento; profundidade de 20 a 55 m.	Microscopia óptica	1 MP por 10 g de sedimento	Baptista Neto, et al, 2019
Niterói/RJ	Sedimento e areia de praia; profundidade de 2 a 8 m	Microscopia óptica	563 itens no sedimento (20,74 itens kg ⁻¹) e 6912 itens na areia de praia (166,50 itens kg ⁻¹)	Castro, et al. 2020
Praia de Icaraí (Niterói/RJ)	Areia da praia	Microscopia óptica	4.542MPs	Monteiro, 2022
Praia do Flamengo, Botafogo, Urca, Vermelha/RJ	Areia da praia; profundidade 2cm	Inspeção visual	Verão: 541 itens coletados - 1 MP / 70,65g de areia - 13,49% MFbs; Inverno: 360 itens coletados - 1 MP / 126,35g de areia - 5,83% MFbs	Curty et al. 2024
Praia do Flamengo, Botafogo, Urca, Vermelha/RJ	Areia da praia; profundidade 2cm	Microscopia óptica	Verão: 1492 itens coletados - 1 MP / 26,71g de areia - 34,58 % MFbs; Inverno: 925 itens coletados - 1MP / 47,90g de areia - 58,16 % MFbs	Curty et al. 2024
Praias do Litoral do Rio de Janeiro	Areia da praia; profundidade 2cm	Inspeção visual	Período Chuvoso: 8,4MPs/kg de sedimento seco; Período Seco: 8,9 MPs/kg de sedimento seco	presente estudo (2022)
Praias do Litoral do Rio de Janeiro	Areia da praia; profundidade 2cm	Microscopia óptica	Período Chuvoso: 39,0MPs/kg de sedimento seco; Período Seco: 32,2 MPs/kg de sedimento seco	presente estudo (2023)

Fonte: a Autora.

Após a análise das quantidades totais encontradas por praia foi feita a análise comparativa das quantidades por período.

3.6. Avaliação quali-quantitativa dos MPs ambientais por período (seco e chuvoso)

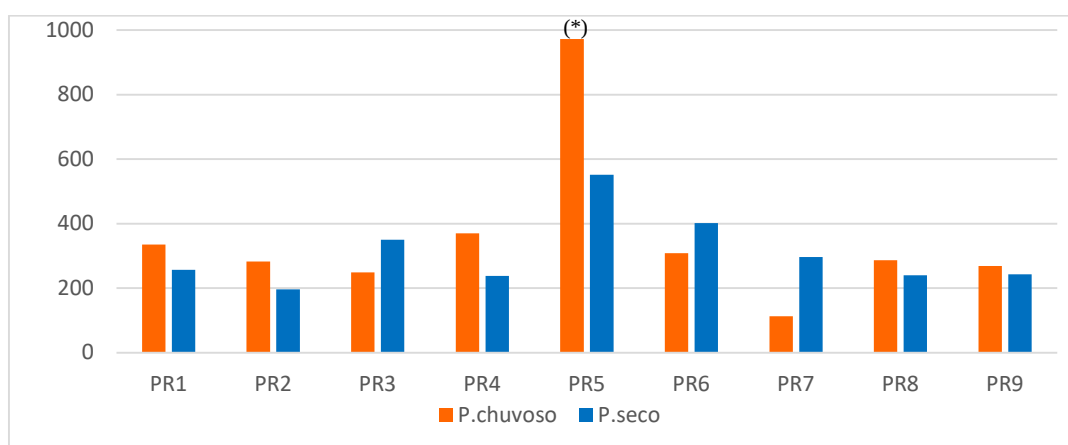
Durante a campanha de verão (período chuvoso) a praia que apresentou a maior quantidade foi a de Botafogo (PR5), com 973 itens, seguida pela praia do Flamengo (PR4) com 370 itens e em terceiro lugar a praia de Dois Rios (PR1), com 335 itens, seguidas pela Urca (PR6) com 308 itens, Ipanema (PR8) com 287 itens, praias de Santo Antônio (PR2) com 283 itens, praia do Pontal (PR9) com 269 itens, Lopes Mendes (PR3) com 249 itens e praia Vermelha (PR7) com 113 itens.

A campanha de inverno (período seco) mostrou que a maior incidência permaneceu na praia de Botafogo (552 itens), seguido em ordem decrescente por Urca (402 itens), Lopes Mendes (350 itens), Praia Vermelha (296), Dois Rios (257 itens), Pontal (243 itens), Ipanema (240 itens), Flamengo (238 itens) e Caxadaço (196 itens) (Figura 60).

As quantidades de MPs extraídas por praia para os 2 períodos apresentaram pequenas variações sazonais quando analisadas por praia.

A análise quantitativa dos dois períodos no gráfico da Figura 56, percebe-se que a maior parte das praias estudadas apresentaram maiores quantidades de MPs para o período chuvoso (verão). As diferenças não foram significativas entre os períodos, exceto para a Praia de Botafogo (PR5).

Figura 56 – Distribuição dos MPs por período (seco e chuvoso)



Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3 (Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5 (Botafogo); PR6 (Urca); PR7 (Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal). (*) Diferença significativa: Teste de Shapiro Wilk e Kruskal-Wallis apresentou variações para os períodos seco e chuvoso para classes e cores.

Fonte: a Autora.

Essas variações sazonais foram analisadas estatisticamente e não apresentaram diferenças significativas. As variações apareceram na comparação das praias entre si, conforme

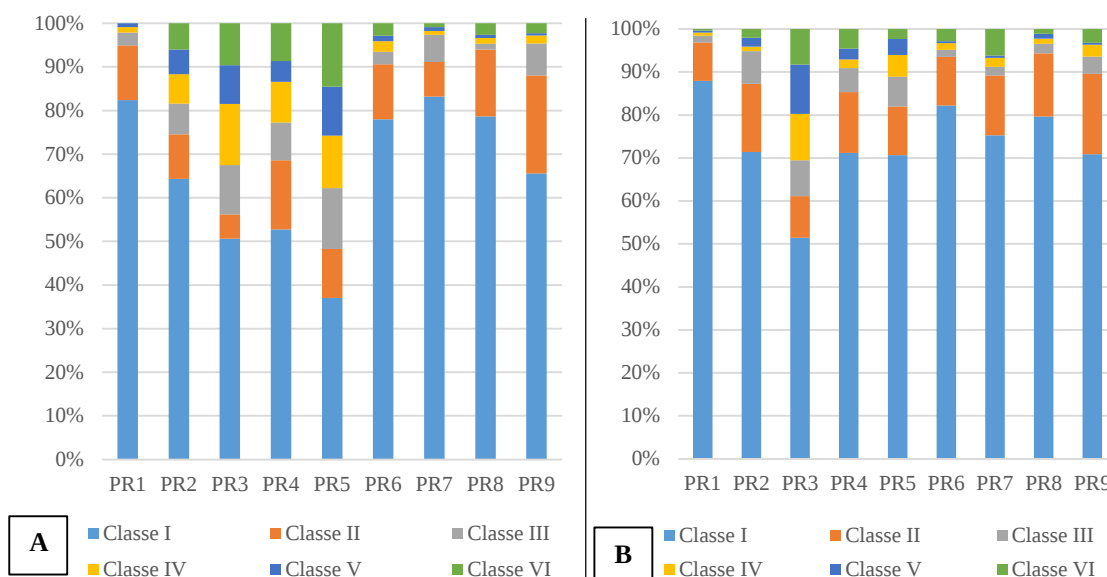
ilustra o resumo no APÊNDICE B, corroborando com os resultados obtidos por ÖZTEKIN, *et al.* (2024), cuja pesquisa fez uma avaliação mensal da presença de MPs em sedimentos costeiros, e outras 2 pesquisas similares (AYTAN *et al.*, 2022; GÜVEN, 2022) que avaliaram a presença de MPs em colunas d'água.

O desvio encontrado na praia de Botafogo deverá ser objeto de estudos futuros para avaliar quais outras influências estariam contribuindo para uma diferença tão representativa. Os microplásticos são poluentes únicos, provenientes de várias fontes, são degradados por diferentes processos (químicos, físicos e biológicos).

A presença do MPs nas diversas matrizes ambientais é variável. Por esse motivo, não se pode atribuir a presença no ambiente somente pela variação sazonal. A avaliação sazonal dos 5.961 microplásticos, separados das amostras de sedimentos superficiais, foram classificadas por classe (tamanho).

Todos as partículas plásticas foram medidas e separados em seis classes: classe 1 (0,01-0,99mm) 66,73%; classe 2 (1,00-1,99mm) 12,77%; classe 3 (2,00-2,94mm) 6,41%; classe 4 (3,00-3,98mm) 5,05%; classe 5 (4,00 – 5,00mm) 3,94%; classe 6 (>5,00mm) 5,10% como mostra o gráfico da Figura 57.

Figura 57– Distribuição dos MPs por classe x período: (A) seco e (B) chuvoso.



Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3 (Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5 (Botafogo); PR6 (Urca); PR7 (Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal). Classes: classe 1 (0,01-0,99mm) 66,73%; classe 2 (1,00-1,99mm) 12,77%; classe 3 (2,00-2,94mm) 6,41%; classe 4 (3,00-3,98mm) 5,05%; classe 5 (4,00 – 5,00mm) 3,94%; classe 6 (>5,00mm) 5,10%

Fonte: a Autora.

A análise dos gráficos dos MPs distribuídos por classes por praia não apresentou variações significativas para os dois períodos distintos, exceto para praia de Botafogo.

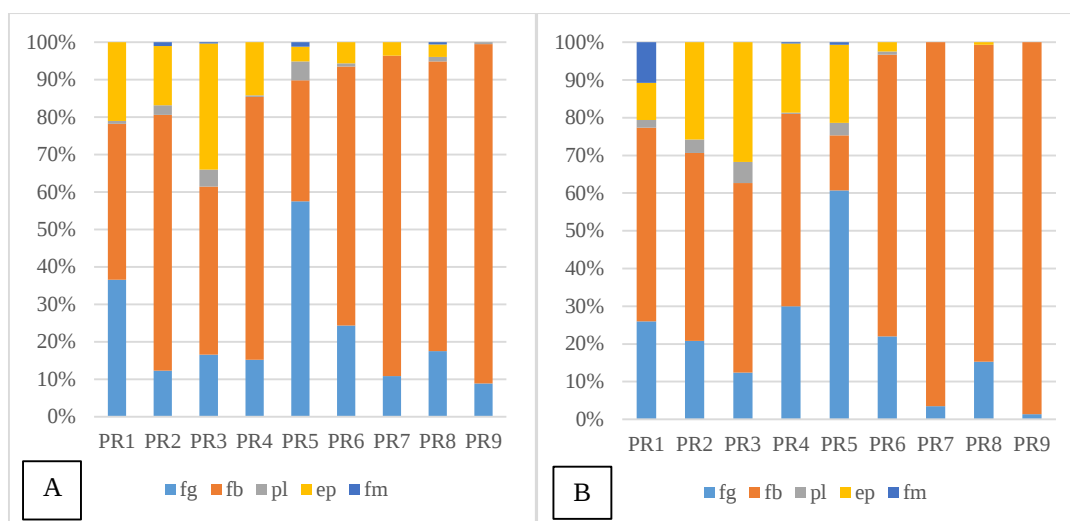
Ao fazer a verificação de normalidade das distribuições pelo teste de Shapiro-Wilk, a Praia de Botafogo (PR5) foi a única que apresentou o teste rejeitado para os períodos.

Para determinar se houve diferenças significativas entre as médias (classes) dos períodos (seco e chuvoso) foi realizado um teste não paramétrico (teste de Kruskal Wallis) que também rejeitou o resultado somente para praia de Botafogo, como ilustra o resumo no APÊNDICE B das análises estatísticas por período.

Após analisar as distribuições dos MPs por classes, foi feita a avaliação da distribuição de morfotipos por período.

A avaliação sazonal da distribuição por morfotipo, os microplásticos foram divididos em 5 tipos. As fibras foram o morfotipo mais abundante, representando 56,28% das amostras, seguidas pelos fragmentos (28,18%), espumas (11,99%), pelotas (2,67%) e filmes (0,87%) (Figura 58).

Figura 58 – Distribuição dos MPs por morfotipo x período: (A) seco; (B) chuvoso



Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3(Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5 (Botafogo); PR6 (Urca); PR7(Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal). Morfotipos: fragmentos (fg); fibras (fb); pelotas (pl); espumas (ep); filme (fm).
Fonte: a Autora.

As fibras no ambiente aquático podem ser atribuídas a vários fatores como por exemplo, restos das linhas e redes de pesca, roupas de banho, descarga das estações de tratamento que não conseguem retê-las devido a sua morfologia, passando facilmente pelos filtros (ÖZTEKIN, *et al.*, 2024; AZAAOUAJ, *et al.*, 2024). Por exemplo, De Falco, *et al.*, (2018) e Napper, (2016) mostraram que uma carga de aproximadamente 5 kg de roupas de poliéster pode liberar até 6 milhões de microfibras ($\geq 5 \mu\text{m}$).

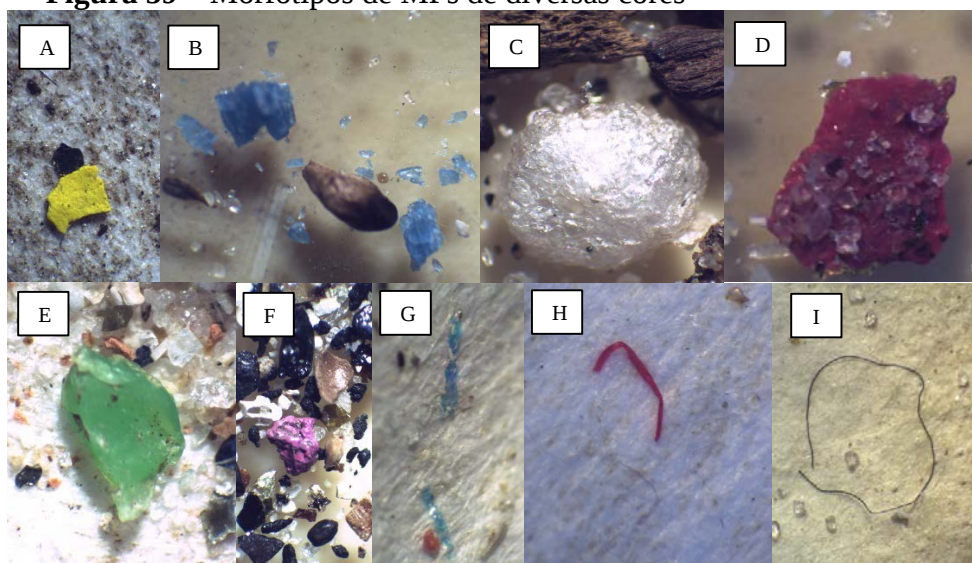
A análise dos gráficos dos MPs distribuídos por morfotipos por praia não apresentou variações significativas para os dois períodos distintos. As variações só ocorreram ao comparar

as praias. Ao fazer a verificação de normalidade das distribuições dos morfotipos pelo teste de Shapiro-Wilk, o mesmo não apresentou rejeição para nenhuma praia nesses períodos. Para determinar se houve diferenças significativas entre as médias (morfotipos) dos períodos (seco e chuvoso) foi realizado um teste não paramétrico (teste de Kruskal Wallis) cujo resultado também não rejeitou, como ilustra o resumo no APÊNDICE B das análises estatísticas por período.

Após analisar as distribuições dos MPs por morfotipo, foi feita a avaliação da distribuição de cores por período.

A última análise da variação sazonal da distribuição dos MPs nas praias foi a avaliação da cor. Neste estudo a cor que teve maior representatividade foi a azul (32,31%), seguida da preta (25,52%); branca (17,13%); vermelha (9,53%); incolor (4,76%); outras (4,73%); verde (3,82%) e amarela (2,35%) (Figuras 59 e 60).

Figura 59 – Morfotipos de MPs de diversas cores

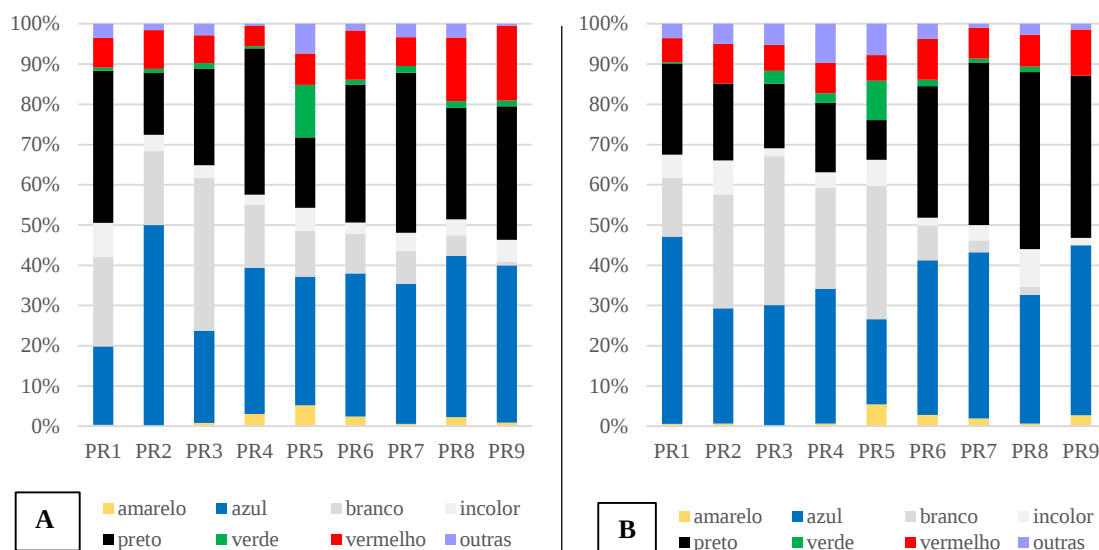


Legenda: (A) fragmento; (B) fragmentos; (C) espuma; (D) fragmento; (E) fragmento; (F) fragmento; (G) filme; (H) fragmento; (I) fibra.

Fonte: a Autora.

As cores azul e preta em quantidades expressivas podem ser devido ao material utilizado para a confecção das cordas (poliamidas), utilizadas nas atividades recreativas e comerciais de náuticas e pesca, serem predominantemente azuis e pretas. (CURTY *et al.*, 2024).

As cores branca e incolor são citadas como as mais comuns no ambiente, algumas hipóteses são relatadas na literatura como: a dificuldade de identificação visual dos predadores, a perda da coloração devido a oxidação e a radiação UV, pelo fato da maior quantidade de utensílios descartáveis serem produzidos na cor branca ou transparentes. (ANDRADY, 2017; AYTAN, *et al.*, 2022; ÖZTEKIN, *et al.* 2024)

Figura 60 – Distribuição dos MPs por cor x período: (A) seco; (B) chuvoso.

Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3 (Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5 (Botafogo); PR6 (Urca); PR7 (Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal).

Fonte: a Autora.

A análise dos gráficos dos MPs distribuídos por cores por praia não apresentou variações significativas para os dois períodos distintos. As variações só ocorreram ao comparar as praias.

Ao fazer a verificação de normalidade das distribuições das cores pelo teste de Shapiro-Wilk, a única praia que apresentou rejeição foi a praias de Botafogo (PR5), as demais não foram rejeitadas.

Para determinar se houve diferenças significativas entre as médias (cores) dos períodos (seco e chuvoso) foi realizado um teste não paramétrico (teste de Kruskal Wallis) cujo resultado também não rejeitou, como ilustra o resumo no APÊNDICE B das análises estatísticas por período. E ao analisar todas as cores por praias por período não houve diferença significativa entre as medianas dos grupos.

3.7. Avaliação qualitativa dos MPs ambientais por zona de maré (alta e entremarés)

As quantidades de MPs extraídas por praia também foram analisadas por zonas de maré. As análises para diferentes zonas avaliaram os MPs por classe (tamanho), morfotipo e cor a fim de verificar se houve ou não variações por zonas por praias.

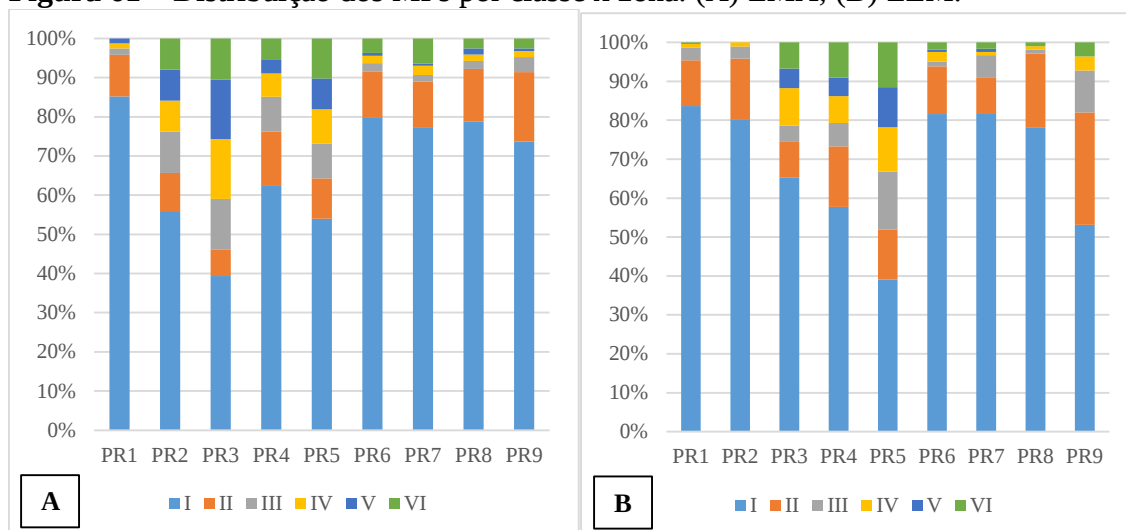
As coletas foram realizadas em 3 zonas: a da maré mais alta (ZMA), considerada a zona suja, por acumular a maior parte dos resíduos trazidos pela maré ou dispostos na areia da praia;

a zona entremarés (ZEM) considerada a zona limpa e a zona da maré recente (ZMR), que é a zona da maré na ocasião da coleta.

A quantidade de MPs distribuídos nas duas zonas foi de 4.712 itens representando 79,05% de todos os itens extraídos. Os percentuais encontrados para a ZMA e ZEM foram 54,90% e 45,10%, respectivamente, esperava-se que diferença encontrada para a ZMA fosse mais expressiva, por conter visualmente mais itens.

A análise quantitativa dos gráficos quanto a classe dos MPs nas diferentes zonas indicou que para a ZMA a classe I foi a que contabilizou mais itens 1.692 (65,40%), seguida pelas classes II, III, VI, IV, V com as respectivas quantidades 298 (11,52%); 165 (6,38%); 154 (5,95%); 149 (5,76%) e 129 (4,99%).

Figura 61 – Distribuição dos MPs por classe x zona: (A) ZMA; (B) ZEM.



Fonte: a Autora.

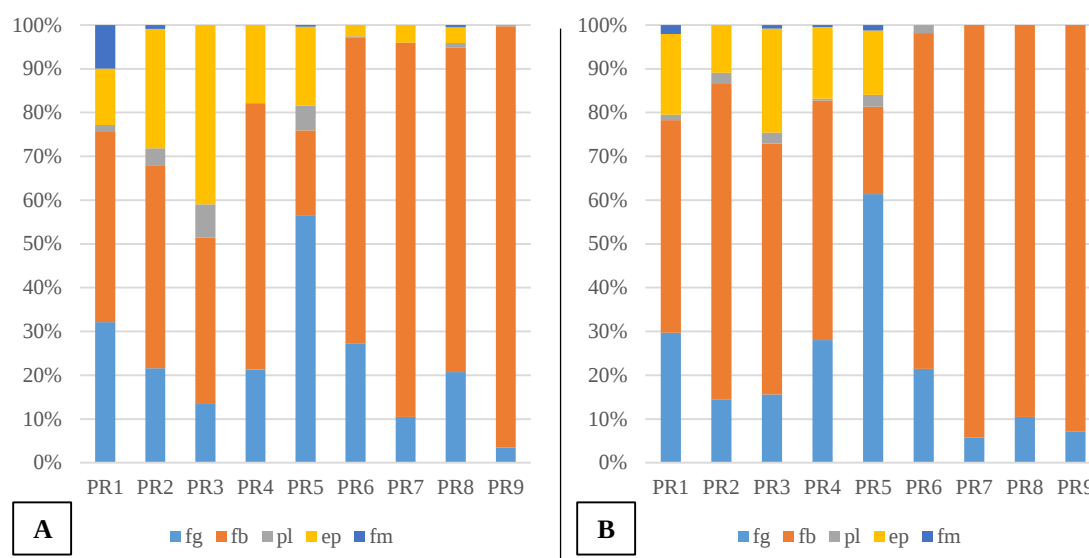
Para a ZEM, a classe I também foi a mais representativa com 1300 itens (61,18%) seguida pelas classes II, III, IV, VI e V com as quantidades 292 (13,74%); 167 (7,86%); 136 (6,4%); 131 (6,16%) e 99 (4,66%) respectivamente (Figura 61).

Os MPs são transportados entre as zonas nas faixas de sedimentos costeiros, devido às variações das marés (VEERASINGAM, *et al.*, 2016; KUNZ, *et al.*, 2016; ÖZTEKIN, *et al.*, 2024). Por esse motivo, o presente estudo avaliou as quantidades encontradas em cada zona.

A análise estatística realizada para as classes por praia por zona feita para verificar a normalidade das distribuições das classes pelas zonas, apresentou rejeição entre as zonas.

Para determinar se houve diferenças significativas entre as médias (classes) das zonas (ZMA e ZEM) foi realizado um teste não paramétrico (teste de Kruskal Wallis) cujo resultado não rejeitou, como ilustra o resumo no APÊNDICE C das análises estatísticas por zona. Ao analisar todas as classes para as praias por zona, no teste de normalidade de Shapiro-Wilk houve rejeição. E o teste não paramétrico de Kruskal Wallis para avaliar se houve diferença significativa entre as médias das classes por zonas, não houve rejeição. Esse resultado deve-se ao fato que não há diferença significativa entre as medianas dos grupos. Após a análise das classes por zona foi realizada a avaliação dos morfotipos por zonas de maré.

Figura 62 – Distribuição dos MPs por morfotipo x zona: (A) ZMA; (B) ZEM.



Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3 (Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5 (Botafogo); PR6 (Urca); PR7 (Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal). Zonas: Zona da Maré mais Alta (ZMA); Zona EntreMarés (ZEM). Morfotipos: fragmentos (fg); fibras (fb); pelotas (pl); espumas (ep); filmes (fm). Fonte: a Autora.

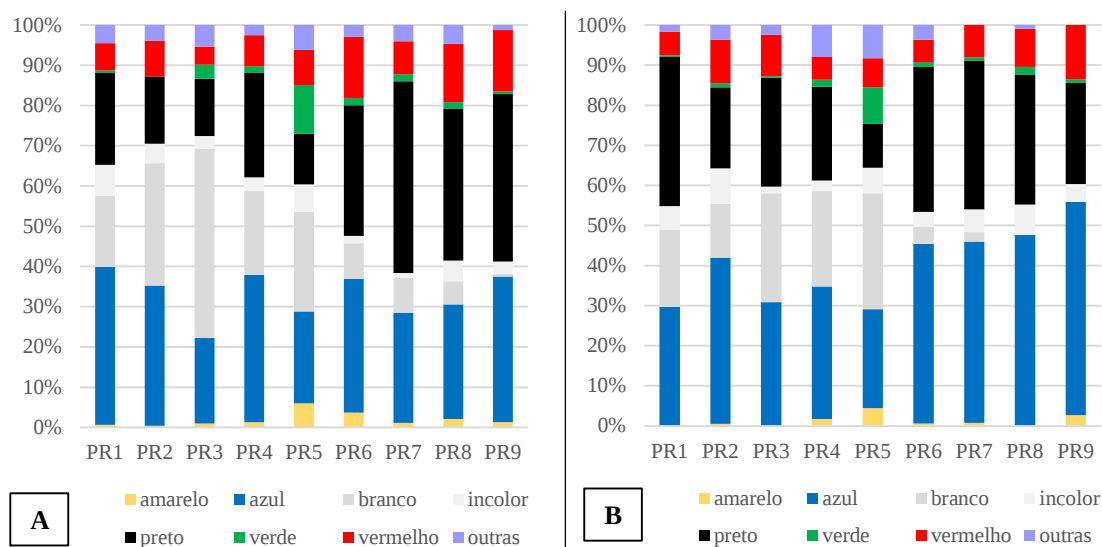
A análise quantitativa dos gráficos quanto ao morfotipo dos MPs nas diferentes zonas indicou que tanto para a ZMA, quanto para a ZEM, o morfotipo mais expressivo foi a fibra, o percentual desse morfotipo foi de 53,8% e 51,7% para as zonas ZMA e ZEM respectivamente. O segundo morfotipo mais representativo foi o fragmento, 26,8% e 33,2%, seguido pela espuma (15,2% e 12,5%); pelota (2,8% e 1,8%) e filme (1,4% e 0,8%) para as zonas ZMA e ZEM respectivamente (Figura 62).

A análise estatística realizada para os morfotipos por praia, por zona, a fim de verificar a normalidade das distribuições dos morfotipos pelas zonas, não foi significativamente diferente entre as zonas nas praias da Urca (PR6), praia Vermelha (PR7), Ipanema (PR8) e Pontal (PR9). As praias Ipanema (PR8) e Pontal (PR9) são as mais expostas, banhadas pelo

Oceano Atlântico. A PR6 e PR7 são as duas praias abrigadas mais próximas da boca da Baía de Guanabara, pode ser que a influência das águas oceânicas tenha influenciado nesse resultado. Porém, precisaria investigar outros fatores como a movimentação das correntes, marés e variações climáticas para entender essa diferença.

Para determinar se houve diferenças significativas entre as médias (morfotipos) das zonas (ZMA e ZEM) foi realizado um teste não paramétrico (teste de Kruskal Wallis) cujo resultado não rejeitou nenhuma praia, como ilustra o resumo no APÊNDICE C das análises estatísticas por zona. Ao analisar todos os morfotipos, por todas as praias, por zona, o teste de normalidade de Shapiro-Wilk houve rejeição. E o teste não paramétrico de Kruskal Wallis para avaliar se houve diferença significativa entre as médias dos morfotipos por zonas, não rejeitou.

Figura 63 – Distribuição dos MPs por cor x zona: (A) ZMA; (B) ZEM.



Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3 (Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5 (Botafogo); PR6 (Urca); PR7 (Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal). Zonas: Zona da Maré mais Alta (ZMA); Zona EntreMarés (ZEM).

Fonte: a Autora.

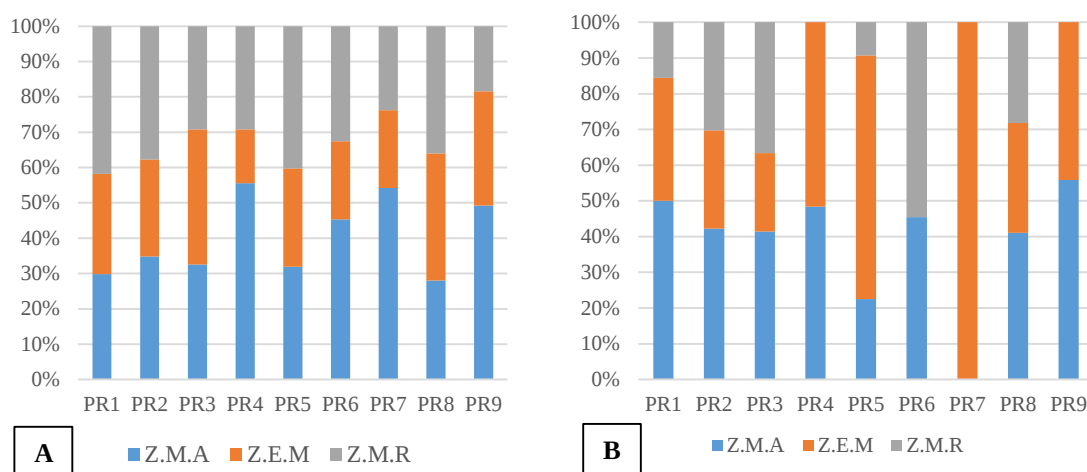
Esse resultado deve-se ao fato que não há diferença significativa entre as medianas dos grupos. Após a análise dos morfotipos por zona foi realizada a avaliação das cores por zonas de maré.

A análise dos gráficos quanto as cores dos MPs nas diferentes zonas indicaram que para a ZMA a cor mais abundante foi a azul (30,3%), preta (25,4%) e branca (19,7%), seguida pela cor vermelha (9,7%); incolor (4,5%); outras (4,2%); verde (3,7%) e amarela (2,4%). Para a ZEM as cores seguiram a mesma ordem da ZMA: azul (33,7%); preta (23,2%); branca (19,3%); vermelha (7,9%); incolor (5,3%); outras (4,8%); verde (3,8%) e amarela (1,97%) (Figura 63).

A análise estatística realizada para as cores por praia por zona a fim de verificar a normalidade das distribuições das cores pelas zonas, apresentou rejeição entre as zonas para as praias PR3 e PR5 a PR9.

Para determinar se houve diferenças significativas entre as médias (cores) das zonas (ZMA e ZEM) foi realizado um teste não paramétrico (teste de Kruskal Wallis) cujo resultado não rejeitou nenhuma praia, como ilustra o resumo no APÊNDICE C das análises estatísticas por zona. Ao analisar todos as cores, por todas as praias, por zona, o teste de normalidade de Shapiro-Wilk houve rejeição. E o teste não paramétrico de Kruskal Wallis para avaliar se houve diferença significativa entre as médias das cores por zonas, não rejeitou. Esse resultado deve-se ao fato que não há diferença significativa entre as medianas dos grupos.

Figura 64 – Quantidade total de MPs por praia por zona de maré: períodos: seco (A); chuvoso (B)



Legenda: PR1 (Dois Rios); PR2 (Santo Antônio); PR3(Lopes Mendes); PR4 (Flamengo); PR5 (Botafogo); PR6 (Urca); PR7(Praia Vermelha); PR8 (Ipanema); PR9 (Pontal). Zonas: Zona da Maré mais Alta (ZMA); Zona EntreMarés (ZEM); Zona da Maré Recente (ZMR).

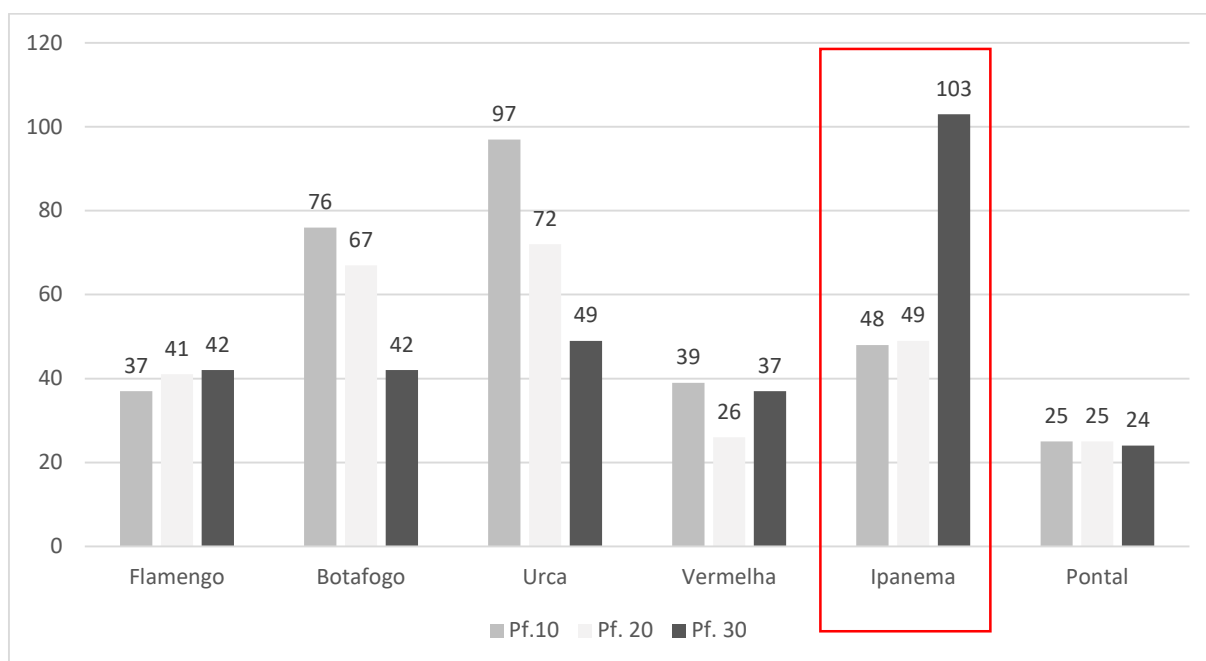
Fonte: a Autora:

Uma outra análise foi realizada com relação a presença dos MPs utilizando o ponto central (P3, P8 e PM1) de cada zona. A inclusão do ponto PM1 para análise foi a fim de traçar um perfil transversal da faixa de areia. As maiores concentrações permaneceram nas ZMA e ZEM (Figura 64). Outras análises serão objeto de estudo futuro a fim de avaliar outros fatores que podem influenciar o acúmulo em diferentes zonas.

3.8. Análise da distribuição dos MPs em camadas inferiores (30cm)

A análise das quantidades encontradas nas camadas inferiores foi representativa nas praias cujo fluxo de usuários é mais intenso como ilustra o gráfico da Figura 65. A praia de Ipanema apresentou um número maior na camada mais profunda (30cm), comparada a praia de Botafogo devido a sua baixa balneabilidade, há uma frequência quase nula, com isso a maior quantidade de MPs estão concentrados na superfície.

Figura 65 – Distribuição dos MPs em camadas inferiores (30cm) das 6 praias inseridas no contexto urbano



Legenda: Pf.10 (profundidade 10cm); Pf.20 (profundidade 20cm) e Pf.30 (profundidade 30cm).

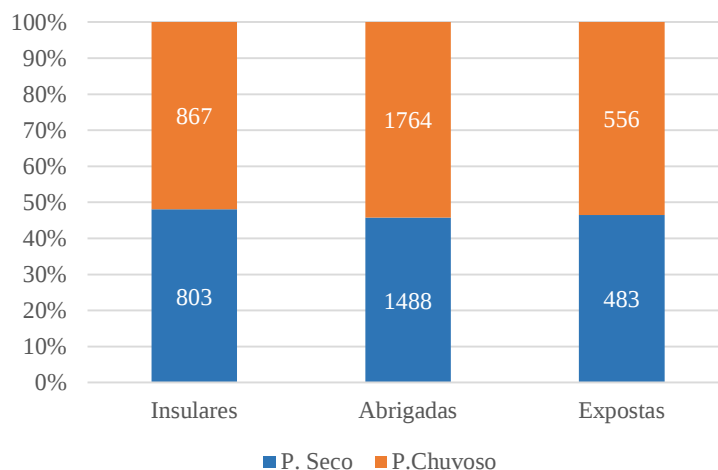
Fonte: a Autora:

3.9. Caracterização do Litoral do Rio de Janeiro

Para a caracterização dos MPs encontrados na zona costeira do Rio de Janeiro, foi feita uma divisão por grupos de praias: insulares (Dois Rios; Santo Antônio/Caxadaço e Lopes Mendes), abrigadas (Flamengo, Botafogo, Urca e Vermelha) e expostas (Ipanema e Pontal). O grupo de praias que apresentou o maior percentual foi o das praias abrigadas com 54,5%, seguido pelo grupo das praias insulares (28,0%) e o grupo das praias expostas (17,4%) (Figura 66). Esse resultado confirma o que foi apresentado anteriormente, que as praias por serem abrigadas tendem a ter um maior acúmulo de MPs. Porém, esse aspecto não é o único a ser avaliado, mas as demais variáveis não foram objetos desse estudo. A análise da diferença

estatística das quantidades para os dois períodos não foi expressiva como visto no item 3.6 (Figura 66).

Figura 66 – Quantidade total de MPs agrupadas por tipo de praias: insulares; abrigadas e expostas e por período (seco e chuvoso).

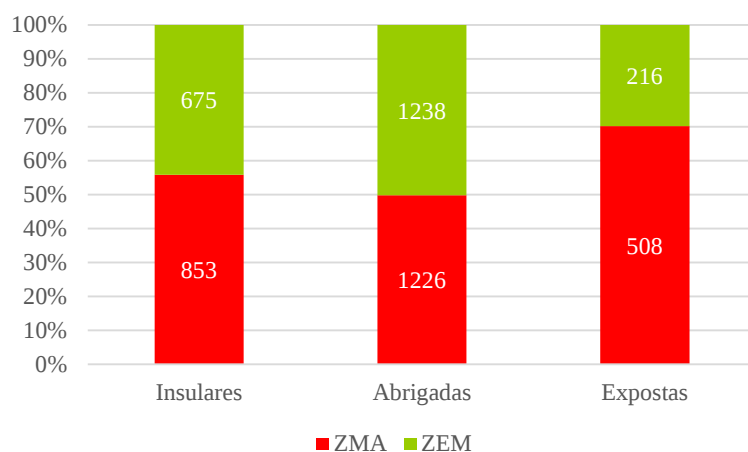


Legenda: Praias insulares: PR1 (Dois Rios), PR2 (Santo Antônio) e PR3(Lopes Mendes); Praias abrigadas: PR4 (Flamengo), PR5 (Botafogo), PR6 (Urca) e PR7(Praia Vermelha); Praias expostas: PR8 (Ipanema) e PR9 (Pontal).

Fonte: a Autora:

A avaliação do acúmulo nas diferentes zonas (ZMA e ZEM) para os diferentes grupos também não apresentou variações significativas, corroborando com os resultados alcançados pela análise das zonas por praias (Figura 67).

Figura 67 – Quantidade total de MPs agrupadas por tipo de praias: insulares; abrigadas e expostas e por zonas (ZMA e ZEM)



Legenda: Praias insulares: PR1 (Dois Rios), PR2 (Santo Antônio) e PR3(Lopes Mendes); Praias abrigadas: PR4 (Flamengo), PR5 (Botafogo), PR6 (Urca) e PR7(Praia Vermelha); Praias expostas: PR8 (Ipanema) e PR9 (Pontal). Zonas: Zona da Maré mais Alta (ZMA); Zona EntreMarés (ZEM).

Fonte: a Autora:

Para analisar os MPs extraídos das águas costeiras com os extraídos dos sedimentos os pontos foram agrupados seguindo o mesmo critério utilizado para o agrupamento das praias. As amostras de coleta de água costeira utilizadas para fazer a análise foram as pertinentes às áreas em questão, relacionadas na Tabela 13.

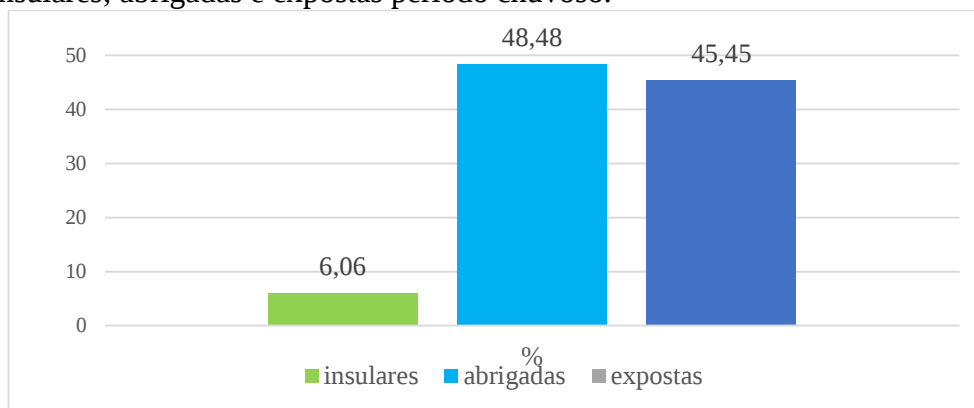
Tabela 13: Quantidade total de MPs extraídos das águas costeiras agrupadas por tipo de praias: insulares; abrigadas e expostas no período chuvoso.

	Pontos	itens	%
insulares	1,2,3,4	4	6,1
abrigadas	1,2,3,12	32	48
expostas	5,11,9,10	30	45

Fonte: a Autora:

Os resultados obtidos ao analisar as quantidades encontradas nas águas costeiras corroboram com os resultados dos sedimentos costeiros. Esses resultados demonstraram que há uma tendência das praias abrigadas acumularem quantidades maiores que as demais (Figura 68).

Figura 68 – Quantidade total de MPs extraídos das águas costeiras agrupadas por tipo de praias: insulares; abrigadas e expostas período chuvoso.



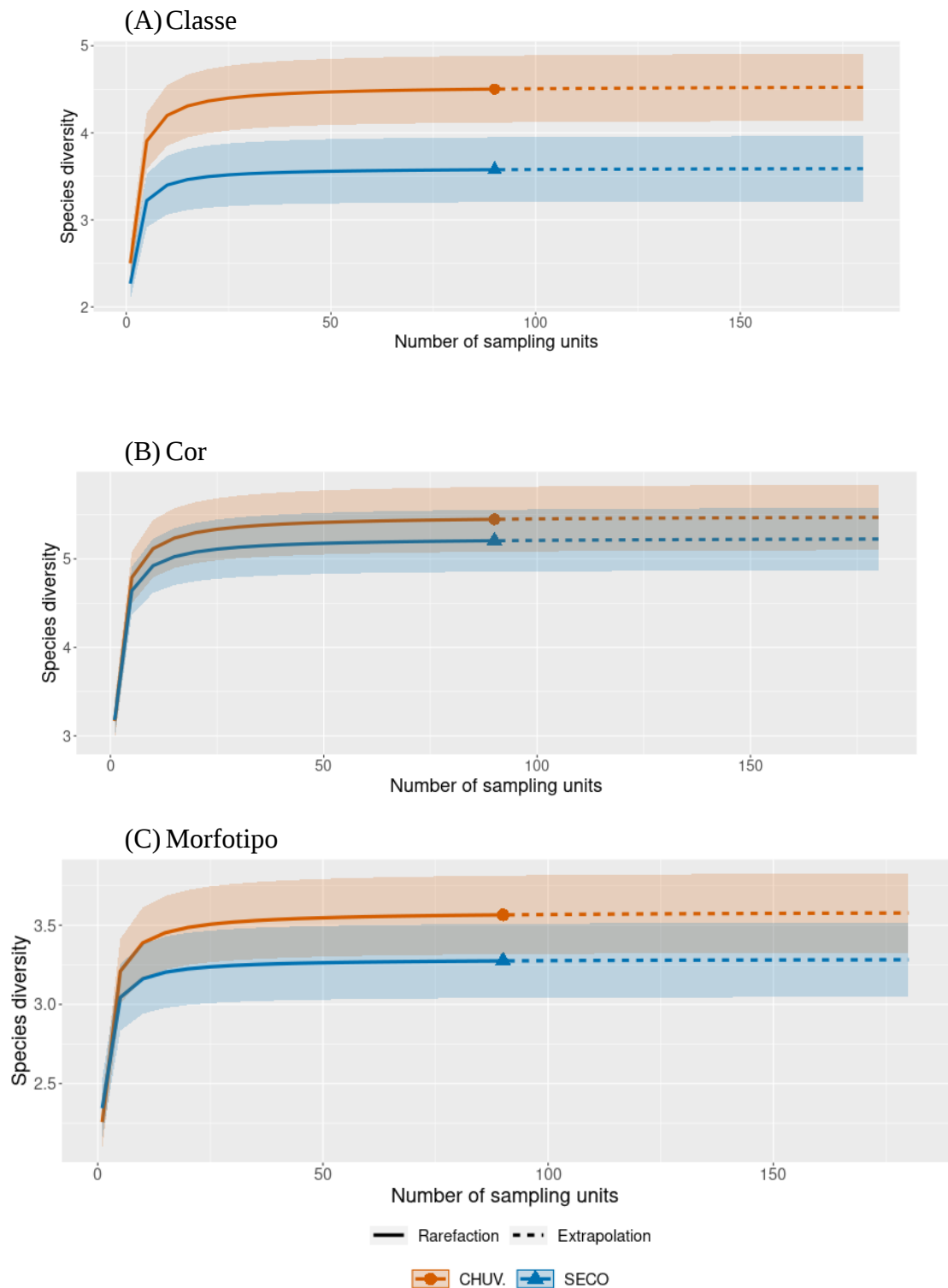
Fonte: a Autora:

3.8.1 Análise de rarefação do esforço amostral

Para avaliar se o número de amostras e itens extraídos (MPs) foram suficientes para fazer a representatividade de todos os morfotipos, cores, e classes foi realizada uma análise adaptando o gráfico de rarefação que analisa a diversidade de espécies por aproximação não-assimptótica baseada no número de Hill. Por fim, viabilizou obter gráficos de amostragem baseados na rarefação e extrapolação das amostras coletadas (CHAO, *et al.*, 2014; CHAO, *et*

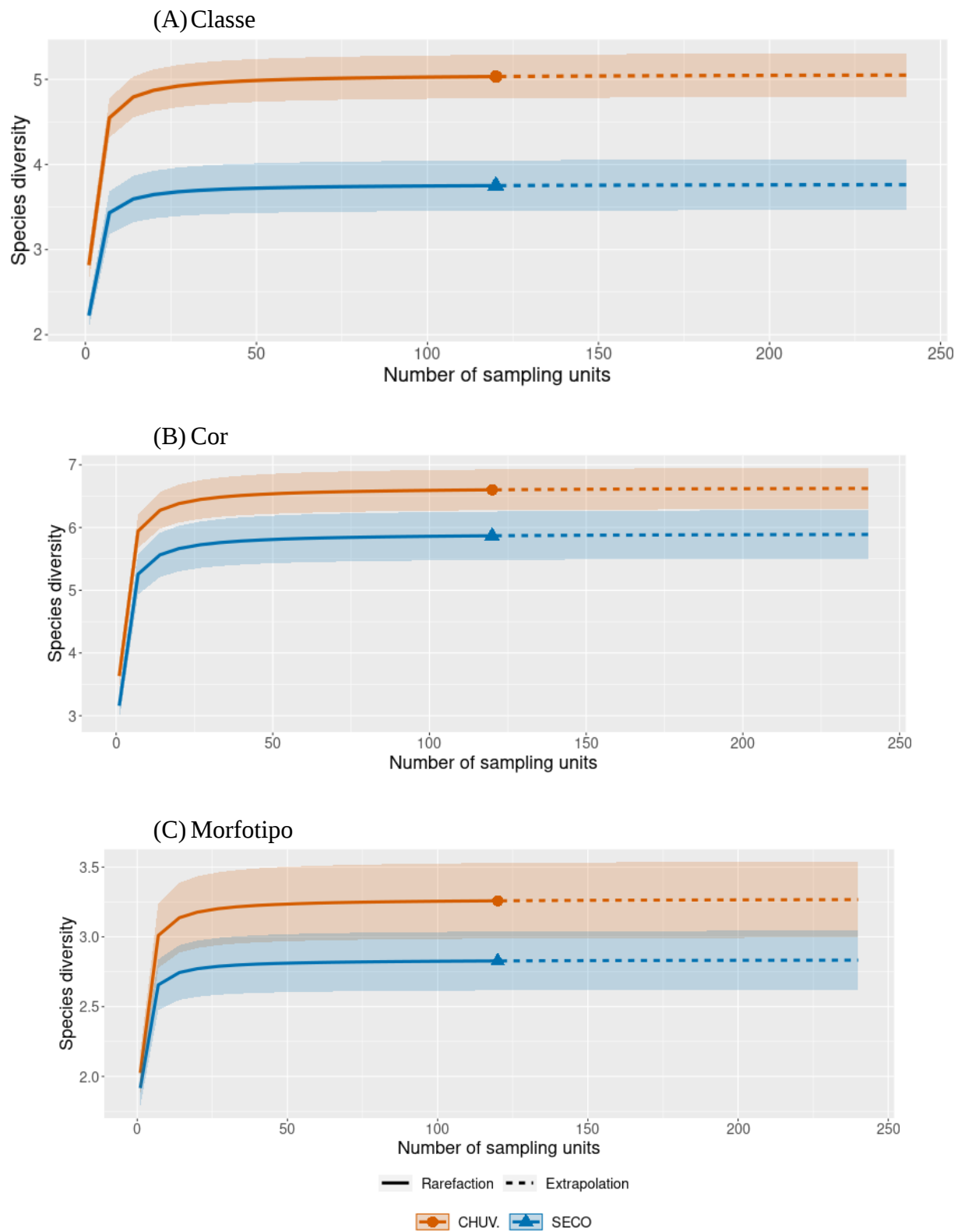
al., 2016). A análise foi feita por grupo de praia, por período para classe, cor e morfotipo (Figuras 69, 70 e 71).

Figura 69 – Gráficos de Rarefação das praias insulares por período (seco e chuvoso): (A) classe; (B) cor e (C) morfotipo.



Fonte: a Autora; iNEXT (CHAO et al, 2016.)

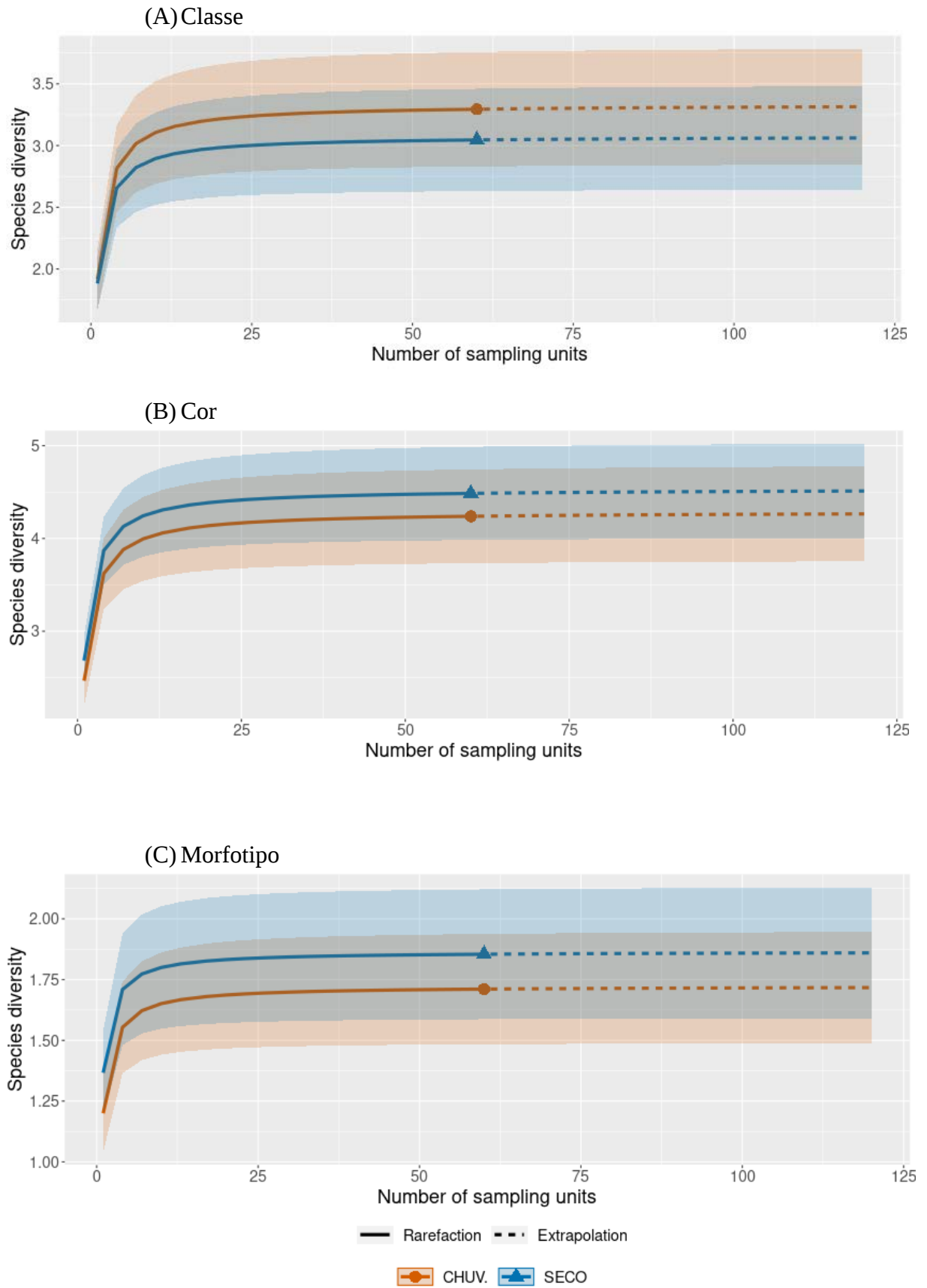
Figura 70 – Gráficos de Rarefação das praias abrigadas por período (seco e chuvoso): (A) classe; (B) cor e (C) morfotipo.



Fonte: a Autora; iNEXT (CHAO et al, 2016.)

Figura 71 – Gráficos de Rarefação das praias expostas por período (seco e chuvoso): (A) classe;

(B) cor e (C) morfotipo.



Fonte: a Autora; iNEXT (CHAO et al, 2016.)

Os gráficos (Figuras 69,70 e 71) apresentaram resultados similares. Logo, ao analisar as curvas de rarefação verificou-se que o esforço amostral foi suficiente para coletar a maior parte dos tipos, cores e classes dos microplásticos existentes nos três grupos de praias.

As curvas ascendentes indicaram que a variedade de MPs aumentou até determinado ponto, quando estabilizam indicam que se houvesse um aumento adicional ao esforço provavelmente não resultaria em um aumento significativo na variedade de MPs.

3.9. Análise do tipo de polímero

A análise FTIR permitiu identificar os grupos funcionais dos tipos de polímeros dos MPs ambientais. (LÓPEZ-VELÁZQUEZ *et al.*, 2024).

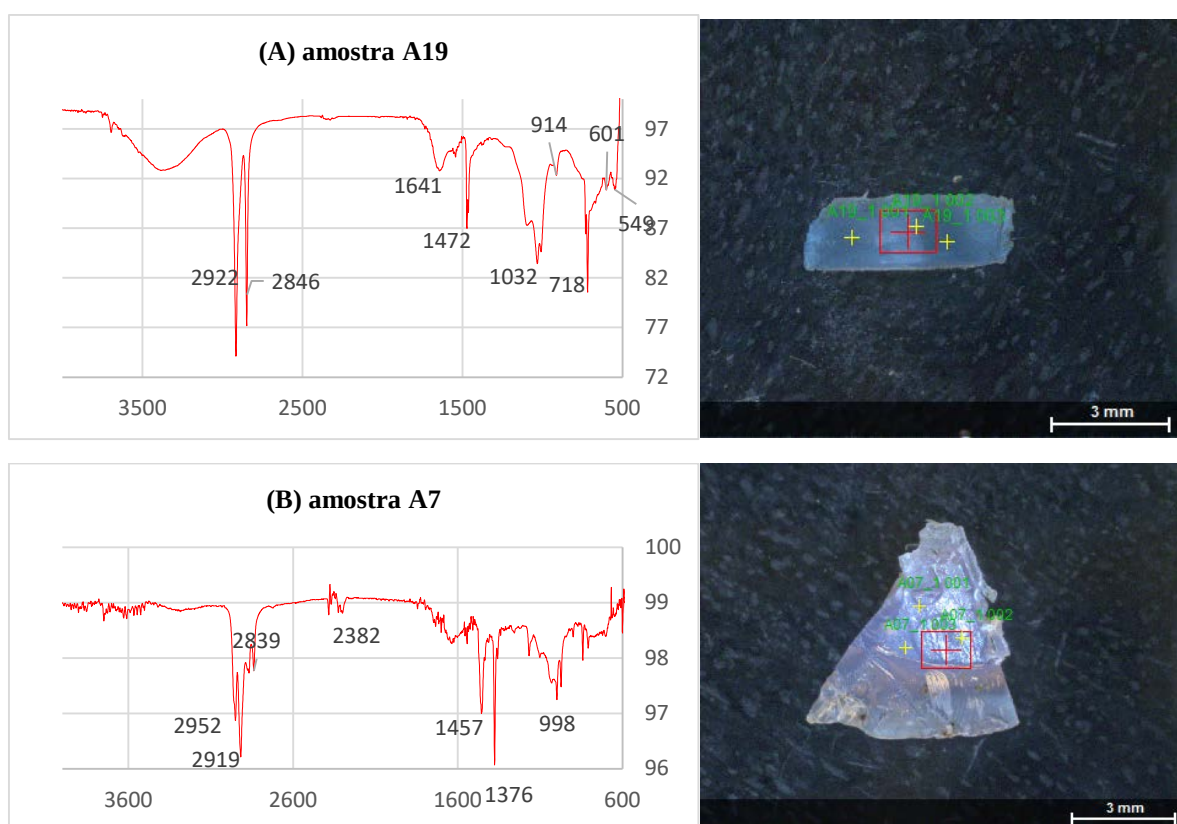
Devido às restrições do equipamento (FT-IR) para realizar a identificação, neste estudo foram analisadas 100 amostras de microplásticos, foram selecionados aleatoriamente 10 % do volume total e depois separados por representatividade nas praias amostradas, com base na abundância de cor, forma e tamanho. A análise dos MPs resultou em 7 tipos de polímeros. O polietileno (PE) representando 31% das amostras, seguidos pelo poliestireno (PS) com 29% e o polipropileno (PP) com 20% das amostras, foram os três mais representativos. A poliamida (PA), polimetilmetacrilato (PMMA), poliacetato de vinila (PVA), policloreto de vinila (PVC) alcançaram 9%, 3%, 1%, 1% respectivamente das amostras analisadas (Figura 72). A identificação do tipo de polímero foi feita por comparação de bibliotecas espectrais do FTIR. No entanto, em alguns casos não foi possível fazer a identificação dos espectros de seis amostras de MPs ambientais. Isto se deve, pois, os MPs ambientais podem apresentar uma superfície irregular com rachaduras e outras irregularidades na superfície. Logo, ao fazer a leitura dos espectros IR o software não consegue identificar com clareza o tipo de polímero (SILVERSTEIN, R.M, *et al.*, 2005; LÓPEZ-VELÁZQUEZ *et al.*, 2024).

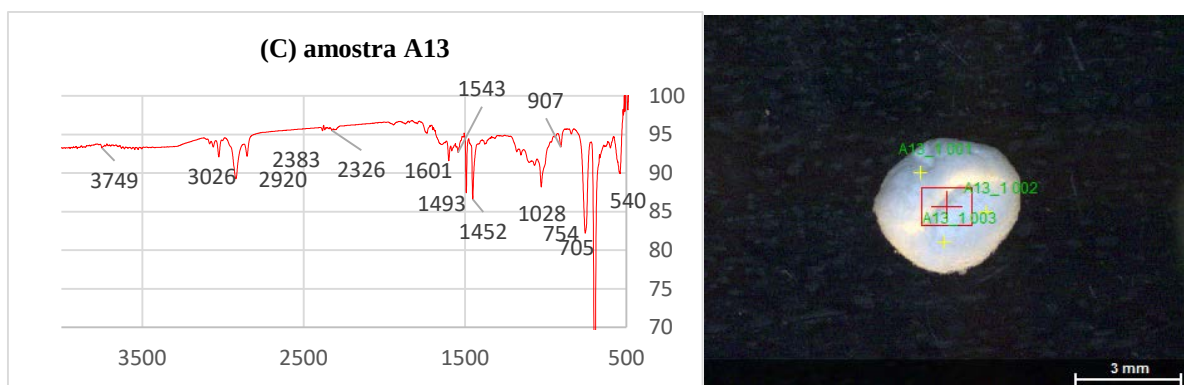
Esses resultados indicaram a prevalência de três principais polímeros plásticos, corroborando com o resultado de estudos anteriores onde a alta abundância de PE, PP e PS também foi relatada em suas zonas costeiras (LÓPEZ-VELÁZQUEZ *et al.*, 2024; ALVAREZ-ZEFERINO *et al.*, 2020; WU *et al.*, 2020).

As principais fontes de resíduos plásticos de PE em zonas costeiras podem estar relacionadas a fragmentação de sacolas plásticas, brinquedos e embalagens de alimentos. A presença de PP pode ter como principais fontes as tampas de bebidas, descartáveis, embalagens de remédios, e os PS podem estar relacionados aos materiais de construção e descartáveis (LÓPEZ-VELÁZQUEZ *et al.*, 2024).

A representatividade desses três tipos de polímero (PE, PP, PS) em vários estudos pelo mundo podem estar relacionados a uma das suas propriedades físicas, a densidade. Esses polímeros possuem densidades menores que a água, por isso tendem a flutuar, facilitando o transporte fluvial, chegando aos mares são levados pelas correntes marinhas e podem ser depositados em várias zonas litorâneas (Figura 72). (CHEN, *et al.*, 2022; LÓPEZ-VELÁZQUEZ *et al.*, 2024)

Figura 72 – Espectros IR dos 3 tipos de polímeros mais representativos analisados: (A) polietileno; (B) polipropileno; (C) poliestireno, e as respectivas fotos dos MPs tiradas pelo M4 tornando ao fazer as análises dos metais.



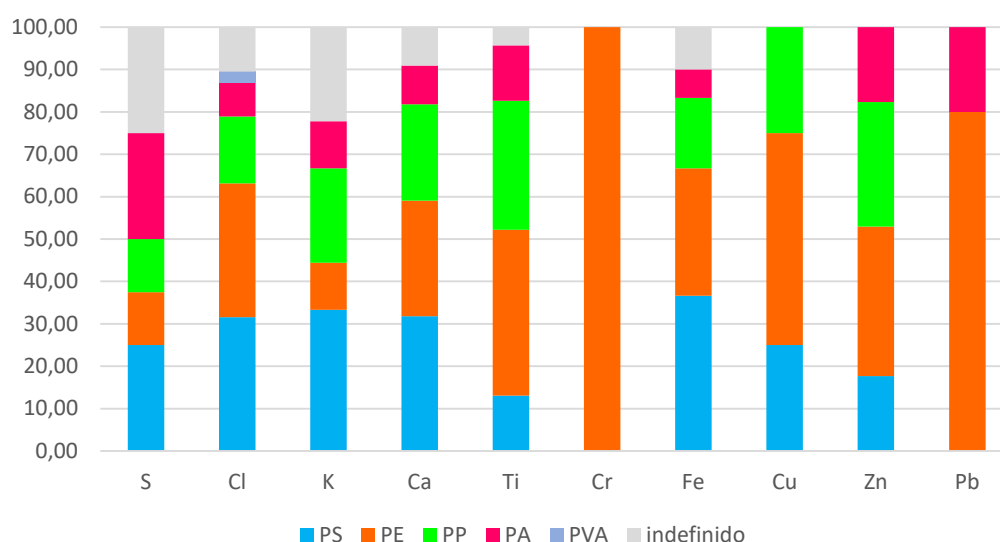


Fonte: a Autora

3.10. Análise dos metais e ametais adsorvidos aos microplásticos

A análise por espectrometria de fluorescência de raios-X (XRF) foi realizada a fim de identificar quais metais e metaloides poderiam estar adsorvidos nas amostras de microplásticos ambientais. As concentrações dos metais e metaloides associados às amostras dos MPs (PE, PP, PS, PA e PVA) estão resumidos na Figura 73 e agrupados por praias semelhantes: insulares, abrigadas e expostas (Tabelas 14,15 e 16).

Figura 73 – Metais e ametais associados aos tipos de polímero das amostras dos MPs



Legenda: Enxofre (S); Cloro (Cl); Potássio (K); Cálcio (Ca); Titânio (Ti); Cromo (Cr); Ferro (Fe); Cobre (Cu); Zinco (Zn); Chumbo (Pb). Polietileno (PE); Poliestireno (PS); Polipropileno (PP); Poliamida (PA); Acetato de Polivinila (PVA).

Fonte: a Autora

O PE foi o tipo de polímero que teve a maior variação de metais adsorvidos nas amostras analisadas, como observado na Figura 73. O Cr esteve presente apenas nas amostras de PE analisadas. O maior percentual de Pb encontrado foi nas amostras de PE analisadas. E o percentual dos outros metais avaliados tiveram maior representatividade nas amostras de PE analisadas.

Os MPs podem interagir com os metais, como por exemplo, alumínio (Al), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn), quando dispostos no ambiente natural. A sorção de poluentes associados aos MPs podem ser influenciados pelo intemperismo, área de superfície, matéria orgânica dissolvida e atividades microbianas, favorecendo o transporte dos poluentes químicos por lixiviação (BRADNEY, *et al.*, 2019; RILLIG, *et al.*, 2017).

Os MPs podem adsorver os metais e metaloides presentes no ambiente, porém esses metais e metaloides podem estar contidos no plástico pelo processo de fabricação a fim de melhorar as suas qualidades como o Zn, Pb e o Cd (Cádmio). Os MPs podem favorecer a exposição a produtos químicos e metais e metaloides causando toxicidade aos seres vivos e o aumento da bioacumulação em ambientes aquáticos. (NG, *et al.*, 2018; BRADNEY, *et al.*, 2019)

Os resultados da presença de metais e metaloides adsorvidos aos MPs foram agrupados por tipos de praia. O grupo das praias abrigadas (Tabela 15) foi o grupo que apresentou as maiores quantidades e variedade de metais e metaloides, seguido pelas insulares (Tabela 14) e expostas (Tabela 16).

Tabela 14: Metais e metaloides adsorvidos aos MPs ambientais – Praias insulares

Amostra	Polímero	S	Cl	K	Ca	Ti	Cr	Fe	Cu	Zn	Br	Pb
A1	indefinido	0	7448	749	143172	0	0	63516	0	0	45405	0
A2	indefinido	572	11578	952	11504	0	0	0	0	0	9744	0
A3	PE	0	16782	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A4	PE	0	16697	0	0	0	0	6132	0	0	0	0
A5	PE	0	15738	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A6	PP	0	0	0	0	11135	0	0	0	266883	0	0
A7	PP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A8	PE	0	0	0	0	18301	0	0	0	0	0	0
A9	PS	0	9303	751	4210	0	0	109578	0	0	0	0
A28	PVA	0	6190	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A29	PE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A30	PS	0	7814	0	0	0	0	10213	0	0	0	0
A31	PE	0	13128	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A32	PP	0	0	0	0	3732	0	4804	5414	0	0	0
A35	PE	2808	2086	0	0	42192	31294	11008	0	0	0	318915
A36	PE	0	4703	0	9609	0	0	0	7307	0	0	0
A45	PS	0	7775	0	7215	0	0	10518	0	0	19523	0
A46	indefinido	0	0	0	0	0	0	3223	0	19545	0	0
A47	PE	0	0	0	5744	64508	4362	36814	5410	14254	0	62942

Amostras	Polímero	S	Cl	K	Ca	Ti	Cr	Fe	Cu	Zn	Br	Pb
B1	PE	0	22866	0	12804	46146	2517	55262	13038	58647	0	40567
B2	PE	778	20020	0	1543	0	0	7410	0	1688	0	0
B3	indefinido	0	0	0	2694	0	0	6963	0	42845	0	0
B4	indefinido	0	0	0	5702	53840	0	10158	1880	14525	0	0
B5	PE	0	0	0	26870	34967	0	4926	1958	29451	0	0
B6	PS	0	14755	0	1036	0	0	3807	0	40584	30143	0
B7	indefinido	0	2535	0	50178	201220	0	19797	33587	43707	0	0
B8	PE	7404	21884	4043	15365	3790	0	174992	0	7559	0	0
B9	PE	0	24658	0	1040	0	0	0	0	0	0	0
B10	indefinido	0	0	0	0	1534	0	0	0	121455	0	0
B11	PS	0	19369	1259	1219	911	0	34267	0	1783	78696	0
B12	PS	0	13297	0	0	0	0	0	0	1936	0	0
B34	indefinido	0	10715	0	11267	0	0	15205	0	0	147212	0
B35	PE	0	7140	0	971	0	0	7465	0	0	0	0
B36	PS	0	14602	1200	2354	897	0	61240	0	2799	0	0
B37	PP	0	0	0	0	4130	0	2064	2432	7695	0	0
B38	PS	0	20205	920	1437	0	0	24219	0	2768	145746	0

Legenda: Os valores inseridos na tabela são as quantidades de fótons emitidas (unidades).

Fonte: a Autora:

Esses resultados corroboram com o estudo de TURNER et al. (2020) que identificaram adsorção de Cd, Co (Cobalto), Cr, Ni (Níquel) e Pb em MPs virgens e envelhecidos, em condições estuarinas. No estudo de HOLMES, et al., (2020), verificou-se que, à medida que o

pH aumentava, também aumentava a adsorção de Cd, Co, Ni e Pb. O Cr teve uma diminuição na adsorção com o aumento do pH. Além disso, em outros estudos os MPs encalhados adsorviam mais metais e metaloides do que os MPs virgens.

Em um estudo adicional, os MPs mostraram interações com metais na superfície dos sedimentos da zona litorânea do rio Beijiang (profundidade de até 2 cm), sugerindo que a maioria dos metais transportados por MPs eram derivados de uma carga inerente (WANG et al., 2019).

Tabela 15: Metais e metaloides adsorvidos aos MPs ambientais – Praias abrigadas

Amostras	Polímero	S	Cl	K	Ca	Ti	Mn	Fe	Co	Cu	Zn	Sr	Nb	Ba	Pb
A10	PA	0	2394	679	31010	0	0	0	0	0	0	5840	0	0	0
A11	PP	0	17770	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A12	PE	0	0	3811	82485	0	0	36013	0	0	0	43167	0	0	14204
A14	PP	0	18156	0	10646	34234	0	4240	0	0	0	0	0	0	0
A15	PE	0	14321	0	0	31226	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A16	PE	0	13933	0	7009	12524	0	4232	0	0	8780	0	0	0	0
A17	PS	0	14108	0	0	0	0	13435	0	0	0	0	0	0	0
A18	PE	0	17149	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A19	PE	0	6291	0	0	4107	0	6572	0	3304	4197	0	0	0	0
A20	PP	0	20378	0	15748	35184	0	6019	0	3394	0	0	0	0	0
A21	PE	0	0	0	10536	4613	0	15617	0	3661	5810	0	0	0	38922
A22	PE	0	2192	0	8477	9105	0	6999	0	34607	14794	0	0	0	0
A33	PS	1998	16965	1042	17793	0	0	32231	0	0	0	0	0	0	0
A34	PS	0	17906	0	0	0	3570	10343	0	0	0	0	0	0	0
A37	PP	1379	3226	1963	4222	4234	0	65335	0	0	5971	0	0	0	0
A38	PS	0	1582	0	82518	21293	0	726112	5104	4726	21218	0	0	0	0
A39	PA	3379	3144	0	13069	1364610	0	17973	9022	0	69050	4387	19275	0	110663
A40	PA	1693	0	0	0	811061	4440	0	0	0	8625	15580	0	49806	0
A41	PS	0	2416	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A42	PP	696	1874	0	11636	62351	0	0	36628	48756	18435	0	0	0	0
A43	PA	0	2810	0	0	243302	0	4201	0	0	10498	0	0	0	0
A44	PS	0	1541	0	8176	30167	0	5401	0	3647	9435	0	0	0	0
A48	PP	0	13107	1175	4381	71763	0	15891	0	0	4485	0	0	0	0
A49	PS	0	0	9940	4923	610060	0	59260	0	22205	16862	7003	10301	0	0
A50	indefinido	1944	3011	0	0	1254163	3189	5159	0	0	1261293	26701	26883	31067	0
A51	indefinido	0	5279	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

AMOSTRA	Polímero	S	Cl	K	Ca	Ti	Cr	Fe	Cu	Zn	Br	Pb
B13	PS	0	20499	1172	2069	921	0	21686	0	4648	58630	0
B14	indefinido	0	11658	0	38533	108547	0	6829	0	11272	0	0
B15	PE	0	0	0	0	0	0	0	0	1607	0	0
B16	PE	609	0	0	6012	48552	9829	8625	6964	30544	0	131012
B17	PP	0	0	0	6734	91813	0	11872	3015	5817	0	0

B18	indefinido	0	0	0	0	0	0	1893	0	0	0	0
B19	PP	0	0	1267	23692	143426	0	64374	71270	59126	0	0
B20	PE	0	0	0	18455	14718	0	1280	3536	22261	0	0
B21	PE	0	0	0	26955	275920	0	6233	0	16576	0	0
B22	PS	1001	18461	731	6053	1656	0	55370	3574	8283	63970	0
B23	PE	0	8778	0	16164	13649	0	7349	6806	6713	0	0
B24	indefinido	0	2799	2695	28513	85881	3164	729819	3481	35789	0	0
B25	PP	0	0	0	55815	30787	0	3821	0	18244	0	0
B26	PP	0	0	0	79557	90297	0	32073	0	29701	8380	0
B27	PP	0	16254	0	0	0	0	8211	0	0	0	0
B28	PP	0	0	0	36729	13160	0	2877	16296	0	0	0
B29	PS	0	19175	1231	2086	0	0	10550	0	1976	0	0
B30	PE	0	1353,31	0	11774,87	48129,43	0	0	0	16509,03	0	0
B31	PP	0	14236	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B39	PS	0	15786	0	0	0	0	3400	0	0	28004	0
B40	PE	0	9173	0	14827	0	0	6073	0	38467	0	0
B41	PP	0	13982	0	22613	32293	0	6355	0	5407	0	0
B42	PS	647	188164	0	0	0	0	1634	0	0	0	0
B43	indefinido	6972	0	667	2830	0	0	12156	0	1586840	0	0
B44	PMMA	3298	0	2988	7905	0	0	2998	0	2366	0	2231993
B45	PMMA	1800	12492	566	9261	0	0	3550	0	2319	0	0
B46	PMMA	651	179701	0	0	1098	0	0	0	0	0	0
B47	PS	0	14304	0	0	0	0	0	0	1585	26259	0
B48	PS	928	0	1297	55944	66593	0	91572	186157	66310	0	50746

Legenda: Os valores inseridos na tabela são as quantidades de fótons emitidas (unidades).

Fonte: a Autora:

Analisar a interação do tipo de polímero aos metais e metaloides requer o entendimento de vários processos sinérgicos e competitivos, resultando tanto na solução quanto com a interface no meio aquoso. Esses processos são modulados à qualidade da água (pH, salinidade, temperatura, íons dissolvidos) e pelas características da matriz polimérica (taxa de degradação e bioincrustação) que influenciam a carga superficial, molhabilidade e área de superfície reativa (BINDA, *et al.*, 2021; LIU, *et al.*, 2021).

Tabela 16: Metais e metaloides adsorvidos aos MPs ambientais – Praias expostas

Amostras	Polímero	Cl	Ca	Ti	Fe	Cu	Zn	Br	Nb
A13	PS	14814	0	0	0	0	0	35291	0
A23	PS	17083	5908	0	18320	0	0	0	0
A24	PE	0	0	0	5015	0	0	0	0
A25	PE	1305	0	191976	0	9919	7873	0	5547
A26	PP	0	0	0	0	0	10007	0	0
A27	PS	23220	0	0	14116	0	0	0	0

AMOSTRA	Polímero	Cl	Ca	Ti	Fe	Cu	Zn
B32	PP	0	4251	4812	4730	3822	0
B33	PS	8494	0	0	10936	0	0
B49	PA	0	30518	34671	5572	0	14384

Legenda: Os valores inseridos na tabela são as quantidades de fótons emitidas (unidades).

Fonte: a Autora:

Os plásticos virgens são compostos por uma matriz amorfa ou semicristalina de cadeias poliméricas entrelaçadas e as mais utilizadas incluem o PE, PP, PS, PA, com os espaços intramoleculares preenchidos com aditivos (plastificantes, antioxidantes, corantes, retardantes de chamas), a fim de melhorar as propriedades físico-químicas (BINDA, *et al.*, 2021; LIU, *et al.*, 2021).

O grau de envelhecimento do plástico junto com as condições do ambiente são dois fatores muito importantes para o entendimento da sorção de metais e metaloides aos MPs. A deterioração físico-química e a colonização biológica são dois processos responsáveis por alterar as propriedades plásticas e interação com o meio ambiente. A superfície plástica com sua superfície modificada físico-quimicamente, dispersas em corpos hídricos, ficam expostas a oxidação aumentando a rugosidade da superfície, o que resulta em maior taxa de adsorção de metais, expondo-se a microrganismos formadores de biofilmes. (BINDA, *et al.*, 2021; LIU, *et al.*, 2021; LV, *et al.*, 2015; LANG, *et al.*, 2020)

A natureza hidrofóbica do MPs com sua superfície degradada facilita a adsorção de contaminantes, favorecendo a atuação como vetor no meio ambiente podendo gerar efeitos prejudiciais a teia alimentar. (BINDA, *et al.*, 2021; MASTERTON, *et al.*, 2023)

4 CONCLUSÃO

A presente pesquisa teve como objetivo avaliar a presença e distribuição de microplásticos em 9 praias do litoral do Rio de Janeiro. Para tanto foram realizadas duas campanhas de coleta, no inverno e no verão, nos anos de 2022 e 2023. Os microplásticos foram analisados com respeito a quantidade, morfotipo, tipo e presença de metais adsorvidos em sua superfície. A partir da avaliação dos resultados obtidos foi possível demonstrar que as características físicas favoreceram o acúmulo de MPs nas praias mais abrigadas. A granulometria também é outro fator que favoreceu o acúmulo dos MPs.

Outro fator de grande relevância foi a escolha da metodologia de extração dos MPs das matrizes ambientais avaliadas, onde a metodologia de extração dos MPs por flotação e filtração mostrou-se mais eficiente do que o método de triagem visual. Tal metodologia mostrou-se mais apropriada para o estudo de caracterização dos MPs por reter um número maior de itens, principalmente da classe 1 (<1 mm).

A presença de MPs não apresentou variações expressivas quanto a sazonalidade. A análise estatística mostrou que não houve variações significativas entre os períodos seco e chuvoso. Em relação ao período chuvoso as três praias que apresentaram as maiores quantidades foram a de Botafogo, sendo esta uma praia abrigada e de baía; seguida pela praia do Flamengo, também classificada como abrigada e de baía; em terceiro lugar ficou a praia de Dois Rios, sendo uma praia insular em área de preservação ambiental. Já para o período seco a maior incidência permaneceu na praia de Botafogo, seguida pela praia da Urca, sendo uma praia abrigada e de baía e Lopes Mendes, uma praia insular em área de preservação ambiental.

Os morfotipos dos MPs mais abundantes foram as fibras, seguidas pelos fragmentos, espumas, pelotas e por fim os filmes. A classe 1 foi a mais presente entre as classes de tamanho representando 66,7% dos MPs encontrados. A cor mais expressiva foi a azul (32,3%), seguida da preta (25,5%) e branca (17,1%).

Apesar das análises estatísticas das variações por zonas de marés não apresentarem variações significativas, os percentuais de MPs encontrados nas zonas de maré alta foi de 54,9% e da zona entremarés de 45,1%.

A avaliação da composição dos MPs ambientais por espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) mostrou que os três polímeros mais encontrados no ambiente foram PE, PP, PS corroborando com o resultado de outros estudos.

A investigação da presença dos metais adsorvidos nos MPs pela técnica analítica de fluorescência de raios X encontrou os seguintes metais e metaloides: Enxofre (S); Cloro (Cl); Potássio (K); Cálcio (Ca); Titânio (Ti); Cromo (Cr); Ferro (Fe); Cobre (Cu); Zinco (Zn); Chumbo (Pb), sendo o Polietileno (PE) e os MPs das praias abrigadas os que apresentaram as maiores variedades de metais e metaloides adsorvidos.

Os efeitos sobre MPs e as interações com os metais e ametais em ambientes marinhos estão em seus estágios iniciais. No entanto, as consequências a longo prazo em relação aos MPs tem sido tema de estudo, especialmente em relação à saúde humana. A análise da interação do tipo de polímero aos metais e a interface com o meio aquoso marinho, requer um entendimento de vários processos sinérgicos que serão estudados futuramente.

Como recomendações para futuros estudos, recomenda-se que seja realizada uma avaliação mais precisa e global da presença e do acúmulo dos MPs em geral nas areias e na costa do estado do Rio de Janeiro, sendo também recomendado uma avaliação mais aprofundada dos seguintes parâmetros: orientação e dinâmica das marés; condições meteorológicas locais; praias com diferentes características físicas; e por fim uma avaliação da frequência de limpeza das praias avaliadas, para uma avaliação mais aprofundada do gerenciamento destes resíduos e dos seus impactos na qualidade ambiental e ecossistêmica locais, assim como no bem-estar de seus frequentadores.

REFERÊNCIAS

[ABRAÃO]. **Google Earth**, [s. l.], c2023. Lat. -23.1407521, Long. -44.1668105. Disponível em: <https://earth.google.com/web/@-23.1407521,-44.1668105,-0.75664742a,2214.77351809d,35y,43.47119461h,45.00048867t,0r>. Acesso em: 12 jan. 2023.

[ARAÇATIBA]. **Google Earth**, [s. l.], c2023. Lat. -23.1525939, Long. -44.3227017. Disponível em: <https://earth.google.com/web/@-23.1525939,-44.3227017,-0.75664742a,2214.77351809d,35y,43.47119461h,45.00048867t,0r>. Acesso em: 12 jan. 2023.

[AVENTUREIRO]. **Google Earth**, [s. l.], c2023. Lat. -23.1775142, Long. -44.2807231. Disponível em: <https://earth.google.com/web/@-23.1775142,-44.2807231,-0.75664742a,2214.77351809d,35y,43.47119461h,45.00048867t,0r>. Acesso em: 12 jan. 2023.

[DOIS RIOS]. **Google Earth**, [s. l.], c2023. Lat. -23.18551, Long. -44.185119. Disponível em: <https://earth.google.com/web/@-23.18551,-44.185119,-0.75664742a,2214.77351809d,35y,43.47119461h,45.00048867t,0r>. Acesso em: 12 jan. 2023.

[ENSEADA DO BANANAL]. **Google Earth**, [s. l.], c2023. Lat. -23.0915214, Long. -44.2372095. Disponível em: <https://earth.google.com/web/@-23.0915214,-44.2372095,-0.75664742a,2214.77351809d,35y,43.47119461h,45.00048867t,0r>. Acesso em: 12 jan. 2023.

[LOPES MENDES]. **Google Earth**, [s. l.], c2023. Lat. -23.1734237, Long. -44.1309863. Disponível em: <https://earth.google.com/web/@-23.1734237,-44.1309863,-0.75664742a,2214.77351809d,35y,43.47119461h,45.00048867t,0r>. Acesso em: 12 jan. 2023.

ACAYABA, R. D.; MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Química Nova**, São Paulo, v. 40, n. 9, p. 1094-1110, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170091>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/NJr4QLWkxCkJXd6gHvdwtNk/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 5 jan. 2023.

ADEYEMI, J. A. *et al.* A critical viewpoint on current issues, limitations, and future research needs on micro- and nanoplastic studies: From the detection to the toxicological assessment. **Environmental Research**, [s. l.], v. 182, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109089>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0013935119308850?via%3Dihub>. Acesso em: 23 dez. 2022.

AGOSTINI JÚNIOR, I. **Contaminantes, atributos físicos e químicos em solo com derrame de derivados de petróleo**. 2016. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2016.

AGOSTINI, Luana. **Comunidades procarióticas associadas a polímeros plásticos em mar profundo**. 2018. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/42/42132/tde-06122021-110509/>. Acesso em: 27 abr. 2023.

ALMAHASHEER, H.; DUARTE, C. M.; MARTIN, C.; Mangrove forests as traps for marine litter. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 247, p. 499-508, Apr. 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749118343902>. Acesso em: 27 dez. 2022.

ALMEIDA, A.Z.F. Materiais a base de nióbio modificados com silano e cobre (II) aplicados como separadores de água e óleo e como antimicrobianos. Universidade Federal da Paraíba (UFPB), 112 f. João Pessoa – PB, 2022.

ALVAREZ-ZEFERINO, J. C. *et al.* Microplastics in Mexican beaches. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 155, p. 104633, 2020.

ALS-NIELSEN, J., MACMORROW, D. Elements of modern X-ray physics. 2ª ed. United Kingdom Copyright Jonh Wiley & Sons, Inc. 2011.

AMARAL, A. C. Z.; NALLIN, S. A. H. **Biodiversidade e ecossistemas bentônicos marinhos do litoral norte de São Paulo, Sudeste do Brasil**. Campinas, SP: UNICAMP/IB, 2011. *E-book* (574 p.). ISBN 978-85-85783-24-2.

AMARAL, S. S. G. **Caracterização de microplásticos nas praias de Jurujuba e Camboinhas**. 2021, Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Física) – Instituto de Física, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2021. Disponível em: <https://app.uff.br/riuff/bitstream/handle/1/22659/Sonia%20Silva%20Gurgel%20Do%20Amaral.pdf;jsessionid=D96A672C45E89890C9645B63C1C6ADCD?sequence=1>. Acesso em: 9 jan. 2023.

AN Y. H.; LEE J.; NAM, S. H. Towards understanding the impact of plastics on freshwater and marine microalgae: A review of the mechanisms and toxicity endpoints. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 423, Feb. 2022.

ANDRADY, A. L. The plastic in microplastics: a review. **Marine Pollution Bulletin**, Raleigh, 2017, v. 119, n. 1, p. 12-22.

ANDREATTA, V. **Do Rio Orla à Orla Conde**: os projetos que transformaram a frente marítima da cidade do Rio de Janeiro. 1. ed. Rio de Janeiro: Rio Books, 2019.

ANDRIGETTO FILHO, J. M. Das “dinâmicas naturais” aos “usos e conflitos”: uma reflexão sobre a evolução epistemológica da linha do “costeiro”. **Desenvolvimento e Meio ambientes**, Curitiba, n. 10, p. 187-192, jul./dez. 2004. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/made/article/download/3108/2489>. Acesso em: 23 dez. 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO. As indústrias de transformação e reciclagem de plásticos no Brasil: preview. **ABIPLAST**, [s. l.], 2021. Disponível em: http://www.abiplast.org.br/wp-content/uploads/2021/05/PREVIEW_ABIPLAST_2020.pdf. Acesso em: 23 dez. 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE INDÚSTRIA DO PLÁSTICO. As indústrias de transformação e reciclagem de plástico no Brasil. **ABIPLAST**, São Paulo, 2023. Disponível em: http://abiplast.org.br/wp-content/uploads/2023/09/perfil_2022_pt.pdf. Acesso em: 15 jul. 2024.

ATHIRA, T.R. *et al.* Shorebird droppings analysis: Microplastics and heavy metals in a key conservation reserve and adjoining sand beaches in the west coast of India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 207, p. 116929, 2024.

ANTUNES, J. *et al.* Microplastics on the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 131, p. 294-302, 2018.

AUTA, H. S. *et al.* Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects and potential solutions. **Environmental International**, [s. l.], v. 102, p.165-176, May 2017.

AYTAN, U. *et al.* First evaluation of neustonic microplastics in Black Sea waters, *Marine Environmental Research*, Volume 119, Pages 22-30. 2016.

AZAAOUAJ, S. *et al.* Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of the eastern Moroccan Mediterranean coast, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 200, 116144. 2024.

BAHL, S. *et al.* Biodegradation of plastics: A state of the art review. **Materials Today: Proceedings**, v. 39, n. 1, p. 31-34, 2021.

BARROWS, A. P. W. *et al.* Marine environment microfiber contamination: Global patterns and the diversity of microparticle origins. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 237, p. 275-284, 2018.

BELMONTE, E.P. Espectrometria por fluorescência de raios X por reflexão total: Um estudo simulado utilizando o método Monte Carlo. 2005. 164 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Nuclear) - COPPE/UFRJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

BELTRÁN-SANAHUJA, *et al.* Monitoring polymer degradation under different conditions in the marine environment. *Environmental Pollution*, Volume 259, 113836, 2020.

BESLEY, A. *et al.* A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. **Marine Pollution Bulletin**, v. 114, n. 1, p. 77–83, Jan. 2017.

BINDA, G., *et al.* Unfolding the interaction between microplastics and (trace) elements in water: A critical review, **Water Research**, Volume 204, 117637, 2021.

BIZZI, L. A. *et al.* (orgs.). Geologia, tectônica e recursos minerais do Brasil: texto, mapas e SIG. **Serviço Geológico do Brasil (CPRM)**, Brasília, DF, 2003. Disponível em: http://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/bitstream/handle/doc/5006/geologia_tectonica.pdf?sequence=2 . Acesso em: 04 jan. 2023

BOGGS Jr., SAM. Principles of sedimentology and stratigraphy. 4th ed. Pearson Prentice Hall, 655 p. 2006.

BOND, A. L.; LAVERS, J. L. Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 114, n. 23, p. 6052- 6055, 6 Jun. 2017.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2010. Disponível em:

https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 23 dez. 2022.

BRADNEY, L., *et.al.* Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk, **Environment International**, Volume 131, 104937, 2019.

BROWNE, M. A. *et al.* Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 45, n. 21, p. 9175-9179, 6 Sep. 2011.

BROWNE, M. A. *et al.* Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). **Environmental Science and Technology**, Washington, DC, v. 42, n. 13, p. 5026-5031, 2008.

BROWNE, M.A. *et al.* Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. **Environmental Science & Technology**, v. 44, p. 3404-3409, 2010.

CAIXETA, D. S. *et al.* Nano e microplásticos nos ecossistemas: impactos ambientais e efeitos sobre os organismos. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**. Goiânia. v. 15, n. 27, p. 19-34, 2018.

CAIXETA, D.; MORAIS, E. Panorama mundial de produção de plástico e estratégia de degradação. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**. Jandaia, GO, v. 19 n. 39, p. 230, 2022.

CAO, Y. *et al.* A critical review on the interactions of microplastics with heavy metals: Mechanism and their combined effect on organisms and humans. **Science of The Total Environment**, v. 788, p. 147620, 2021.

CARNEIRO, T. M. Q. A. *et al.* A poluição por plásticos e a educação ambiental como ferramenta de sensibilização. **Revista brasileira de educação ambiental**, São Paulo, v. 16, n. 6, p. 285-300, 2021.

CASEY, D; HAMILTON, S. E. **Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century**. *Global Ecology and Biogeography*, [s. l.], v. 25, n. 6, p. 729- 738, 2016.

CAUWENBERGHE, L.V. *et al.* Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. **Marine Environmental Research**, v. 111, p. 5-17, 2015.

CASTILLO, A. B. *et al.* Potential ecological risk assessment of microplastics in coastal sediments: Their metal accumulation and interaction with sedimentary metal concentration. *Science of The Total Environment*, Volume 906, 167473, 2024.

CENTRO DE HIDROGRAFIA DA MARINHA: MARINHA DO BRASIL. Tábua das Marés Porto de Angra dos Reis. **Marinha do Brasil**, [s. l.], [2023]. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/chm/tabuas-de-mare>. Acesso em: 7 jan. 2023.

CHAO, A. *et al.* Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, 84, 45–67. 2014

CHAO, A. *et al.* iNEXT Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. **Program and User's Guide** published at http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/inext- 2016.

CHEN, G. *et al.* Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 703, 2020.

CHESHIRE, A. C. *et al.* UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter. **UNEP Regional Seas Reports and Studies, n. 186; IOC Technical Series, n. 83**, [s. l.], 2009.

COLABUONO, F. I. *et al.* biphenyls and organochlorine pesticides in plastics ingested by seabirds. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 60, n. 4, p. 630-634, 2010.

COLE, M. *et al.* Microplastic as contaminants in the marine environment: a review. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 62, n. 12, p. 2588-2597, 2011. DOI 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025

COLLIGNON, A. *et al.* Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 62, n. 4, 2012.

CORMIER, B. *et al.* Chemicals sorbed to environmental microplastics are toxic to early life stages of aquatic organisms. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, 15 Jan. 2021.

COSTA, M. F.; DO SUL, J. A. I. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 185, p. 352-364, Feb. 2014.

CÓZAR, A. *et al.* Plastic debris in the open ocean. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111 n. 28, 30 Jun. 2014.

CUNHA, P. M. O. M. Avaliação de risco ecológico da lagoa de Jacarepaguá - RJ. 2020. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <https://www.bdt.d.uerj.br:8443/handle/1/17637>. Acesso em: 20.05.2023.

CURTY, A. F. *et al.* Análise comparativa de dois protocolos de extração para quantificação de microplásticos em sedimentos inconsolidados de praias costeiras. **Caderno Pedagógico**, [S. l.], v. 21, n. 10, p. e8584, 2024.

DAWSON, A. L. *et al.* Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill. **Nature Communications**, [s. l.], v. 9, n. 1001, 2018.

DAWSON, N. Evaluating the Presence and Socio-Economic Impact of Microplastics in the Tidal Marshes of Otter Point Creek. **Goucher College MA in Environmental Studies**, 7 Oct. 2019.

DE CARVALHO, D. G.; NETO, J. A. B.; Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Ocean & Coastal Management**, [s. l.], v. 128, p. 10-17, 2016.

DE FALCO, F. *et al.* Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 916-925, 2018.

DE-LA-TORRE, G. E. *et al.* Marine macroinvertebrates inhabiting plastic litter in Peru. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 167, June 2021.

DEY, A. *et al.* Challenges and possible solutions to mitigate the problems of single-use plastics used for packaging food items: a review. **Journal of Food Science and Technology**, [s. l.], v. 58, n. 9, p. 3251–3269, 2021.

DÜMICHEN, E. *et al.* Analyses of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method. **Water Research**, v. 85, p. 451-457, 2015.

DUSSUD, C.; MEISTERTZHEIM, A.L; CONAN, P. *et al.* Evidence of niche partitioning among bacteria living on plastics, organic plastics and surrounding seawaters. **Environmental Pollution**, v.236, p. 807-816, 2018.

ERIKSEN, M. *et al.* Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. **PLoSOne**, [s. l.], v. 9, n. 12. 2014.

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Embrapa Solos) **Manual de métodos de análise de solo** / Paulo César Teixeira ... [et al.], editores técnicos. – 3. ed. rev. e ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2017. 574 p. il. colour. ISBN 978-85-7035-771-7.

EUROPEAN BIOPLASTICS. Bioplastics facts and figures. **European Bioplastics**, Brussels, 2021. Disponível em: https://docs.european-bioplastics.org/publications/EUBP_Facts_and_figures.pdf. Acesso em: 27 dez. 2022.

EUROPEAN COMMISSION. **Reducing Marine Litter: Action on single use plastics and fishing gear**. EUR-Lex, Brussels. 2018. Disponível em: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:4d0542a2-6256-11e8-ab9c-01aa75ed71a1.0001.02/DOC_1&format=PDF. Acesso em: 27 dez. 2022.

EXPÓSITO, N. *et al.* Microplastics levels, size, morphology and composition in marine water, sediments and sand beaches. Case study of Tarragona coast (western Mediterranean). **Science of Total Environment**, v. 786, 10 Sep. 2021.

FERNADES, L. S. G. V. **A implementação do objetivo do desenvolvimento sustentável 14: como mitigar a poluição marinha decorrente do lixo plástico e microplástico**. 2018, Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Direito) – Faculdade de Direito, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/41328/1/2018_tcc_lsgvfernandes.pdf. Acesso em: 5 jan. 2023.

FERNANDES, A. M. R. V. **The role of microplastics and bacteria in host-pathogen interactions**. 2018. Dissertação (Mestrado em Toxicologia e Contaminação Ambientais) – Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar, Universidade de Porto, Porto, 2018. Disponível em: <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/118123/2/305803.pdf>. Acesso em: 9 jan. 2023.

FERNANDES, L. S. G. V. **A implementação do objetivo do desenvolvimento sustentável 14: como mitigar a poluição marinha decorrente do lixo plástico e microplástico**. 2018. Monografia (Graduação em Direito) - Faculdade de Direito, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

FISNER, M. *et al.* Concentration and composition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets: implications for small-scale diagnostic and environmental monitoring. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 76, n. 1-2, p. 349-354, 2013.

FRED-AHMADU, O. H. *et al.* Interaction of chemical contaminants with microplastics: Principles and perspectives. **Science of Total Environment**, [s. l.], v. 706, Mar. 2020.

FRÈRE, L. *et al.* Microplastic bacterial communities in the Bay of Brest: Influence of polymer type and size. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 614-625, Nov. 2018.

FORERO-LÓPEZ, A.D. *et al.* Marine microdebris pollution in sediments from three environmental coastal areas in the southwestern Argentine Atlantic. **Science of The Total Environment**, v. 913, p. 169677, 2024.

GERLING, C. *et al.* (org.). **Manual de ecossistemas: marinhos e costeiros para educadores**. Santos, SP: Editora Comunnicar, 2016. Disponível em: <https://catedraoceano.iea.usp.br/manual-de-ecossistemas-marinhos-e-costeiros-para-educadores/>. Acesso em: 28 dez. 2022.

GIBBENS, S. Oceano Pacífico: que características tem e que desafios enfrenta. **National Geographic Brasil**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 3, p. 42-47, maio 2024. Disponível em: [Oceano Pacífico: que características tem e que desafios enfrenta]. Acesso em: 26 set. 2024.

GIMILIANI, G.T. Caracterização de microplásticos em amostras marinhas e estuarinas. 2021. 167 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN, São Paulo. Disponível em: <<http://repositório.ipen.br/>> . Acesso em: 27 abr.2023.

GOMES, E. S. *et al.* Critérios para a Criação de uma Área de Proteção Ambiental na Baixada de Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brasil). **Revista Geográfica de América Central**, v. 2, p. 1-16, jul.-dic. 2011.

GONZÁLEZ, M.F. *et al.* Experimental methods in chemical engineering: X-ray fluorescence—XRF. The Canadian **Journal of Chemical Engineering**, v. 102, n. 6, p. 2004-2018, 2024.

GORNI, A. A. **A evolução dos materiais poliméricos ao longo do tempo**. Revista Plástico Industrial, [s. l.], [2003]. Disponível em: http://www.gorni.eng.br/hist_pol.html. Acesso em: 27 dez. 2022.

GREGORY, M. R. Plastics and south pacific island shore: environmental implications. **Ocean and Costal Management**, [s. l.], v. 42, n. 6-7, p. 603-615. 2023.

GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION. Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in the Ocean.

GESAMP, London, 2019. Disponível em: <http://www.gesamp.org/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean>. Acesso em: 9 jan. 2023.

GUERRA, M. A. J. **Caracterização Espaço-Temporal do Ambiente Costeiro na Área do Emissário Submarino de Ipanema**. 2020. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2020.

GUVEN, O. Spatio-Temporal Distribution and Characterization of Microplastic Pollution in The Three Main Freshwater Systems (Aksu and Köprü Streams, Manavgat River) And Fishing Grounds Located in Their Vicinities in The Antalya Bay. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, TRJFAS20507, 2022.

HAGE JR., E. Aspectos Históricos sobre o Desenvolvimento da Ciência e Tecnologia de Polímeros. **Revista polímeros e tecnologia**, São Carlos, SP, v. 8, n. 2, abr./jun. 1998.

HARTMANN, N.B. *et al.* Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. **Environmental Science & Technology**, v. 53, n. 2, p. 1039-1047, 2019.

HARTMANN, N. B. *et al.* Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. **Integrated Environmental Assessment and Management**, [s. l.], v. 13, n. 3, p. 488-493, May 2017.

HIDALGO-RUZ, V. *et al.* Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and qualification. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 7, p. 3060-3075, 2012.

HOLMES, L.A., *et al.* Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. **Environ. Pollut.**, 160, pp. 42-48, 2012.

HOLMES, L.A., *et al.* In vitro avian bioaccessibility of metals adsorbed to microplastic pellets. **Environmental Pollution**. 261, 114107, 2020.

HORTON, A. A. *et al.* Large microplastics particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK – Abundance, sources and methods for effective quantification. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 114, n. 1, p. 218-226, 15 Jan 2017.

ILHA GRANDE. Lopes Mendes. **Ilha Grande**, Ilha Grande, 2022. Disponível em: <https://www.ilhagrande.com.br/praias/lopes-mendes/>. Acesso em: 07.01.2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Densidade Demográfica 2010. **IBGE**, Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/mapas_do_brasil/sociedade_e_economia/mapas_murais/densidade_populacional_2010.pdf. Acesso em: 5 jan. 2023.

IZAR, G. M. *et al.* Quantitative analysis of pellets on beaches of the São Paulo coast and associated non-ingested ecotoxicological effects on marine organisms. **Regional Studies in Marine Science**, v. 29, May 2019.

JENKINS, R. Quantitative X-Ray Spectrometry (2nd ed.). Boca Raton: CRC Press, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1201/9781482273380>. Acesso em: 05 ago. 2024.

JUNIOR, H. M. Análise de resíduos oriundos de disparos com armas de fogo com munições tradicionais e NTA usando Macro Fluorescência de Raios X. 2023. 118 f. Tese (Doutorado em Física) - Instituto de Física Armando Dias Tavares, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

KIM, I.S. *et al.* Factors Influencing the Spatial Variation of Microplastics on High-Tidal Coastal Beaches in Korea. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 69, n. 3, p. 299-309, 2015.

KOOPMANN, C.; PRANGE, A. Multielement determination in sediments from the German Wadden Sea investigations on sample preparation techniques. *Spectrochimica Acta. Part B, Atomic Spectroscopy*, v. 46B, n. 11, p. 1395, 1991.

KUMAR, R. *et al.* Impacts of Plastic Pollution on Ecosystem Services, Sustainable Development Goals, and Need to Focus on Circular Economy and Policy Interventions. **Sustainability**, [s. l.], v. 13, n. 17, 6 Sep. 2021.

KUNZ, A. *et al.* Distribution and quantity of microplastic on sandy beaches along the northern coast of Taiwan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 111, p. 126-135, 2016

LACHANCE, G. R.; CLAISSE, F. Quantitative X Ray Fluorescence Analysis: Theory and Application. 1. ed. New York: Jhon Willey & Sons, 1995.

LANG, M., *et al.* Fenton aging significantly affects the heavy metal adsorption capacity of polystyrene microplastics. **Sci. Total Environ.**, 722, Article 137762, 2020.

LEBRETON, L.C. *et al.* River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, [s. l.], v. 8, n. 5611, 2017.

LEHTINIEMI, M. *et al.* Size matters more than shape: ingestion of primary and secondary microplastics by small predators. **Food Webs**, v. 17, Dec. 2018.

LIU, P. *et al.* Review of the artificially-accelerated aging technology and ecological risk of microplastics. **Sci. Total Environ.**, 768, Article 144969, 2021.

LOBELLE, D.; CUNLIFE, M. Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. **Marine Pollution Bulletin**, v.62, p.197-200, 2011.

LOPES, C. F.; MILANELLI, J. C. C.; POFFO, I. R. F.; Ambientes costeiros contaminados por óleo: procedimentos de limpeza: manual de orientação. **Companhia Ambiental do Estado de São Paulo**, São Paulo, 2007.

LÓPEZ-VELÁZQUEZ, M. *et al.* Microplastics on sandy beaches of Chiapas, Mexico. **Regional Studies in Marine Science**, v. 70, p. 103381, 2024.

LOTS, F. A. E. *et al.* A large-scale investigation of microplastic contamination: Abundance and characteristics of microplastics in European beach sediment. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 123, n. 1-2, p. 219-226, 2017.

LV, Y. *et al.* Outdoor and accelerated laboratory weathering of polypropylene: a comparison and correlation study. *Polym. Degrad. Stab.*, 112, pp. 145-159, 2015.

MACEDO, A.V. A influência da dinâmica e dos diferentes usos na distribuição e origem de microplásticos no litoral da Ilha Grande, Angra dos Reis (RJ). Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Formação de Professores. 132 f. 2020.

MAPA 1: municípios e mesorregiões do estado do Rio de Janeiro. **Sistema Lagis/UERJ**, Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: https://www.labgis.uerj.br/wordpress/wp-content/uploads/2018/04/mapa_01-municipios1.png. Acesso em: 13 jan. 2023.

MASTERTON, H., *et al.* The role of plastics in the accumulation and release of trace elements in the environment. **Cambridge Prisms: Plastics**. 1:e15. 2023.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Agenda nacional de qualidade ambiental urbana (Fase 1): plano de combate ao lixo no mar. **MMA**, Brasília, DF, 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/centrais-de-conteudo/plano-nacional-de-combate-ao-lixo-no-mar-pdf#:~:text=O%20Plano%20Nacional%20de%20Combate,lan%C3%A7amento%2C%20ser%C3%A1%20atualizada%20no%20s%C3%ADtio>. Acesso em: 5 jan. 2023.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Combate ao Lixo no Mar. Gov.br, [s. l.], [2022]. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/agendaambientalurbana/combate-ao-lixo-no-mar>. Acesso em: 9 jan. 2023.

MIZOGUCHI, I. H. **Os Desafios do Plástico e Cenários para o Futuro**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Ciências Econômicas) – Faculdade de Ciências Econômicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2019. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/198027>. Acesso em: 27 dez. 2022.

MONTEIRO, B. T. **Microplásticos em sedimentos da praia de Icarai em períodos de pré e pós ressaca**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Instituto de Biologia, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2022.

MORAES, A. C. R. **Contribuições para a gestão da zona costeira do Brasil: Elementos para uma Geografia do Litoral Brasileiro**. São Paulo: Annablume, 2007. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/001834365>. Acesso em: 27 dez. 2022.

MSFD GES Technical Subgroup on Marine Litter. Monitoring Guidance for Marine Litter in European Seas, Draft Report. European Commission, Brussels, 2013.

MULITERNO, T.; TAHIM, J. M. Plásticos: o caminho para uma economia mais circular. **Ponto de Vista Jurídico**, [s. l.], Caçador, v. 10, n. 1, p. 91-109, 2021.

NASCIMENTO FILHO, V. F. Técnicas Analíticas Nucleares De Fluorescência De Raios X Por Dispersão De Energia (Ed-XRF) E Por Reflexão Total (TXRF) Depto de Ciências Exatas/ESALQ Lab. de Instrumentação Nuclear. CENA. Julho 1999

NAPPER, I. E. *et al.* Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 99, n. 1-2, p. 178-185, 2015.

NAPPER, I. E.; THOMPSON, R. C. Release of synthetic microplastic plastic fibers from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, p. 39-45, 2016.

NG, E.-L, *et al.* An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. **Science Total Environ.**, 627, pp. 1377-1388, 2018.

NORRIS, B. K. *et al.* The effect of pneumatophore density on turbulence: A field study in a *Sonneratia*-dominated mangrove forest, Vietnam. **Continental Shelf Research**, v. 147, 2017.

OLIVATTO, G. P. *et al.* Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno. **Revista Virtual Química**, Niterói, v. 10, n. 6, p. 1968-1989, 17 dez. 2018.

OLIVEIRA, A. J. F. D; PINTO, A. B. Diversidade de microrganismos indicadores utilizados na avaliação da contaminação fecal de areias de praias recreacionais marinhas: estado atual do conhecimento e perspectivas. **O Mundo da Saúde**, São Paulo, v. 35, n. 1, p. 105-114, 2011.

ÖZTEKIN, Y., SAYIN, U. Biodegradable plastics for a green future. Disponível em: <FutureBio_EN_e_printing.pdf (futurebioproject.eu)> Acesso em: 15 jul. 2024.

ÖZTEKIN, A. *et al.* Microplastic Contamination of the Seawater in the Hamsilos Bay of the Southern Black Sea. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 235, p. 325, 2024.

PALESTINI, P.; DONGO, D. Microplásticos e saúde humana, o mal invisível. Disponível em:< <https://www.greatitalianfoodtrade.it/pt/sa%C3%BAdemicropl%C3%A1sticos-e-sa%C3%BAdem-humana-o-mal-invis%C3%ADvel-a/>> Acesso em: 15 jul.2024

PAUL-PONT, I. *et al.* Constraints and Priorities for Conducting Experimental Exposures of Marine Organisms to Microplastics. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, n. 252, Jul. 2018. DOI

PEDRINI, A. G. *et al.* Flora Bentônica Marinha e Estuarina do Saco de Dois Rios, Parque Estadual da Ilha Grande, Ilha Grande, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. 1. Phaeophyceae. In: Congresso Brasileiro de Ficologia, 16, 2016, Parnaíba. **Anais [...]**. Parnaíba: UFPI, 2016.

PEREIRA, F. C. **Microplásticos no ambiente marinho**: mapeamento de fontes e identificação de mecanismos de gestão para minimização da perda de pellets plásticos. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências, Área da Oceanografia) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

PEREIRA, F. C.; DE OLIVEIRA, M. R. L. (orgs.). **Plano nacional de gerenciamento costeiro**: 25 anos do gerenciamento costeiro no Brasil. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2015.

PEREIRA, L. B. S. **Caracterização dos microplásticos na praia de Itaipu**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Física) – Instituto de Física, Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, 2019.

PETERSEN, E. S. *et al.* Incidence of plastic debris in Sooty Tern nests: A preliminary study on Trindade Island, a remote area of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 105, n. 1, 2016.

PIATTI, T. M.; RODRIGUES, R. A. F. **Plásticos**: características, usos, produção e impactos ambientais. Universidade Federal de Alagoas, Maceió: EDUFAL, 2005.

PLASTICS EUROPE. Plastics: the facts 2022. **Plastics Europe**, Brussels, Oct. 2022.

PLASTICS EUROPE. Plastics: the facts 2023. **Plastics Europe**, Brussels, Oct. 2023. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/> Acesso em: 15 jul. 2024.

POSSATTO, F. E. Plastic debris ingestion by marine catfish: an unexpected fisheries impact. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 62, n. 5, p. 1098-1102, May 2011.

PRATA, J. C. Airborne microplastics: consequences to human health? **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 234, p. 115-126, Mar. 2018.

PRATA, J. C. *et al.* Effects of spatial and seasonal factors on the characteristics and carbonyl index of (micro)plastics in a sandy beach in Aveiro, Portugal. **Science of the Total Environment**, 2019.

PREFEITURA DA CIDADE DO RIO DE JANEIRO. História do Rio. **Rio Prefeitura**, Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: <http://rio.rj.gov.br/web/guest/exibeconteudo?article-id=87129>. Acesso em: 12 jan. 2023.

PROJETO TAMAR. Lixo x Animais Marinhos. **Fundação Projeto Tamar**, Mata de São João, c2011. Disponível em: <http://tamar.org.br/interna.php?cod=315#:~:text=Estima%2Dse%20que%20em%20torno,cada%20quil%C3%B4metro%20quadrado%20de%20oceano>. Acesso em: 5 jan. 2023.

RANGEL-BUITRAGO, N. *et al.* Microplastics pollution on Colombian Central Caribbean beaches. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 170, Sep. 2021.

REN, S.-Y.; NI, H.-G; SUN, Q. Incidence of microplastics in personal care products: An appreciable part of plastic pollution. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 742, 10 Nov. 2020.

RIBEIRO, G. P. *et al.* Mapeamento Digital da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, apoiado por imagens sensoriais e dados GPS. **UERJ**, Rio de Janeiro, [2010]. Disponível em: http://www.sr2.uerj.br/ceads/images/PDF/artigos/Arquivo%20Artigo_30.pdf. Acesso em: 10 jan 2023.

RILLIG, M.C., *et.al.* Microplastic transport in soil by earthworms. **Sci Rep** 7, 1362, 2017.

RODRIGUES, J.P. *et al.* Interaction of microplastics with metal(oid)s in aquatic environments: What is done so far? **Journal of Hazardous Materials Advances**, v. 6, p. 1000722022, 2022.

RODRIGUES, C. *et al.* Microplastics in beach sediments of the Azores archipelago, NE Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 201, p. 116243, 2024.

RYAN, P. G. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s. l.], v. 364, n. 1526, p. 1999–2012.

SANTANA, M. F. M. *et al.* Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 106, n. 1-2, p. 183-189, May 2016.

SANTOS, R.S. Análise multielementar em folhas de *Nerium oleander* L. usando fluorescência de raios X por dispersão em energia. 2014. 141 f. Dissertação (Mestrado em Física) - Instituto de Física Armando Dias Tavares, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SCHNEIDER, F. *et al.* Collected marine litter: a growing waste challenge. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 128, p. 162-174, Mar. 2018.

SCIENCE ADVICE FOR POLICY BY EUROPEAN ACADEMIES. A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society. **Science Advice for Policy by European Academies**. Berlin, 15 Jan. 2019. Disponível em: <https://sapea.info/topic/microplastics/>. Acesso em: 28 dez. 2022.

SENDRA, M. *et al.* Size matters: Zebrafish (*Danio rerio*) as a model to study toxicity of nanoplastics from cells to the whole organism. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 268, 1 Jan. 2021.

SILVA A. L. C. *et al.* Dinâmica de Praia e Suscetibilidade às Ondas de Tempestades no Litoral da Ilha Grande (Angra dos Reis - RJ). **Journal of Human and Environment of Tropical Bays**, [s. l.], v. 1, p. 9-44, 2020.

SILVA, M. A. M. *et al.* Praias da Baía de Guanabara no estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, [s. l.], v. 17, n. 2, 2016.

SILVERSTEIN, R.M. *et al.* Spectrometric identification of organic compounds. 7. ed. New York: John Wiley & Sons, 2005.

SOARES, G. F. S. **Direito internacional do meio ambiente: emergência, obrigações e responsabilidades**. 2. ed. São Paulo: Atlas, 2003.

SOARES-GOMES, A. *et al.* An environmental overview of Guanabara Bay. **Regional Studies in Marine Science**, Rio de Janeiro, v. 8, p. 319-330, 2016.

SOUZA, C.R.G. *et al.* Praias arenosas e erosão costeira. In: SOUZA, C. R. G.; SUGUIO, K; OLIVEIRA, A.M.S. & OLIVEIRA, P.E. Quaternário do Brasil. Ed. Holos, Brasil, p.130-152, 2005.

SUCIU, M. C. *et al.* Evaluation of environmental quality of sandy beaches in southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, p. 133-142, 2017.

SUN, X. *et al.* Factors influencing the occurrence and distribution of microplastics in coastal sediments: From source to sink. **Journal of Hazardous Materials**, v. 410, p. 124982, 2021.

TEUTEN, E.L. *et al.* Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. **Environmental Science & Technology**, v. 41, n. 22, p. 7759 – 7764, 20 Oct. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1021/es071737s>.

THIEL, M. *et al.* Anthropogenic marine debris in the coastal environment: A multiyear comparison between coastal waters and local beaches. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 71 n. 1-2, p. 307-316, Jun. 2013.

THIEL, M. *et al.* Floating marine debris in coastal waters of the SE-Pacific (Chile). **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 46, n. 2, p. 224-231, Feb. 2003.

THOMPSON, R. C. *et al.* Lost at sea: where is all the plastic? **Science**, [s. l.], v. 304, n. 5672, p. 838, 7 May 2004.

THOMPSON, R. C. *et al.* Twenty years of microplastics pollution research—what have we Lerner? **American Association for the Advancement of Science**. eadl2746, 2024.

TRUCHET, D. M. Tracking synthetic microdebris contamination in a highly urbanized estuary through crabs as sentinel species: An ecological trait-based approach. **Science of Total Environment**, [s. l.], v. 837, 1 Sep. 2022.

TURNER, A., HOLMES, L., THOMPSON, R.C., FISHER, A.S. Metals and marine microplastics: Adsorption from the environment versus addition during manufacture, exemplified with lead. **Water Research** 173, 115577, 2020.

TURNER, A.; FILELLA, M. Hazardous metal additives in plastics and their environmental impacts. **Environment International**, [s. l.], v. 156, Nov. 2021.

TURRA, A. *et al.* Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 4, n. 4435, 27 Mar. 2014.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. From Pollution to solution: a global assessment of marine litter and plastic pollution. **UN Environment Programme**, Nairobi, 21 Oct. 2021. Disponível em: <https://www.unep.org/interactive/pollution-to-solution/>. Acesso em: 29 dez. 2022.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Relatório da ONU sobre poluição plástica alerta sobre falsas soluções e confirma necessidade de ação global urgente. **UNEP**, 21 Oct. 2021. Chemicals & Pollution Action. Disponível em: <https://www.unep.org/pt-br/noticias-e-reportagens/comunicado-de-imprensa/relatorio-da-onu-sobre-poluicao-plastica-alerta-sobre>. Acesso em: 5 jan. 2023.

UNITED NATIONS. The sustainable Development Goals Report 2020. **UNSTATS**, New York, 2020. Disponível em: <https://unstats.un.org/sdgs/report/2020/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2020.pdf>. Acesso em: 9 jan. 2023.

UNITED STATES NATIONAL OCEANOGRAPHIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). Detecting Japan tsunami marine debris at sea: a synthesis of efforts and lessons learned. **NOAA Marine Debris Program**. [s. l.], jan. 2015. Disponível em: https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/JTMD_Detection_Report.pdf. Acesso em: 7 nov. 2022.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Década do Oceano. **USP Universidade de São Paulo:** Brasil, São Paulo, [2020]. Disponível em: <https://catedraoceano.iea.usp.br/decadadooceano/>. Acesso em: 9 jan. 2023.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO RIO DE JANEIRO. Municípios e Mesoregiões do Estado do Rio de Janeiro. **UERJ**, 2018. Disponível em: http://www.labgis.uerj.br/wordpress/wp-content/uploads/2018/04/mapa_01-municipios1.png. Acesso em: 2 jan. 2023.

VAN SEBILLE, E. *et al.* A global inventory of small floating plastic debris. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 10, n. 12, 2015.

VENDEL, A. L. *et al.* Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 117, n. 1-2, p. 448-455, 15 Apr. 2017.

VEERASINGAM, S. *et al.* Characteristics, seasonal distribution and surface degradation features of microplastic pellets along the Goa coast, India. **Chemosphere**, v. 159, p. 496-505, 2016.

WANG, F., *et al.* Adsorption characteristics of cadmium onto microplastics from aqueous solutions. **Chemosphere** 235, 1073–1080. 2019.

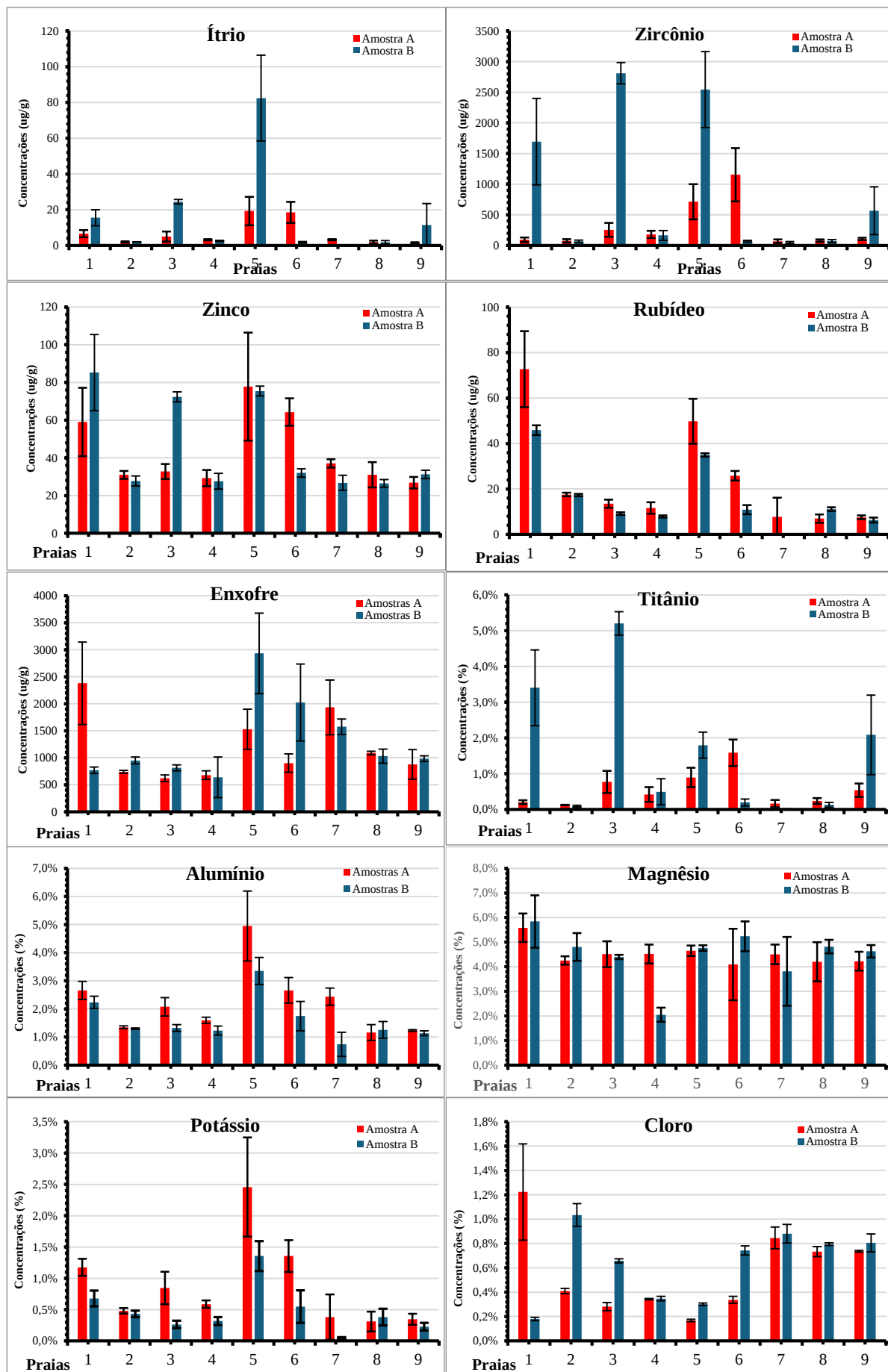
WINDSOR, F. M. *et al.* Microplastic ingestion by riverine macroinvertebrates. **Science of Total Environment**, [s. l.], v. 646, p. 68-74, 1 Jan. 2019. DOI:

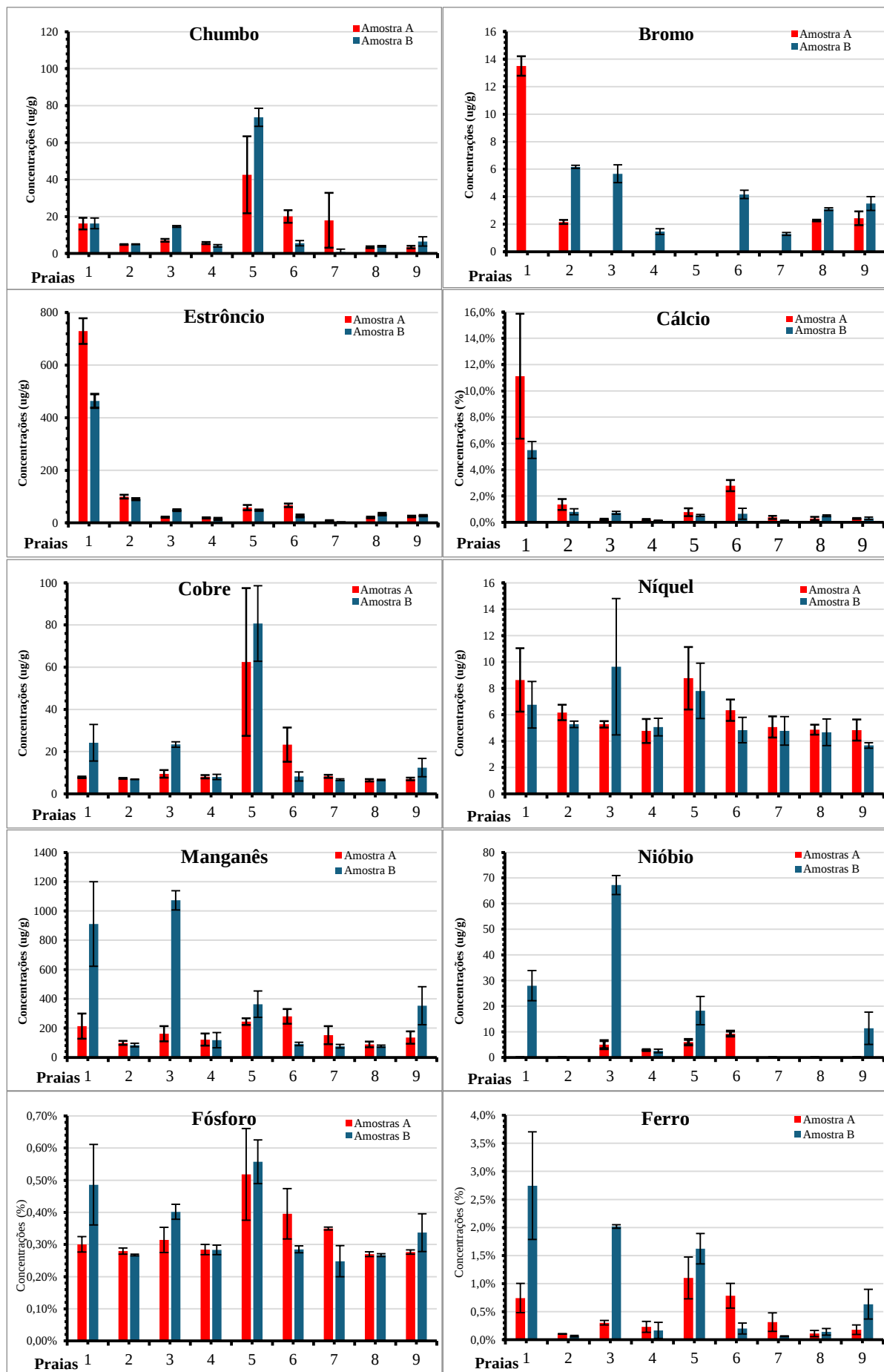
WIT, W. *et al.* Solucionar a poluição plástica: transparência e responsabilização. **WWF**, Gland, mar. 2019. Disponível em: https://jornalimosocioambiental.files.wordpress.com/2019/03/plastic_report_02-2019.pdf. Acesso em: 29 dez. 2022.

WOODALL, L. C. *et al.* The deep sea is a major sink for microplastic debris. **Royal Society Open Science**, [s. l.], v. 1, n. 4, 2014.

WU, N. *et al.* Colonization characteristics of bacterial communities on microplastics compared with ambient environments (water and sediments) in Haihe Estuary. **Science of the Total Environment**, v.708, p. 2020.

ZETTLER, E. R. *et al.* Life in the “Plastisphere”: Microbial Communities on Plastic Marine Debris. **Environmental Science & Technology**, 47 (13), 7137-7146. 2013.





Análise estatística dos morfotipos por período (chuvoso e seco)							
PR1	fg	fb	pl	ep	fm	PR1	Análise estatística
seco	94	107	2	54	0	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,8713 / Valor-p: 0.2718 / Não Rejeita H0
chuvoso	87	172	7	33	36	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,8783 / Valor-p: 0.3015 / Não Rejeita H0
Análise dos 2 períodos			Teste de Kruskal-Wallis			Estatística:0,1793 / Valor-p: 0,6831/ Não Rejeita H0	

PR2	fg	fb	pl	ep	fm	PR2	Análise estatística
seco	24	134	5	31	2	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,7465 / Valor-p: 0,0276 / Rejeita H0
chuvoso	59	141	10	73	0	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,9288 / Valor-p: 0,5881/ Não Rejeita H0
Análise dos 2 períodos			Teste de Kruskal-Wallis			Estatística:0,2727 / Valor-p: 0,6015 / Não Rejeita H0	

PR3	fg	fb	pl	ep	fm	PR3	Análise estatística
seco	58	157	16	118	1	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,9303 / Valor-p: 0,5987 / Não Rejeita H0
chuvoso	31	125	14	79	0	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,9183 / Valor-p: 0,5192/ Não Rejeita H0
Análise dos 2 períodos			Teste de Kruskal-Wallis			Estatística:0,2727 / Valor-p: 0,6015 / Não Rejeita H0	

PR4	fg	fb	pl	ep	fm	PR4	Análise estatística
seco	30	139	1	28	0	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,7503 / Valor-p: 0,0299 / Rejeita H0
chuvoso	87	148	1	53	1	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,9074/ Valor-p: 0,4523 / Não Rejeita H0
Análise dos 2 períodos			Teste de Kruskal-Wallis			Estatística:0,5478 / Valor-p: 0,4592 / Não Rejeita H0	

PR5	fg	fb	pl	ep	fm	PR5	Análise estatística
seco	249	140	22	17	5	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,8198 / Valor-p: 0,1164 / Não Rejeita H0
chuvoso	551	132	30	188	6	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,8315 / Valor-p: 0,1427 / Não Rejeita H0
Análise dos 2 períodos			Teste de Kruskal-Wallis			Estatística:0,7562 / Valor-p: 0,4098 / Não Rejeita H0	

PR6	fg	fb	pl	ep	fm	PR6	Análise estatística
seco	60	171	2	14	0	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,7819 / Valor-p: 0,0573 / Não Rejeita H0
chuvoso	54	183	2	6	0	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,7367 / Valor-p: 0,0223 / Rejeita H0
Análise dos 2 períodos			Teste de Kruskal-Wallis			Estatística:0,01104 / Valor-p: 0,9163 / Não Rejeita H0	

PR7	fg	fb	pl	ep	fm	PR7	Análise estatística
seco	21	166	0	7	0	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,6490 / Valor-p: 0,0026 / Rejeita H0
chuvoso	4	109	0	0	0	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,5768 / Valor-p: 0,0003 / Rejeita H0
Análise dos 2 períodos			Teste de Kruskal-Wallis			Estatística: 0,6083 / Valor-p: 0,4354 / Não Rejeita H0	

PR8	fg	fb	pl	ep	fm	PR8	Análise estatística
seco	31	137	2	6	1	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,7023 / Valor-p: 0,0101/ Rejeita H0
chuvoso	23	126	0	1	0	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,6697 / Valor-p: 0,0045 / Rejeita H0
Análise dos 2 períodos			Teste de Kruskal-Wallis			Estatística: 1,1043 / Valor-p: 0,2933 / Não Rejeita H0	

PR9	fg	fb	pl	ep	fm	PR9	Análise estatística
seco	18	185	1	0	0	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,6179 / Valor-p: 0,0011 / Rejeita H0
chuvoso	3	214	0	0	0	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,5616 / Valor-p: 0,0002 / Rejeita H0
Análise dos 2 períodos			Teste de Kruskal-Wallis			Estatística: 0,1117 / Valor-p: 0,7319 / Não Rejeita H0	

Legenda: fragmento (fg); fibras (fb); pelotas (pl); espumas (ep); filmes (fm).

Análise estatística dos morfotipos por zonas (ZMA x ZEM)							
PR1	fg	fb	pl	ep	fm	PR1	Análise estatística
ZMA	100	135	5	40	31	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,9262 / Valor-p: 0,5708 / Não Rejeita H0
ZEM	71	116	3	44	5	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,9164 / Valor-p: 0,5072 / Não Rejeita H0
Análise dos 2 períodos						Teste de Kruskal-Wallis	Estatística:0,2022 / Valor-p: 0,6649 / Não Rejeita H0

PR2	fg	fb	pl	ep	fm	PR2	Análise estatística
ZMA	49	105	9	62	2	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,9365 / Valor-p: 0,6413 / Não Rejeita H0
ZEM	28	139	5	21	0	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,7310 / Valor-p: 0,0197 / Rejeita H0
Análise dos 2 períodos						Teste de Kruskal-Wallis	Estatística:0,2727 / Valor-p: 0,6015 / Não Rejeita H0

PR3	fg	fb	pl	ep	fm	PR3	Análise estatística
ZMA	43	119	24	129	0	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,8824/ Valor-p: 0,3205/ Não Rejeita H0
ZEM	38	140	6	58	2	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,8670 / Valor-p: 0,2543/ Não Rejeita H0
Análise dos 2 períodos						Teste de Kruskal-Wallis	Estatística:0,1555 / Valor-p: 0,7036 / Não Rejeita H0

PR4	fg	fb	pl	ep	fm	PR4	Análise estatística
ZMA	50	143	0	42	0	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,8394 / Valor-p: 0,1633/ Não Rejeita H0
ZEM	65	127	1	38	1	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,8916 / Valor-p: 0,3652 / Não Rejeita H0
Análise dos 2 períodos						Teste de Kruskal-Wallis	Estatística:0,0003 / Valor-p: 0,9868 / Não Rejeita H0

PR5	fg	fb	pl	ep	fm	PR5	Análise estatística
ZMA	309	107	31	99	2	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,8581 / Valor-p: 0,2215 / Não Rejeita H0
ZEM	443	144	20	106	9	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,8146 / Valor-p: 0,1059/ Não Rejeita H0
Análise dos 2 períodos						Teste de Kruskal-Wallis	Estatística:0,1330 / Valor-p: 0,7248 / Não Rejeita H0

PR6	fg	fb	pl	ep	fm	PR6	Análise estatística
ZMA	74	189	1	7	0	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,7725 / Valor-p: 0,0475 / Rejeita H0
ZEM	35	125	3	0	0	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,7256 / Valor-p: 0,0174/ Rejeita H0
Análise dos 2 períodos						Teste de Kruskal-Wallis	Estatística:0,7725 / Valor-p: 0,0475 / Não Rejeita H0

PR7	fg	fb	pl	ep	fm	PR7	Análise estatística
ZMA	18	147	0	7	0	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,6482 / Valor-p: 0,0025 / Rejeita H0
ZEM	7	114	0	0	0	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,5931 / Valor-p: 0,0005 / Rejeita H0
Análise dos 2 períodos						Teste de Kruskal-Wallis	Estatística:0,4499 / Valor-p: 0,5023 / Não Rejeita H0

PR8	fg	fb	pl	ep	fm	PR8	Análise estatística
ZMA	40	143	2	7	1	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,7318 / Valor-p: 0,0200 / Rejeita H0
ZEM	11	94	0	0	0	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,6283 / Valor-p: 0,0015 / Rejeita H0
Análise dos 2 períodos						Teste de Kruskal-Wallis	Estatística: 1,3527 / Valor-p: 0,2448 / Não Rejeita H0

PR9	fg	fb	pl	ep	fm	PR9	Análise estatística
ZMA	11	303	1	0	0	Teste de Shapiro-Wilk Seco	Estatística: 0,5775 / Valor-p: 0,0003 / Rejeita H0
ZEM	8	103	0	0	0	Teste de Shapiro-Wilk Chuvoso	Estatística: 0,6036 / Valor-p: 0,0007 / Rejeita H0
Análise dos 2 períodos						Teste de Kruskal-Wallis	Estatística: 0,3103 / Valor-p: 0,5775 / Não Rejeita H0

Legenda: fragmento (fg); fibras (fb); pelotas (pl); espumas (ep); filmes (fm). Zona Maré mais Alta (ZMA); Zon EntreMarés (ZEM).

TODAS AS PRAIAS ZONA PELO TIPO

Teste de Shapiro-Wilk

a) ZMA

Estatística: 0.7606

Valor-p: 0.0000

Amostra não parece Gaussiana (rejeita H0)

b) ZEM

Estatística: 0.6229

Valor-p: 0.0000

Amostra não parece Gaussiana (rejeita H0)

A) Artigo publicado em revista científica (Qualis CAPES A2):

- Análise comparativa de dois protocolos de extração para quantificação de microplásticos em sedimentos inconsolidados de praias costeiras.

B) Capítulo de livro didático:

- Microplásticos Ambientais

C) Artigos apresentados em congressos Internacionais:

- **XVII Latin American Seminar of Analysis by X-ray Techniques – SARX (2024)**
Metals adsorption of onto environmental microplastics at shoreline sediments.
- **XIII Linnaeus Eco-Tech 2022 Conference – Suécia**
Microplastics in sandy ocean beaches of insular regions: Ilha Grande - RJ, Brazil

D) Artigos apresentados em congressos Nacionais:

- **XVII Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia (2024) – Pará**
Micro e Nanoplásticos Ambientais: Efeitos no Crescimento e na Produção de Pigmentos Fotossintéticos da Microalga *Chlorella vulgaris*.
- **XXXII Congresso Brasileiro de Eng. Sanit. e Ambiental (2023) – Minas Gerais**
A presença de microplásticos em praias antropizadas banhadas pela Baía de Guanabara.

E) Manuscritos em fase de redação

- **Artigo parte da Tese:** Caracterização dos microplásticos ambientais presentes nos sedimentos inconsolidados e águas costeiras de 9 praias do litoral do Rio de Janeiro, Brasil.
- **Artigo parte da Tese:** Investigação dos metais adsorvidos nas amostras dos microplásticos ambientais.
- **Artigo:** revisão sistemática sobre a metodologia utilizada para as coletas de sedimentos costeiros para a caracterização dos microplásticos ambientais. (coorientação do TCC da aluna Nicolle Motta).
- **Resumo: 33º Congresso da ABES:** Investigação dos microplásticos ambientais em 2 praias expostas banhadas pelo Oceano Atlântico inserida no contexto urbano.

- **Participação no artigo:** Micro e Nanoplásticos Ambientais (Praia de Dois Rios Ilha Grande): Efeitos no Crescimento e na Produção de Pigmentos Fotossintéticos da Microalga *Chlorella vulgaris*.
- **Participação no artigo:** Análise do Risco Ambiental dos microplásticos em 3 praias insulares expostas: Ilha Grande – RJ.

F) Outras produções acadêmicas produzidas durante o Doutorado

- **Estágio de docência**
- **32º SEMIC – Menção honrosa.**
A poluição causada por microplásticos em praias da orla carioca.
- **1º SIMPEEX – CEADS – Simpósio de pesquisa, ensino e extensão (2023)**
Caracterização dos microplásticos presentes nos sedimentos de 3 praias do litoral sul da Ilha Grande.
- **3º Rio Innovation Week (2023)**
- **4º Rio Innovation Week (2024)**
- **Semana da Ciência – CEADS – (2024)**
Palestras sobre microplásticos em ambientes costeiros para escolas municipais e estaduais da Costa Verde e Ilha Grande.
- **33º SEMIC – (2025)**
Caracterização dos microplásticos em praias da Orla Carioca.