



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR-LABOMAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS

CLARA CABRAL ALMEIDA LIMA

**DISPERSÃO DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS E
SEDIMENTOS DE FUNDO DA PLATAFORMA CONTINENTAL DE
FORTALEZA**

FORTALEZA

2023

CLARA CABRAL ALMEIDA LIMA

**AVALIAÇÃO DA DISPERSÃO DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS
SUPERFICIAIS E SEDIMENTOS DE FUNDO DA PLATAFORMA
CONTINENTAL DE FORTALEZA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito à obtenção do título de Doutor em Ciências Marinhas Tropicais. Linha de Pesquisa: Análise de impactos ambientais da região oceânica e costeira.

Orientador: Prof. Dr. Michael Barbosa Viana

Fortaleza

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A445d Almeida, Clara Cabral.
DISPERSÃO DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS E SEDIMENTOS DE
FUNDO DA PLATAFORMA CONTINENTAL DE FORTALEZA / Clara Cabral Almeida. –
2023.
140 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar,
Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2023.
Orientação: Prof. Dr. Michael Barbosa Viana.

1. Polímeros Sintéticos. 2. Poluição em Sedimento Marinho. 3. Composição Polimérica. I.
Título.

CDD 551.46

CLARA CABRAL ALMEIDA LIMA

**AVALIAÇÃO DA DISPERSÃO DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS
SUPERFICIAIS E SEDIMENTOS DE FUNDO DA PLATAFORMA
CONTINENTAL DE FORTALEZA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito à obtenção do título de Doutor em Ciências Marinhas Tropicais. Linha de Pesquisa: Análise de impactos ambientais da região oceânica e costeira.

Orientador: Prof. Dr. Michael Barbosa Viana

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Michael Barbosa Viana

Prof. Dr. Carlos Eduardo Peres Teixeira

Prof. Dr. José Eduardo Martinelli Filho

Prof. Dra. Natalia Carla Fernandes de Medeiros Dantas

Prof. Dra Sandra Tédde Santaella

Aos meus pais, Nilton e Germana, e ao meu marido, Vinicius, que me deram todo o suporte durante o curso.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e irmão, pelo apoio e incentivo.

À minha (ex)orientadora, prof^a. Sandra Santaella, pela possibilidade da realização desta pesquisa, pelo acolhimento de anos, paciência e carinho.

Ao orientador, Prof. Michael Viana por ter aceitado dar continuidade a orientação e pelo apoio.

Ao Prof. Alejandro Ayala, do departamento de física da UFC.

Ao meu marido, Vinicius Lima por me acompanhar desde a início da vida acadêmica, me incentivar a ser melhor, e ter acompanhado esses longos anos de doutorado.

Às minhas amigas de longas datas, Gabriela, Carolina, Fernanda, Rachel e Larissa, que acompanham minha jornada desde a infância.

Ao Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL), à Universidade Federal do Ceará (UFC) e ao Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), pela disponibilidade do espaço, recursos financeiros e material.

Ao Willame Araújo, meu grande amigo da faculdade, que desde de 2011 me acompanha, ajuda em tudo que está ao seu alcance. Sua colaboração foi fundamental para apresentar os dados estatísticos desta tese.

Ao Bruno Sousa (da Física), apoio fundamental, sempre prestativo a ajudar e atencioso.

À Camila Dourado e ao Carlos Cândido por terem me acompanhado nas coletas e ajudado nas análises laboratoriais, atividade relevante para a realização desta pesquisa.

Ao Regimário Filho, pela confecção dos mapas e gráficos utilizados no trabalho e também pelo suporte durante o curso e todas as coletas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de estudo no período da pós-graduação.

Ao projeto CIRCUNPLACE (Importância da Circulação para o Transporte e Destino de Contaminantes Orgânicos na Plataforma Continental do Ceará)

RESUMO

Produtos plásticos são amplamente utilizados em todo o mundo, com sua produção aumentando constantemente desde a década de 1950. O surgimento de microplásticos (MPs), pequenos detritos plásticos medindo < 5 mm, tornou-se um problema difundido nos ambientes marinhos. Essas partículas entram no ambiente marinho a partir de diversas fontes terrestres e marinhas, causando danos aos organismos marinhos. A poluição por plástico predomina nos detritos marinhos (60-85%). O estudo da poluição por microplásticos em ecossistemas aquáticos tem crescido na última década, inclusive no Brasil, mas há poucas informações sobre dispersão, deposição e acúmulo de MPs nas águas costeiras de Fortaleza. Esta pesquisa tem como objetivo comparar variações sazonais na quantidade de microplásticos e realizar a caracterização morfológica e química de amostras de água e sedimento coletadas na costa de Fortaleza-Ceará. Foram realizadas coletas de água superficial com rede de plâncton (malha 0,33 mm) e de sedimento de fundo com draga *Van Veen* em cinco áreas da costa de Fortaleza (foz do rio Cocó, Riacho Maceió, Emissário submarino, Drenagem pluvial e foz da Barra do rio Ceará). As amostras foram levadas para laboratório onde foram separadas, processadas e analisadas. Foram encontrados 2.742 MPs $> 0,3$ mm e 977 MPs $< 0,3$ mm nas amostras de água e 1.466 nas amostras de sedimento considerando todas as coletas. A presença das partículas foi maior que 90% em todas as coletas e áreas. A forma de Fibras foi a mais presente em todos os pontos, enquanto as cores vermelha e azul estiveram presente em 100% das amostras. As massas totais para amostras de água em abril foram em abril 16,05 g MPs $> 0,3$ mm e 8,92 g MPs $< 0,3$ mm. Em novembro 42,13g e 36,43g e janeiro 19,31 g e 15,44g respectivamente. A área de maior concentração de microplásticos foi no ponto C10 e nos pontos E16, E17, E18, indicando possível fonte de liberação. A região com menor concentração foi a foz do rio Ceará. Entre os meses, houve variação nas concentrações, sendo mais alta em abril nas áreas de drenagem, em novembro na desembocadura do rio Cocó e pontos de drenagem, e em janeiro na drenagem e Barra do Ceará. Entretanto, não houve diferença estatística (significância 95%) nas amostras de sedimento entre período seco e chuvoso. Em relação a composição polimérica, 77% foram polietileno e 23 % polietileno. Portanto, revelou-se a presença significativa de microplásticos nas águas e sedimentos da costa de Fortaleza-Ceará, com algumas variações sazonais nas concentrações. Mais de 90% das amostras coletadas continham microplásticos, evidenciando a disseminação preocupante desses materiais. A análise

Therefore, the significant presence of microplastics was revealed in the waters and sediments off the coast of Fortaleza, Ceará, with some seasonal variations in concentrations. Over 90% of the collected samples contained microplastics, highlighting the worrying spread of these materials. The analysis identified a predominance of polyethylene and polypropylene, highlighting the need for continuous monitoring and management strategies to mitigate pollution. The seasonal patterns suggest complex environmental influences, requiring further studies to better understand and plan for the protection of marine ecosystems.

Keywords: 1. Synthetic polymers; 2. Marine sediment pollution; 3. Polymeric composition

ABSTRACT

Plastic products are widely used worldwide, with their production increasing steadily since the 1950s. The emergence of microplastics (MPs), small plastic debris measuring 0.3 mm and 977 MPs < 0.3 mm were found in the water samples, and 1,466 in the sediment samples, considering all samples. The presence of particles was greater than 90% in all samples and areas. Fibers were the most common form at all sites, while red and blue colors were present in 100% of the samples. The total masses for water samples in April were 16.05 g of MPs > 0.3 mm and 8.92 g of MPs < 0.3 mm. In November, they were 42.13 g and 36.43 g, and in January, 19.31 g and 15.44 g, respectively. The area with the highest concentration of microplastics was at point C10 and points E16, E17, and E18, indicating a possible source of release. The region with the lowest concentration was the mouth of the Ceará River. Concentrations varied between the months, with the highest concentrations in April in the drainage areas, in November at the mouth of the Cocó River and drainage points, and in January in the drainage and Barra do Ceará. However, there was no statistical difference (95% significance) in the sediment samples between the dry and rainy seasons. Regarding polymer composition, 77% was polyethylene and 23% polypropylene. Therefore, the significant presence of microplastics was revealed in the waters and sediments off the coast of Fortaleza, Ceará, with some seasonal variations in concentrations. Over 90% of the collected samples contained microplastics, highlighting the worrying spread of these materials. The analysis identified a predominance of polyethylene and polypropylene, highlighting the need for continuous monitoring and management strategies to mitigate pollution. The seasonal patterns suggest complex environmental influences, requiring further studies to better understand and plan for the protection of marine ecosystems.

Keywords: 1. Synthetic polymers; 2. Marine sediment pollution; 3. Polymeric composition

“Durante a maior parte da história, o homem teve que lutar contra a natureza para sobreviver; neste século, ele está começando a perceber que, para sobreviver, deve protegê-la.” (Jacques Cousteau).

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

- Figura 1 – Esquema de vias de transporte de microplásticos no oceano 29
- Figura 2 – Fontes de microplásticos no meio marinho 31

Capítulo 2

- Figura 1 – Localização da área de estudo que compreende a plataforma continental interna de Fortaleza desde a foz do rio Cocó até a foz do rio Ceará
- Figura 2 – Pontos de amostragem de microplásticos na água superficial e no sedimento próximos à foz do rio Coco
- Figura 3 – Pontos de amostragem de microplásticos na água superficial e sedimento no riacho Maceió, drenagem fluvial, emissário submarino e foz do rio Ceará. 66
- Figura 4 – Amostragem de microplásticos com a rede plâncton (malha 0,3 mm) e armazenagem de amostras em frascos pré-condicionados. 66
- Figura 5 – Etapas em campo para coleta de sedimento de fundo com draga Van Veen 67
- Figura 6 – Separação de microplásticos < 5,6 mm em laboratório. 68
- Figura 7 – Amostras durante o processo de oxidação da matéria orgânica com sulfato de ferro II e peróxido de hidrogênio. 69
- Figura 8 – Equipamento espectrofotômetro Bruker Vertex 70 utilizado para analisar a composição polimérica dos microplásticos coletados 70
- Figura 9 – Box-Plot dos dados de quantidade de partículas MP >0,3 (amarelo) e MP <0,3 (cinza) para as amostras coletadas nos pontos de água superficial para os meses de abril/2018 e novembro/2018 no período chuvoso e seco. 73
- Figura 10 – Box-Plot dos dados de quantidade de partículas para as amostras coletadas nos pontos de sedimento de fundo para os meses de abril/2018 (verde) e novembro/2018 (cinza) no período chuvoso e seco. 74

| | | |
|-----------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 11 | – Precipitação mensal média no litoral fortalezense nos anos de 2018 e 2020. | 75 |
| Figura 12 | – Quantidade de microplásticos encontrados em água superficial nas áreas de amostragem nas cinco áreas de coleta em abril de 2018. | 75 |
| Figura 13 | – Quantidade de microplásticos encontrados em água superficial nas áreas de amostragem nas cinco áreas de coleta em novembro de 2018. | 76 |
| Figura 14 | – Quantidade de microplásticos encontrados em água superficial nas áreas de amostragem nas cinco áreas de coleta em janeiro de 2020. | 76 |
| Figura 15 | – Exemplos de fibras e fragmentos obtidos a partir da análise por microscópio 40X de amostras de superfície de água. | 79 |
| Figura 16 | – Quantidade de microplásticos encontrados no sedimento nas áreas de amostragem nas cinco áreas de coleta em abril de 2018. | 81 |
| Figura 17 | – Quantidade de microplásticos encontrados no sedimento nas áreas de amostragem nas cinco áreas de coleta em novembro de 2018. | 81 |
| Figura 18 | – Quantidade de microplásticos encontrados no sedimento nas áreas de amostragem nas cinco áreas de coleta em janeiro de 2020. | 82 |
| Figura 19 | – Relação de massa total entre os MPs > 0,3 mm e MPs < 0,3 mm das cinco áreas de coleta no mês de abril/2018. | 82 |
| Figura 20 | – Relação de massa total entre os MPs > 0,3 mm e MPs < 0,3 mm das cinco áreas de coleta do mês de novembro/2018. | 83 |
| Figura 21 | – Relação de massa total entre os MPs > 0,3 mm e MPs < 0,3 mm das cinco áreas de coleta do mês de janeiro/2020. | 88 |
| Figura 22 | – Massa estimada de microplásticos no sedimento de fundo das cinco áreas de coleta do mês de abril/2018. | 89 |
| Figura 23 | – Massa estimada de microplásticos no sedimento de fundo das cinco áreas de coleta do mês de novembro/2018. | |
| Figura 24 | – Massa estimada de microplásticos no sedimento de fundo das cinco áreas de coleta do mês de novembro/2018 | |

- Figura 25 – Box-Plot dos dados de concentração de partículas MP >0,3 (amarelo) e MP <0,3 (cinza) para as amostras coletadas nos pontos de água superficial para os meses de abril/2018 e novembro/2018 no período chuvoso e seco
- Figura 26 – Box-Plot dos dados de concentração de microplásticos coletados no sedimento para os meses de abril/2018 (verde) e novembro/2018 (cinza) no período chuvoso e seco.
- Figura 27 – Concentração de microplásticos > 0,3 mm na água superficial na área oeste (riacho Maceió, drenagem pluvial, emissário submarino e desembocadura do rio Ceará) em abril/2018
- Figura 28 – Concentração de microplásticos > 0,3 mm na água superficial na área leste (desembocadura do rio Cocó) em abril/2018
- Figura 29 – Concentração de microplásticos < 0,3 mm na água superficial na área oeste (riacho Maceió, drenagem pluvial, emissário submarino e desembocadura do rio Ceará) em abril/2018
- Figura 30 – Concentração de microplásticos > 0,3 mm na água superficial na área leste (desembocadura do rio Cocó) em abril/2018.
- Figura 31 – Concentração de microplásticos > 0,3 mm na água superficial na área oeste (riacho Maceió, drenagem pluvial, emissário submarino e desembocadura do rio Ceará) em novembro 2018.
- Figura 32 – Concentração de microplásticos > 0,3 mm na água superficial na área leste (desembocadura do rio Cocó) em novembro/2018.
- Figura 33 – Concentração de microplásticos < 0,3 mm na água superficial na área oeste (riacho Maceió, drenagem pluvial, emissário submarino e desembocadura do rio Ceará) em novembro/2018.
- Figura 34 – Concentração de microplásticos > 0,3 mm na água superficial na área leste (desembocadura do rio Cocó) em novembro/2018.
- Figura 35 – Concentração de microplásticos > 0,3 mm na água superficial na área leste (desembocadura do rio Cocó) em janeiro/2020.
- Figura 36 – Concentração de microplásticos < 0,3 mm na água superficial na área oeste (riacho Maceió, drenagem pluvial, emissário submarino e desembocadura do rio Ceará) em janeiro /2020.

Figura 37 – Concentração de microplásticos em sedimento de fundo nas cinco áreas de coleta no mês de abril/2018.

Figura 38 – Concentração de microplásticos em sedimento de fundo nas cinco áreas de coleta no mês de novembro/2018.

Figura 39 – Concentração de microplásticos em sedimento de fundo nas cinco áreas de coleta no mês de janeiro/2020.

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

- Tabela 1 – Tipos de polímeros sintéticos com respectivas características, densidade específica, utilização e produção mundial..... 26
- Tabela 2 – Classificação dos microplásticos quanto ao tamanho das partículas..... 28

Capítulo 2

- Tabela 1 – Coordenadas dos pontos na foz do rio Cocó e riacho Maceió (Datum SAD-67 69).
- Tabela 2 – Coordenadas dos pontos na desembocadura do rio Ceará e área de descarte do emissário submarino (Datum SAD-69).
- Tabela 3 – Coordenadas dos pontos localizados na drenagem (Datum SAD-69)
- Tabela 4 – Data de amostragem de microplásticos na água superficial e no sedimento na plataforma continental interna de Fortaleza nas cinco áreas de coleta. 72
- Tabela 5 – Quantidade de pontos de amostragem de microplásticos na água superficial e sedimento na plataforma continental interna de Fortaleza em cada área de coleta. 78
- Tabela 6 – Amostras de água superficial e sedimento selecionadas para análise de composição polimérica 80
- Tabela 7 – Velocidade média mensal na cidade de Fortaleza nos anos de 2018 e 2020.
- Tabela 8 – Porcentagem de cores e da forma de microplásticos <0,3 mm e > 0,3 mm encontrados na água superficial em abril/2018. 83
- Tabela 9 – Porcentagem de cores e da forma de microplásticos <0,3 mm e > 0,3 mm encontrados na água superficial em novembro/2018. 88
- Tabela 10 – Porcentagem de cores e da forma de microplásticos <0,3 mm e > 0,3 mm encontrados na água superficial janeiro/2020.
- Tabela 11 – Porcentagem de cores e da forma de microplásticos encontrados no sedimento de fundo em abril/2018.

- Tabela 12 – Porcentagem de cores e da forma de microplásticos encontrados no sedimento de fundo em novembro/2018.
- Tabela 13 – Porcentagem de cores e da forma de microplásticos encontrados no sedimento de fundo em janeiro/2020.
- Tabela 14 – Microplásticos em corpos hídricos ao redor do mundo
- Tabela 15 – Microplásticos em sedimento de fundo ao redor do mundo
- Tabela 16 – Ocorrência de microplásticos por tipo de polímero nas amostras de água para cada área de estudo.
- Tabela 17 – Ocorrência de microplásticos por tipo de polímero nas amostras de sedimento para cada área de estudo.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| | |
|---------|-------------------------------------------------|
| DDT | Dicloro-Difenil-Tricloroetano |
| E | Leste |
| EUA | Estados Unidos da América |
| EQUAL | Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água |
| FUNCEME | Fundação Cearense de Meteorologia |
| HPA | Hidrocarbonetos Aromáticos |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| INMET | Instituto Nacional de Meteorologia |
| LABOMAR | Instituto de Ciências do Mar |
| PA | Poliamida |
| PE | Polietileno |
| PEBD | Polietileno de Baixa Densidade |
| PEAD | Polietileno de Alta Densidade |
| PP | Polipropileno |
| PS | Poliestireno |
| PVC | Cloreto de Polivinila |
| PET | Polietileno Tereftalatos |
| PCB | Bifenilas Policloradas |
| POPS | Poluentes Orgânicos Persistentes |
| MP | Microplásticos |
| NAFTA | Acordo de Livre Comércio da América do Norte |
| UFC | Universidade Federal do Ceará |
| UV | UltraVioleta |
| W | Oeste |

SUMÁRIO

| | |
|-------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------|
| 1. INTRODUÇÃO GERAL | 20 |
| 2. OBJETIVOS | 24 |
| 2.1. OBJETIVOS GERAIS | 24 |
| 2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS..... | 24 |
| REFERÊNCIAS | 25 |
| CAPÍTULO 1 | 28 |
| 1.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 28 |
| 1.1.1 Plásticos no contexto mundial: Características e cadeia produtiva..... | 28 |
| 1.1.2 Microplásticos | 32 |
| 1.1.3 Microplásticos no ambiente marinho | 34 |
| REFERÊNCIAS | 47 |
| CAPÍTULO 2 | 55 |
| OCORRÊNCIA DE PELLETS PLÁSTICOS EM DUAS ÁREAS PORTUÁRIAS DO ESTADO DO CEARÁ..... | Erro! Indicador não definido. |
| RESUMO..... | 55 |
| ABSTRACT | 57 |
| 2.1 INTRODUÇÃO | 58 |
| 2.2 MATERIAL E MÉTODOS..... | 60 |
| 2.2.1 Área de estudo | 60 |
| 2.2.2 Coleta de dados e pontos de amostragem..... | 60 |
| 2.2.3 Coleta de sedimentos e identificação dos <i>pellets</i> | Erro! Indicador não definido. |
| 2.2.4 Quantificação e caracterização dos <i>pellets</i> | Erro! Indicador não definido. |
| 2.2.5 Determinação do índice de poluição por <i>pellets</i> | Erro! Indicador não definido. |
| 2.2.6 Análise Estatística | Erro! Indicador não definido. |
| 2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 81 |
| 2.3.1 Identificação dos <i>pellets</i> | Erro! Indicador não definido. |
| 2.3.2 Quantificação e abundância dos <i>pellets</i> | Erro! Indicador não definido. |
| 2.3.3 Caracterização geral dos <i>pellets</i> : morfologia, cor e classes .. | Erro! Indicador não definido. |
| 2.3.4 Índice de poluição por <i>pellets</i> | Erro! Indicador não definido. |
| 2.4 CONCLUSÕES..... | 125 |
| REFERÊNCIAS | 128 |
| CAPÍTULO 3 | 138 |

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------|
| IDENTIFICAÇÃO POLIMÉRICA DE PELLETS DA ÁREA PORTUÁRIA DO PECÉM-CEARÁ | Erro! Indicador não definido. |
| RESUMO..... | Erro! Indicador não definido. |
| ABSTRACT | Erro! Indicador não definido. |
| 3.1 INTRODUÇÃO | Erro! Indicador não definido. |
| 3.2. MATERIAL E MÉTODOS..... | Erro! Indicador não definido. |
| 3.2.1 Área de coleta dos <i>pellets</i> | Erro! Indicador não definido. |
| 2.3.1 Coleta de <i>pellets</i> e pontos de amostragem | Erro! Indicador não definido. |
| 2.3.2 Coleta de sedimentos e identificação dos <i>pellets</i> | Erro! Indicador não definido. |
| 2.3.3 Composição Química dos <i>Pellets</i> | Erro! Indicador não definido. |
| 3.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO | Erro! Indicador não definido. |
| 3.4.1 Composição química dos <i>pellets</i> | Erro! Indicador não definido. |
| 3.5 CONCLUSÕES..... | Erro! Indicador não definido. |
| REFERÊNCIAS | Erro! Indicador não definido. |
| APÊNDICE A..... | Erro! Indicador não definido. |

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os plásticos são polímeros orgânicos sintéticos que podem ser facilmente moldados em diferentes formas e produtos (WORM et al., 2017). O primeiro plástico totalmente sintético foi inventado no início do século XX, porém, a partir da metade do século, houve crescimento da produção, sendo produzidos trezentos e noventa oito milhões de toneladas de plástico em 2021 (Simul Bhuyan et al., 2021; Worm et al., 2017; PlasticEurope, 2022). O uso generalizado dos plásticos deve-se ao baixo custo, durabilidade e praticidade (PABORTSAVA; LAMPITT, 2020; WAGNER et al., 2014).

Alguns dos principais polímeros sintéticos produzidos são os polietilenos (PE), polipropilenos (PP), poliestirenos (PS), polivinila (PVC) e polietilenos tereftalato (PET) (YU et al., 2019). Embora tenham contribuído para a qualidade de vida das pessoas, o acúmulo de resíduos plásticos no meio ambiente tem causado sérios problemas ambientais (SANG et al., 2021). Estudos têm demonstrado que esses resíduos plásticos prejudicam a saúde de animais marinhos e podem representar uma ameaça à saúde humana (NEVES et al., 2015; SANG et al., 2021).

Resíduos plásticos foram encontrados em todas as partes do ecossistema marinho (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017) desde frutos do mar aos ambientes mais remotos, incluindo o fundo das fossas oceânicas mais profundas (HARRIS, 2020; LECHTHALER et al., 2020; UNDERWOOD; CHAPMAN; BROWNE, 2017; VAN CAUWENBERGHE et al., 2013a). Dessa forma, a poluição por microplásticos (MPs) tem ganhado cada vez mais atenção global devido ao avanço do conhecimento sobre a poluição, desenvolvimento de técnicas de detecção e de divulgação entre outros.

Os MPs são considerados detritos com tamanhos entre 1µm e 5 mm (HALE et al., 2020; WESSEL et al., 2016; YU et al., 2019). Eles resultam da liberação direta de pequenas partículas de plástico das atividades humanas (microplásticos primários) (CAI et al., 2018) e da fragmentação de objetos plásticos maiores (microplásticos secundários) (AVIO; GORBI; REGOLI, 2017).

No meio aquático, os MPs são facilmente ingeridos pelos organismos, o que pode levar à diminuição de sua fertilidade, crescimento e adaptação, além de falsa sensação de saciedade e outros efeitos (SANG et al., 2021). Devido à grande proporção superfície-volume e composição química dos MPs, eles podem acumular contaminantes hidrofóbicos (como hidrocarbonetos aromáticos, bifenilas policloradas, pesticidas) (WAGNER et al., 2014b; WURL; OBBARD, 2004) e metais pesados (TOUSSAINT et

al., 2019).

Mais da metade dos plásticos produzidos tem densidade menor do que a da água do mar, então os MPs estão tipicamente distribuídos em águas oceânicas superficiais, mesmo dentro das zonas de convergência, dependendo das correntes de água e da direção e velocidade do vento (LI; ZHANG; TANG, 2020; N V LAKSHMI KAVYA; SUNDARRAJAN; RAMAKRISHNA, 2020). Assim, a grande variabilidade espacial e temporal torna difícil identificar os padrões em concentrações de microplásticos no oceano.

Microplásticos também podem ser encontrados em sedimentos marinhos ou estuarinos de plataformas continentais, por amostragem da superfície do sedimento (KANHAI et al., 2019) ou até uma profundidade de poucos centímetros. Podem também ser encontrados em profundidades maiores por causa da maior densidade relativa ou por sedimentar juntamente com fezes de animais. Entretanto, ainda na primeira década do século XXI, existia pouca informação sobre as abundâncias de material microplástico no fundo do mar (ACAMPORA et al., 2017), pois a maior parte é amostrada no sedimento de praias arenosas ou em águas superficiais.

Uma vez que os MPs podem ser encontrados em praticamente todos os sistemas aquáticos, a identificação desses polímeros orgânicos sintéticos na presença de substâncias naturais é dificultada, pois podem apresentar propriedades de absorção espectrofotométrica similares a outros polímeros naturais. Para verificar se é um polímero sintético ou natural, as diferenças nas estruturas químicas podem ser determinadas por espectroscopia de infravermelho com as absorbâncias características combinadas com uma biblioteca de espectros. A espectroscopia de infravermelho é uma técnica comum para a caracterização de microplásticos, sendo possível realizá-la rapidamente (GIL-DURAN; AROLA; OSSA, 2016).

No Brasil, os estudos começaram tardiamente, na segunda década do século XX, e os dados referentes a MPs em sedimento de fundo, seja marinho ou estuarino e água superficial, ainda são escassos. A ocorrência e as concentrações de microplásticos no sedimento de fundo do mar são menos pesquisadas, devido, principalmente à dificuldade na coleta (ANTONIO et al., 2019a). Uma das primeiras identificações de MPs em sedimento, no Brasil, foram nos rios Amazonas, Negro e Solimões, no estado do Amazonas em 2011 (REZENDE et al., 2020), na Baía de Vitória – ES (ANTONIO et al., 2019b) e na Baía de Guanabara – RJ (ANTONIO et al., 2019a). Enquanto que em águas superficiais foram identificados na Baía de Guanabara – RJ (OLIVATTO et al., 2019),

Niterói – RJ (OLIVEIRA; LOPES; MARQUES, 2020) e no Oceano Atlântico Ocidental (GARCIA et al., 2020a).

Para melhor conhecimento da distribuição espacial e temporal dos microplásticos, é necessário realizar estudos com fatores ambientais variados, como direção e velocidade de correntes, um dos maiores responsáveis pela distribuição em águas oceânicas; direção e velocidade do vento, precipitação pluviométrica e características físico-químicas da água. Poucos trabalhos descrevem testes multivariados de padrões espaciais ou temporais para microplásticos e, muitas vezes, são feitos estudos separados de MPs em água e sedimento (UNDERWOOD; CHAPMAN; BROWNE, 2017) onde

Na plataforma continental do litoral cearense, precisamente na plataforma continental interna de Fortaleza, não há estudos envolvendo microplásticos em água superficial e sedimento, simultaneamente. Porém, as regiões litorâneas são um dos setores que mais têm impactos ambientais negativos, no que diz respeito a construções inadequadas, poluição do solo e da água (PINHEIRO; MORAIS; MAIA, 2016), principalmente devido à densidade demográfica de Fortaleza e a falta de saneamento básico.

Como a maior parte da ocupação ocorre na faixa de preamar e em alguns lugares não há saneamento básico, acontece descarga de efluentes domésticos, tratados ou não, diretamente no solo ou nas galerias de águas pluviais e, posteriormente, nos rios e no mar (RODRIGUES, 2009; SILVA, 2013). Outra questão importante é sobre detectar as partículas de plástico nas escalas micro e nano (POULAIN et al., 2019), para estimar também o peso que os microplásticos poderiam representar no mar, pois de acordo com Poulain et al. (2019), não há nenhuma estimativa até então.

Sabe-se que os principais afluentes que cortam a região de Fortaleza, os rios Ceará e Cocó, recebem, de forma indireta, grande aporte de esgotos domésticos e industriais e de resíduos sólidos, que desaguam no oceano e podem carrear partículas plásticas (LEBRETON et al., 2017). Além desses, o riacho Maceió, o emissário submarino e as galerias de drenagem fluviais são potenciais carreadores de microplásticos. Dessa forma, os rios urbanos da região também sofrem as consequências decorrentes do crescimento urbano desordenado, uma vez que a poluição é causada principalmente por ações antrópicas, seja por lançamentos clandestinos de efluentes domésticos e industriais seja pela disposição inadequada de resíduos sólidos (DIAS, 2011).

E, por fim, parte da água pluvial urbana é despejada diretamente no corpo d'água receptor através de sistemas naturais, e outra parte descarregada através de dutos artificiais (COSTA et al., 2010). O escoamento da água pluvial urbana pode desempenhar

um papel significativo em facilitar a migração de microplásticos para o ambiente marinho (SANG et al., 2021), o que também significa que microplásticos terrestres podem migrar para os corpos d'água próximos e desaguar no oceano.

1. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVOS GERAIS

Correlacionar a distribuição de microplásticos na água superficial com o sedimento de fundo da plataforma continental interna de Fortaleza

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar, quantificar e classificar microplásticos na água superficial da PCIF;
- Identificar, quantificar e classificar microplásticos em sedimentos marinhos de fundo da PCIF;
- Verificar se há sazonalidade na quantidade de microplásticos nas águas superficiais e sedimento de fundo marinho;
- Estimar a concentração de microplásticos na superfície do mar e no sedimento de fundo;
- Mmassa total de MPs em água superficial e no sedimento de fundo da PCIF
- Identificar os polímeros mais comuns na água superficial e sedimento da PCIF;

REFERÊNCIAS

- ACAMPORA, H. et al. Presence of plastic litter in pellets from Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in Ireland. *Marine Pollution Bulletin*, v. 117, n. 1 - 2, p. 512 - 514, 2017.
- ANTONIO, J. et al. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. *Ocean and Coastal Management*, v. 169, n. September 2018, p. 247 - 253, 2019a.
- ANTONIO, J. et al. The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro / Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 149, n. September, p. 110558, 2019b.
- AVIO, C. G.; GORBI, S.; REGOLI, F. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research*, v. 128, p. 2 - 11, 2017.
- CAI, L. et al. Observation of the degradation of three types of plastic pellets exposed to UV irradiation in three different environments. *Science of the Total Environment*, v. 628 - 629, p. 740 - 747, 2018.
- COSTA, M. F. et al. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: A snapshot of a Brazilian beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 168, n. 1 - 4, p. 299 - 304, 2010.
- DIAS, F. J. S. Circulação e massas de água na plataforma continental leste do Ceará: modelagem numérica e observações. p. 329, 2011.
- GARCIA, T. M. et al. Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, v. 150, n. October 2019, p. 110705, 2020.
- GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production , use , and fate of all plastics ever made. n. July, p. 25 - 29, 2017.
- GIL-DURAN, S.; AROLA, D.; OSSA, E. A. Effect of chemical composition and microstructure on the mechanical behavior of fish scales from *Megalops Atlanticus*. *Journal of the Mechanical Behavior of Biomedical Materials*, v. 56, p. 134 - 145, 2016.
- HALE, R. C. et al. A Global Perspective on Microplastics *Journal of Geophysical Research : Oceans*. p. 1 - 40, 2020.

HARRIS, P. T. The fate of microplastic in marine sedimentary environments: A review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, v. 158, n. May, p. 111398, 2020.

KANHAI, L. D. K. et al. Deep sea sediments of the Arctic Central Basin: A potential sink for microplastics. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, v. 145, n. March, p. 137 – 142, 2019.

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

LECHTHALER, S. et al. Regional study of microplastics in surface waters and deep sea sediments south of the Algarve Coast. *Regional Studies in Marine Science*, v. 40, p. 101488, 2020.

LI, Y.; ZHANG, H.; TANG, C. A review of possible pathways of marine microplastics transport in the ocean. *Anthropocene Coasts*, v. 3, n. 1, p. 6 – 13, 2020.

N V LAKSHMI KAVYA, A.; SUNDARRAJAN, S.; RAMAKRISHNA, S. Identification and characterization of micro-plastics in the marine environment: A mini review. *Marine Pollution Bulletin*, v. 160, n. September, p. 111704, 2020.

NEVES, D. et al. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, v. 101, n. 1, p. 119 – 126, 2015.

OLIVATTO, G. P. et al. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay , Rio de Guanabara Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, v. 139, n. October 2018, p. 157 – 162, 2019.

OLIVEIRA, R.; LOPES, M.; MARQUES, M. R. C. Spatio-temporal evaluation of macro , meso and microplastics in surface waters , bottom and beach sediments of two embayments in Niterói , RJ , Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 160, n. June, p. 111537, 2020.

PABORTSAVA, K.; LAMPITT, R. S. High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. *Nature Communications*, n. 2020, p. 1 – 11, 2020.

REZENDE, C. et al. Microplastics in sediments from Amazon rivers , Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 749, p. 141604, 2020.

SANG, W. et al. Science of the Total Environment The abundance and characteristics of microplastics in rainwater pipelines in Wuhan , China. *Science of the Total Environment*, v. 755, p. 142606, 2021.

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

UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G.; BROWNE, M. A. Some problems and practicalities in design and interpretation of samples of microplastic waste. *Anal. Methods*, v. 9, n. 9, p. 1332 – 1345, 2017.

VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, v. 182, p. 495 – 499, 2013.

WAGNER, M. et al. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, v. 26, n. 1, p. 12, 2014.

WESSEL, C. C. et al. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, v. 109, n. 1, p. 178 – 183, 2016.

WORM, B. et al. Plastic As a Persistent Marine Pollutant. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 42, n. 1, p. null, 2017.

YU, J. et al. Characterization of microplastics in environment by thermal gravimetric analysis coupled with Fourier transform infrared spectroscopy. *Marine Pollution Bulletin*, v. 145, n. March, p. 153 – 160, 2019.

CAPÍTULO 1

1.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1.1 Panorama geral dos plásticos

Os plásticos são polímeros sintéticos compostos por macromoléculas formadas através de reações de polimerização, nas quais monômeros são ligados para formar cadeias longas (LEBRETON et al., 2017). A principal matéria-prima são combustíveis fósseis, como o petróleo. Esses polímeros apresentam uma ampla variedade de propriedades físicas e químicas, o que os torna amplamente utilizados na indústria e no cotidiano (ANDRADY, 2011).

A versatilidade dos plásticos decorre da sua capacidade de serem moldados em diferentes formas e tamanhos, tornando-os ideais para aplicações em embalagens, construção civil, eletrônicos, automóveis, brinquedos, utensílios do dia a dia, entre outros setores (Albertsson & Hakkarainen, 2017; Gómez et al., 2016). Além disso, os plásticos são conhecidos por sua durabilidade, resistência, baixo custo de produção e facilidade de processamento em comparação com outros materiais (WORM et al., 2017).

Suas propriedades são únicas: podem ser manipulados em grande faixa de temperatura, possuem barreira ao oxigênio e à umidade, resistência a produtos químicos e à luz; são fortes e rígidos (ANDRADY, 2011; ANDRADY; NEAL, 2009; PRUTER, 1987; THOMPSON, 2004; THOMPSON et al., 2009). Devido a suas características e seus benefícios, a produção aumenta a cada ano e estima-se que a indústria do plástico represente até 20% do consumo de petróleo do mundo até 2050 (PLASTICSEUROPE, 2022).

As indústrias produtoras são responsáveis por processar as matérias-primas bases para, então, fabricar monômeros que serão transformados em polímeros, produzidos na forma de grânulos (pellets/resinas termoplásticas), flocos e em pó (WILBER, 1987). Os grânulos, são a forma mais comumente comercializada (WILBER, 1987; EPA, 1992a; LAW et al., 2010, CABRAL, 2014). As principais matérias-primas utilizadas para a produção das resinas são a nafta (41%), gás (33%), propeno (23%) e etanol (3%), este usado para produção de biopolímeros (BRASKEM, 2016). Por fim, as indústrias transformadoras processam e moldam esses materiais em diversos produtos, como garrafas, embalagens, tampas de garrafas, tubos, sacolas, entre outros (BRASKEM, 2020; CABRAL, 2014).

Os tipos de polímeros mais produzidos pelas indústrias são os polietilenos de alta densidade (PEAD), baixa densidade (PEBD) e baixa densidade linear (PELBD), polipropileno (PP), polietilenos tereftalato (PET), policloreto de vinila (PVC) e poliestireno (PS) (ANDRADY; NEAL, 2009; ANDRADY, 2011; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013). No Brasil, produz-se apenas 2% de resinas plásticas mundiais e os tipos mais utilizados pelas empresas, principalmente pelas transformadoras de grande porte, são PP (20,1%), PE (20,3%) e PVC (14,9%) (ABIPLAST, 2022).

As principais propriedades e utilidades dos polímeros estão na tabela 1.

Tabela 1- Tipos de polímeros sintéticos com respectivas características, densidade específica, usos e produção mundial.

| Tipo Polímero | Características | Densidade específica(g/cm³) | Usos | Produção mundial |
|----------------------|------------------------------------------|-----------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------|-------------------------|
| PEAD | Rígido Translúcido/Opaco | 0,941-0,967 | Brinquedos, sacolas, garrafas (água, suco, leite) embalagens gerais de alimentos | 12,5% |
| PEBD | Rígido Barreira à umidade | 0,915-0,935 | Garrafas, embalagens, redes, canudos. | 14,4% |
| PELBD | Leve | 0,910-0,925 | | |
| PP | Rígido Resistente a óleo | 0,85-0,94 | Tampas de garrafa, cordas, tubos, partes de automóveis | 19,3% |
| PET | Rígido Translúcido/Opaco | 1,37 | Garrafas de bebidas | 6,2% |
| PVC | Rígido Transparente/translúcido/opaco | 1,38 | tubulações, filmes plásticos, copos | 12,9% |
| PS | Rígido Translúcido/Opaco | 1,05 | Utensílios gerais, copos | 5,3% |
| Plástico Reciclado | Rígido Transparente/translúcido/opaco | - | Itens variados de acordo com o tipo de plástico reciclado | 8,3% |

¹Materiais com densidade $< 1 \text{ g/cm}^3$ são flutuantes em água; Materiais com densidade $> 1 \text{ g/cm}^3$ não são flutuantes em água. Fonte: Adaptado de Feldman; Barbalata, 1996; Andrady, 2011; PlasticEurope, 2022.

A variedade de características, juntamente ao baixo custo, faz com que a demanda anual de plásticos aumente (ANDRADY; NEAL, 2009). Desta forma, a produção anual global de plásticos mais que duplicou em 15 anos, atingindo duzentos e quarenta e cinco milhões de toneladas em 2008 e, no ano de 2021 produziu trezentos e noventa milhões de toneladas (PLASTICEUROPE, 2009; PLASTIC EUROPE, 2022).

No Brasil, acompanhando a produção global, a produção de resinas termoplásticas aumentou ao longo dos anos, devido à competitividade do mercado externo. Em 2004, indústrias brasileiras produziram aproximadamente quatro milhões de toneladas de resinas termoplásticas. Em 2021, a produção era aproximadamente de sete milhões de toneladas, representando um aumento de quase 50% (ABIPLAST, 2022; PLASTICEUROPE, 2015).

Devido ao aumento na produção, o Brasil se tornou o maior produtor de resinas termoplásticas na América Latina e líder mundial na produção de biopolímeros e representa, aproximadamente, dois por cento da produção global (ABIPLAST, 2015). Uma das principais indústrias do Brasil é a Braskem, a maior petroquímica das Américas e sexto lugar no mundo em capacidade de produção de resinas, sendo líder mundial na produção de biopolímeros (BRASKEM, 2021). No Estado do Ceará, até o ano de 2020, havia 202 indústrias transformadoras, representando participação de 1,8 % no mercado nacional (ABIPLAST, 2021).

O aumento no consumo ocasiona maior produção, principalmente em países desenvolvidos, os quais são os maiores consumidores de polímeros. Na Europa, estima-se que o consumo médio de plástico per capita seja de aproximadamente 31 kg/ano (PLASTICSEUROPE, 2022). No entanto, é importante ressaltar que esse número pode variar entre os países europeus, devido a diferenças nos padrões de consumo e nas práticas de gestão de resíduos. No Brasil, o consumo per capita gira em torno de 36kg por pessoa (ABIPLAST, 2021).

A pandemia de COVID-19 foi outro fato importante. Houve um aumento significativo na geração de resíduos plásticos em todo o mundo, o que resultou em um aumento preocupante da poluição por plásticos (PATRÍCIO et al., 2021). Com as restrições e medidas de segurança implementadas para conter a propagação do vírus, houve um aumento na produção e consumo de itens descartáveis, como máscaras faciais,

luvas, embalagens de alimentos delivery e produtos de limpeza. Além disso, muitos sistemas de gestão de resíduos foram impactados pela pandemia, resultando em um acréscimo na quantidade de resíduos plásticos descartados inadequadamente ou mal gerenciados (LEAL et al., 2020).

Embora os materiais plásticos estejam amplamente inseridos na sociedade moderna, há uma grande problemática acerca deles, devido principalmente ao seu descarte inadequado. Mesmo assim, estima-se que sua produção continue crescendo (PLASTICEUROPE, 2021), uma vez que a tendência global aponta para um aumento populacional, conseqüentemente, maior consumo e maior descarte de plásticos (WORM et al., 2017).

Caso o material seja devidamente descartado e gerenciado ao final da sua vida útil, poderá ser reciclado, evitando que seja liberado no meio ambiente (BARNES et al., 2009). Portanto, a reciclagem tem um papel importante na sociedade atual. Outra maneira eficiente e econômica para essa problemática seria reduzir a liberação de plásticos no ambiente (THOMPSON et al., 2004; WORM et al., 2017).

Em países desenvolvidos, observa-se que as práticas de eliminação de resíduos e a capacidade de reciclagem melhoraram, levando ao melhor gerenciamento e menor lançamento de resíduos plásticos no meio ambiente (WORM et al., 2017). Porém, essa ainda não é uma prática comum em países subdesenvolvidos ou emergentes.

Por outro lado, os plásticos geram desafios ambientais significativos, uma vez que a maioria dos plásticos é derivada de recursos não renováveis, cuja extração e processamento têm impactos negativos no meio ambiente (HOPEWELL et al., 2009; ANDRADY, 2017). Além disso, o descarte inadequado de plásticos resulta em poluição ambiental, especialmente nos ecossistemas marinhos, onde os resíduos plásticos representam uma ameaça para a vida marinha e os ecossistemas costeiros (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017; LEBRETON et al., 2017)

Karami *et al.* (2017) afirmam que é necessário existirem estratégias eficazes de coleta e reciclagem de resíduos, pois, de acordo com Barnes *et al.* (2009), elas ainda têm sido ineficientes na prevenção da contaminação ambiental e na reciclagem de materiais, principalmente em países em desenvolvimento.

Para minimizar o problema causado pelos resíduos plásticos, segundo Worm *et al.* (2017), o ideal seria que todos os países implementassem sistemas integrados de gerenciamento de resíduos que combinassem métodos de redução com métodos

adequados de coleta, eliminação e tratamento. Diante desses desafios, esforços têm sido feitos para desenvolver alternativas mais sustentáveis no campo dos plásticos. Os plásticos biodegradáveis, por exemplo, são projetados para se degradarem mais rapidamente no meio ambiente, reduzindo o acúmulo de resíduos plásticos (ANDRADY, 2011; KOELMANS et al., 2016). Além disso, a busca por fontes renováveis para a produção de plásticos, como biomassa e materiais provenientes de fontes vegetais, tem recebido atenção crescente (KARAMI et al., 2017). A reciclagem de plásticos também é uma estratégia fundamental para reduzir o impacto ambiental, promovendo a economia circular e a reutilização dos materiais plásticos (Geyer et al., 2017; Andrady, 2015).

Em um contexto geral, os plásticos desempenham um importante papel na sociedade moderna devido à sua versatilidade e propriedades únicas. No entanto, é fundamental enfrentar os desafios ambientais associados à sua produção e descarte inadequado. A pesquisa e a implementação de plásticos mais sustentáveis, como os biodegradáveis e derivados de fontes renováveis, juntamente à promoção da reciclagem, são estratégias essenciais para mitigar os impactos negativos dos plásticos no meio ambiente.

1.1.2 Microplásticos

O termo microplástico foi sofrendo adaptações ao longo dos anos de estudo e atualmente é definido como partículas de plástico com dimensões entre 1 µm e 5 mm (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). As partículas < 1µm são chamadas de nanoplásticos e as > 5mm macropelásticos. A classificação, porém, pode variar de pesquisador para pesquisador (ANDRADY, 2011). Uma das definições mais encontradas na literatura é a de que microplásticos são fragmentos com diâmetro ≤ 5 mm. Assim, algumas definições encontradas na literatura estão descritas na tabela 2.

Tabela 2. Classificação dos microplásticos quanto ao tamanho das partículas.

| Diâmetro (mm) | Referência |
|---------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| ≤ 1 | Browne, 2010; Claessens <i>et al.</i> , 2011 |
| < 2 | Ryan <i>et al.</i> , 2009 |
| ≤ 5 | CAI <i>et. Al.</i> , 2018; Underwood; Chapman; Browne, 2017; GESAMP, 2016; Dris <i>et al.</i> , 2015; Frias; Sobral; Ferreira, 2010; Barnes <i>et al.</i> , 2009; Moore, 2008. |
| 2 a 6 | Derraik, 2008 |

Fonte: Próprio autor

Os microplásticos podem se originar tanto de fontes primárias quanto secundárias. As fontes primárias incluem microesferas em produtos de cuidados pessoais, microfibras liberadas durante a lavagem de tecidos sintéticos, *pellets* plásticos usados na produção de produtos plásticos e resíduos de produtos descartáveis (BORRELLE *et al.*, 2017; GEYER; JAMBECK; LAW, 2017). Já as fontes secundárias são o resultado da fragmentação de plásticos maiores, como embalagens, equipamentos de pesca, produtos têxteis e resíduos plásticos em geral. Segundo EPA, 1992a e MIRANDA; DE CARVALHO-SOUZA, 2016, os *pellets* normalmente são visíveis a olho nu, enquanto fragmentos e fibras em tamanho reduzido são visualizados por microscópio.

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (EPA) (1992a), os *pellets* podem ser produzidos em variadas formas, como esféricas, cúbicas, retangulares entre outras (TAKADA, 2006) e em diferentes colorações, geralmente claras, brancas ou esbranquiçadas, entretanto também podem ser produzidos em outras cores, como: preto, vermelho, azul, violeta, quando utiliza-se corantes na fabricação (ALMEIDA *et al.*, 2022).

Os microplásticos secundários, entretanto, são considerados por produção não intencional e são representados pelas fibras e fragmentos, provenientes de processos de

erosão e degradação do produto, principalmente em consequência da degradação e abrasão dos materiais durante a fragmentação no meio ambiente. Entre os fatores que favorecem a formação dos microplásticos secundários está a exposição prolongada à radiação ultravioleta (UV), que causa oxidação da matriz polimérica e devido à abrasão física (vento, ondas) e também por processos biológicos (fragmentação por ingestão (ADAMCOVÁ; VAVERKOVÁ; TOMAN, 2013; ANDRADY, 2011; ANDRADY; NEAL, 2009; RIOS; MOORE; JONES, 2007; UNDERWOOD; CHAPMAN; BROWNE, 2017).

Um dos principais tipos de MPs secundários são embalagens, equipamentos de pesca, produtos têxteis e resíduos plásticos em geral (GESAMP, 2015; ROCHMAN *et al* 2015). Em consequência, os fragmentos são considerados uma forma indireta de deposição de microplásticos no meio (ANDRADY, 2011), e portanto um dos principais tipos de contaminação marinha (BATHALZAR-SILVA, 2016).

1.1.3 Microplásticos no ambiente marinho: água superficial e sedimento

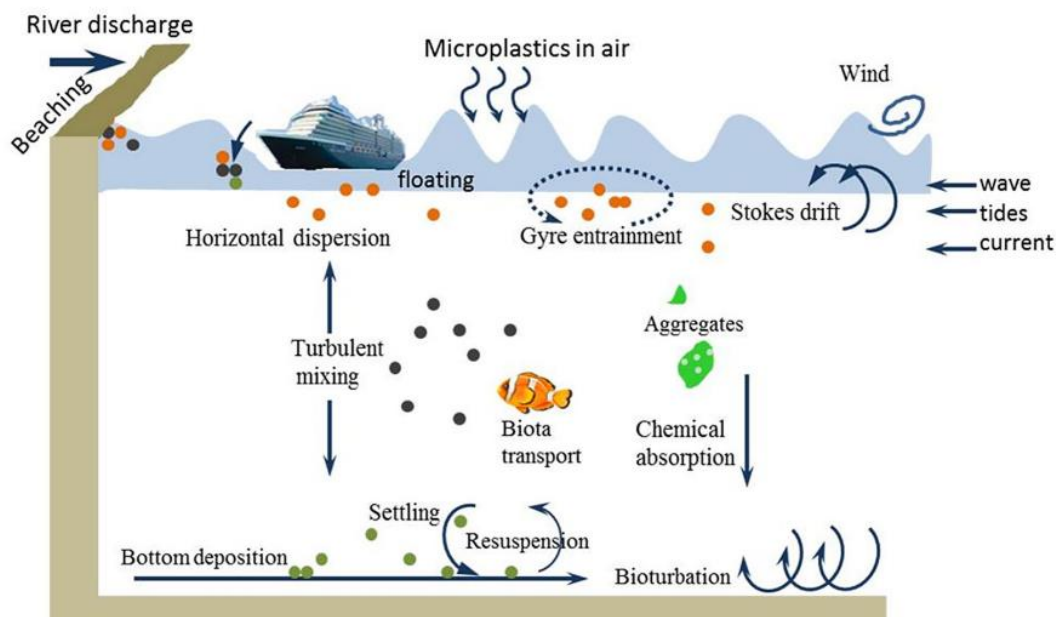
Desde de sua invenção, os plásticos têm sido um problema complexo para o ambiente marinho (LI; ZHANG; TANG, 2020). Os macro e mesoplásticos (GESAMP, 2016) foram o foco de preocupação ambiental por algum tempo (COLE *et al.*, 2011). Entretanto, desde o início do século XX, quando pequenos fragmentos de plástico, como fibras e *pellets*, relatados desde a década de 1970, foram considerados poluentes de alto risco para o meio (RYAN *et al.*, 2009; THOMPSON, 2004) os estudos se voltaram para eles.

Carpenter e Smith (1972) estão entre os primeiros cientistas a relatar a presença de esférulas plásticas (entre 2,5 mm e 5 mm) no oceano, no mar dos Sargaços - Atlântico Norte. Também foram relatadas esférulas (*pellets*) de poliestireno em águas costeiras do sudoeste da Nova Inglaterra (CARPENTER *et al.*, 1972), relatados desde a década de 1970. Em um outro estudo publicado em 1972, o pesquisador Richard Thompson relatou a descoberta de pequenas partículas de plástico, com dimensões inferiores a 5 mm, nas praias do Reino Unido (Thompson, 1972). No entanto, o termo "microplásticos" e o reconhecimento generalizado de seu impacto ambiental somente ganharam mais atenção nas últimas décadas. Wilber (1987) afirmou que os oceanos do atlântico norte, como também outros oceanos vinham sofrendo poluição por plásticos por mais de 50 anos.

Atualmente, sabe-se que pequenos fragmentos de plástico ocorrem em águas superficiais oceânicas de todo o globo terrestre inclusive em regiões remotas, que incluem ilhas Antárticas e sub Antárticas do oceano Antártico (ZARFL; MATTHIES, 2010), giro do pacífico norte (RIOS; MOORE; JONES, 2007) e em ilhas do oceano Pacífico (THOMPSON et al., 2009). Além disso, são encontrados no fundo oceânico (LECHTHALER et al., 2020; UNDERWOOD; CHAPMAN; BROWNE, 2017). Microplásticos também foram encontrados em águas polares, sedimentos e gelo marinho (Obbard, 2018), e até mesmo em núcleos de gelo marinho do Ártico (Obbard et al., 2014). Eles tendem a se acumular em giros subtropicais devido a processos oceanográficos, como as correntes (ERIKSEN et al., 2013; LAW et al., 2010). No Oceano Pacífico existem diversas áreas de convergência que se tornam áreas naturais de acúmulo de MPs(LI; ZHANG; TANG, 2020).

Além da água superficial, os microplásticos também estão presentes nos sedimentos marinhos. Essas partículas podem se acumular no fundo do mar, sendo transportadas por correntes oceânicas ou depositadas por meio da sedimentação (Hartmann et al., 2019). Estudos revelam que os sedimentos marinhos podem ser fontes de microplásticos, com concentrações variáveis dependendo da localização geográfica e das características do sedimento (Li et al., 2021). Os MPs ainda podem ser identificados em outros sistemas aquáticos como lagoas, estuários, regiões portuárias e rios (BROWNE, 2010; ERIKSEN et al., 2013, 2014; LEBRETON et al., 2017; MOREIRA et al., 2016; REDDY et al., 2006; TURRA et al., 2014). Na figura 1 pode-se observar o esquema de vias de transporte de MPs no oceano.

Figura 1. Esquema de vias de transporte de microplásticos no oceano.



Fonte: Li;Zhang;Tang (2020);

Microplásticos primários e secundários já foram encontrados em águas superficiais de todos os continentes, inclusive em áreas mais remotas e em sedimentos de seis continentes (IVAR DO SUL; COSTA, 2007). Sabe-se que mais da metade dos plásticos produzidos são predominantemente flutuantes (concentração menor que da água do mar) e aglomeram-se na camada superficial dos oceanos (Kukulka et al., 2012).

O processo de transporte dos plásticos flutuantes no oceano é principalmente determinado por condições dinâmicas, como forças do vento e circulação das correntes. O padrão de circulação resulta em zonas de acumulação na superfície, caracterizadas por trajetórias convergentes de partículas, incluindo detritos plásticos em giros subtropicais (Howell et al., 2012; Maximenko et al., 2012). Muitos cientistas têm aplicado modelos de transporte de materiais e partículas transportadas pela água (derramamentos de óleo, larvas, sedimentos) para estudar as trajetórias lagrangianas dos microplásticos na superfície.

Lebreton et al. (2012) utilizaram o modelo de rastreamento de partículas para simular os detritos flutuantes nos oceanos do mundo, revelando também altas concentrações nos giros subtropicais. Uma influência, ainda que mais sutil na distribuição dos microplásticos flutuantes ,é a do vento (ANDRADY, 2011; MEIJER et al., 2021). O

transporte costeiro de microplásticos à deriva em águas costeiras é causado por uma combinação de correntes residuais superficiais e do vento (Isobe et al., 2014).

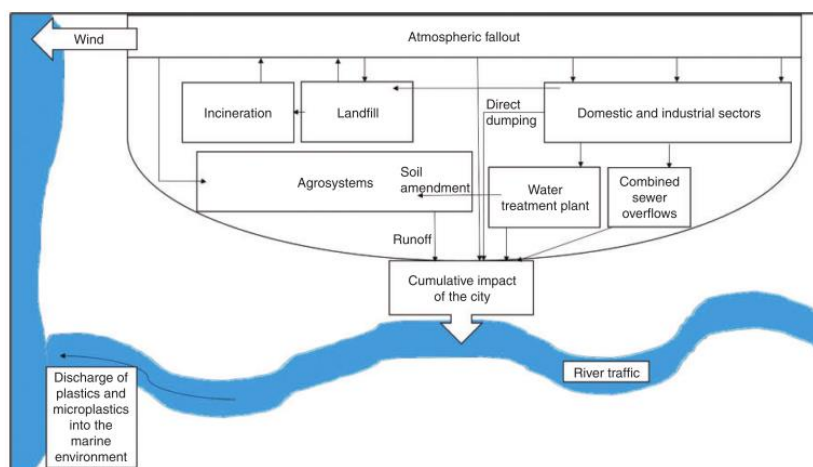
Microplásticos neutros flutuam, mas estão suspensos na coluna de água, desde a subsuperfície até águas profundas. Vários estudos indicam que existe uma discrepância entre as concentrações observadas e esperadas de plástico nas águas superficiais oceânicas (CÓZAR *et al.*, 2014; ERIKSEN *et al.*, 2014) o que levou à pesquisa sobre a distribuição vertical de microplásticos na coluna de água. Kanhai *et al.* (2018) descobriram que havia uma distribuição irregular vertical de microplásticos nas águas de subsuperfície. Enders et al. (2015) investigaram a distribuição vertical de plásticos e constataram que a massa de microplásticos diminui mais rapidamente do que a abundância. A distribuição vertical de microplásticos em uma coluna de água é determinada pelos efeitos conjuntos do transporte por advecção e das forças de mistura turbulenta. Enders et al. (2015) examinaram a dispersão vertical de microplásticos e encontraram resultados diferentes para diferentes tamanhos de partículas; os resultados mostraram que microplásticos de tamanho maior são muito menos afetados pela mistura turbulenta. Os resultados do Modelo Geral de Turbulência Oceânica (GOTM) revelaram que a difusividade turbulenta depende das propriedades físicas dos microplásticos. Por exemplo, o cálculo empírico mostrou o efeito da forma dos microplásticos. Microplásticos em forma de fibras têm a menor velocidade, seguidos por lâminas e partículas (KOOI et al., 2016).

A entrada de MPs no oceano aberto e em praias é influenciada por fatores como padrões climáticos e de marés, proximidade de áreas urbanas, áreas de pesca industriais e recreativas, vias marítimas, regiões portuárias entre outras. (MAES; HANKE; GALGANI, 2015). Ainda de acordo com Maes, Hanke e Galgani (2015), as taxas de acumulação na superfície, fundo marinho ou sedimentos, variam com fatores como proximidade de atividades urbanas, correntes de vento e oceano, geografia do litoral e pontos de entrada nos sistemas (BARNES et al., 2009). Portanto, a distribuição de detritos plásticos no ambiente marinho é irregular.

Tanto os microplásticos primários quanto secundários podem entrar no meio aquático através de vários caminhos (DRIS et al., 2015). A dispersão do continente para o ambiente marinho pode ocorrer por precipitação atmosférica, escoamento e descargas pontuais (estações de tratamento de águas residuais, transbordamentos combinados de

esgoto), vento, rios, águas pluviais, derrames acidentais ou resíduos sólidos (UNDERWOOD; CHAPMAN; BROWNE, 2017; DRIS *et. al.*, 2015) (figura 2).

Figura 2. Fontes de microplásticos no meio marinho.



Fonte: Dris *et al.* (2015).

Segundo Hale *et. al* (2020), a presença de microplásticos nos sedimentos e na água do mar deve-se também às práticas de eliminação de lixo de indústrias e de atividades recreativas, além do descarte de embarcações em alto mar. De acordo com Jambeck (2015), é amplamente citado que 80% desses detritos são originários do continente; no entanto, de acordo com esse mesmo autor, esse valor não é bem fundamentado e nem é informado a massa total de detritos que entra no ambiente marinho dessa forma.

Por outro lado, Lebreton *et al.*, (2017), afirmam que os rios são uma das fontes mais significativas de aporte de microplásticos. Prevê-se uma entrada anual global de plástico de rios para os oceanos variando de 1.150.000 a 2.410.000 t (LEBRETON *et al.*, 2017). Segundo o estudo de Lebreton *et al.*, (2017), os 20 rios mais poluidores do mundo estão na Ásia e representam mais de dois terços da entrada total de microplásticos no ambiente aquático. Um estudo de modelagem numérica realizado por Meijer *et al.* (2021) apontou que mais de 1.000 rios sejam responsáveis por 80% das emissões globais anuais de MPs no ambiente marinho, que variam entre 0,8 milhão e 2,7 milhões de toneladas por ano (MEIJER *et al.*, 2021). O Brasil está entre os 20 maiores emissores de plásticos no oceano, contribuindo com $3,8 \times 10^4$ toneladas por ano. (MEIJER *et al.*, 2021).

Jambeck *et al.* (2015) estimaram a partir de taxas de descarte de resíduos, que em 2010, foram geradas aproximadamente 275.000.000 t de resíduos de plástico em 192 países costeiros, sendo que destes, entre 4.000.000 a 12.000.000 t entraram no oceano.

Por outro lado, uma importante fonte de MPs no meio ambiente são as estações de tratamento de esgoto (ETE), consideradas uma das principais fontes (LIU et al., 2021; TALVITIE et al., 2017). A eficiência da remoção de microplásticos das estações de tratamento de esgoto podem variar de 10,2%~99,9%. O pré-tratamento é capaz de remover 35%~59% enquanto o tratamento primário chega a remover até 98% dos microplásticos presentes no efluente (SUN et al., 2019). O tratamento secundário pode remover ainda mais microplásticos, atingindo até 14% de remoção, enquanto o terciário pode promover uma redução de adicional de até 2%. A eficiência de remoção de microplásticos depende dos processos de tratamento aplicados de acordo com as tecnologias utilizadas e tipos de membranas.

Os microplásticos presentes nas ETEs pode entrar no meio ambiente principalmente por duas rotas: a primeira é a liberação dos microplásticos não retidos ao final dos processos e a segunda intermédio do lodo produzido (IYARE; OUKI; BOND, 2020). Estudos realizados reportando a concentração de MPs em lodo ao redor do mundo, como nos Estados Unidos (CARR; LIU; TESORO, 2016), Holanda (LESLIE, *et al*, 2017), Finlândia (LARES *et. Al*, 2018), China (LI et al., 2018) e Alemanha (MINTENIG et al., 2017), mostram que a concentração de partículas retidas no lodo variou de 400 a 7000 partículas/kg. Estes dados evidenciam que mesmo com elevada remoção de microplásticos nas estações de tratamento de esgoto, ainda há partículas remanescentes no efluente que podem ser facilmente despejadas no ambiente marinho.

Apesar do descarte de MPs pelas estações de tratamento de esgoto, elas têm um papel importante para evitar um descarte elevado no meio ambiente. Por outro lado, a taxa atual de coleta e tratamento no mundo é preocupante, aproximadamente 20% do esgoto mundial é tratado (UNICEF, 2021), contribuindo para a poluição dos oceanos e praias. O Brasil tem em média 55% da população com acesso à coleta de esgoto (SNIS,2021), embora quase metade da população não tenha acesso ao saneamento básico. O lodo quando não descartado corretamente em aterros sanitários, pode ser descartado em corpos hídricos, contribuindo para a poluição.

Dito isto, uma vez presentes no ecossistema marinho, os plásticos em geral, podem causar diversos impactos à biodiversidade marinha, A maioria dos plásticos é persistente no meio ambiente e, por este motivo, pode servir como transportadora de produtos químicos tóxicos no ambiente marinho (LI; ZHANG; TANG, 2020; LIU et al., 2021; WORM et al., 2017).

O acúmulo desses detritos pode inibir a troca gasosa entre águas subjacentes e a coluna d'água, resultando em hipoxia ou anoxia, podendo causar interferência no funcionamento normal do ecossistema (DERRAIK, 2002). Os impactos causados pela presença de plásticos no ambiente marinho custa aproximadamente treze bilhões de dólares por ano em danos ambientais a esses ecossistemas (UNEP, 2014). Estima-se ainda que gasta-se 3.300 a 33.000 dólares por tonelada de plástico marinho por ano, com base nos estoques de plástico de 2011 (BEAUMONT et al., 2019), dito isso, infere-se um custo econômico total maior

Microplásticos podem incorporar substâncias químicas devido às características físicas e químicas dos materiais plásticos, que possuem afinidade química com poluentes orgânicos persistentes (POPs) (como, dicloro-difenil-tricloroetano (DDTs), bifenilas policloradas (PCBs) e hidrocarbonetos aromáticos (HPAs) (MATO et al., 2001; OGATA et al., 2009; TEUTEN et al., 2009)

Os microplásticos podem adsorver POPs da água circundante e, devido à sua alta área superficial e propriedades hidrofóbicas, concentrar esses poluentes em suas superfícies. Essa capacidade de adsorção de POPs pelos microplásticos é influenciada por fatores como o tamanho e a composição química dos microplásticos, a concentração de POPs na água e as características dos poluentes em si (ROCHMAN et al., 2013)

Bifenilas policloradas foram relatadas em *pellets* ainda na década de 1970 (CARPENTER et al., 1972). Rios *et al.* (2007) encontraram POPs, incluindo PCBs, em amostras coletadas no Pacífico Central e na costa da Califórnia. Compostos químicos presentes em *pellets* também foram relatados em outros estudos mais recentes, inclusive em localidades remotas (por exemplo, ilhas de Ohau e Canárias) (HESKETT et al., 2012).

Outras substâncias bioacumulativas e tóxicas, como pesticidas e nonilfenóis, este um tipo de aditivo, podem, igualmente fixarem-se nos microplásticos (OGATA et al., 2009; TEUTEN et al., 2009), além de metais como chumbo, cobre e cádmio (HOLMES; TURNER; THOMPSON, 2012, 2014; TURNER; HOLMES, 2011).

Os aditivos ou plastificantes são nocivos ao ambiente, pois além de prolongarem o tempo de degradação do plástico, podem tornar-se biodisponíveis, sendo potencialmente perigosos para a biota (LITHNER; LARSSON; DAVE, 2011; BARNES *et al.*, 2009; TALSNESS *et al.*, 2009; YUKIE MATO *et al.*, 2000).

Uma vez que os microplásticos são ingeridos por organismos marinhos, os POPs adsorvidos em sua superfície podem ser liberados no trato digestivo desses organismos. Isso pode levar à transferência de POPs ao longo da cadeia alimentar, conforme os

organismos são consumidos por predadores de níveis tróficos superiores. Como resultado, os POPs associados aos microplásticos podem ser bioacumulados e biomagnificados, atingindo níveis mais elevados em organismos do topo da cadeia alimentar (Teuten et al., 2009; Rochman et al., 2013).

Além disso, quando consumidos por organismos aquáticos, podem passar pelo intestino ou ficarem presos no trato digestivo a depender do tamanho da partícula (BROWNE et al., 2008; FOTOPOULOU; KARAPANAGIOTI, 2012). Uma vez adsorvidas nos *pellets* consumidos, as substâncias químicas têm função estrogênica nos organismos, podendo causar interrupção no sistema endócrino e resultar em dimorfismo sexual (BERGMANN et al., 2015).

A eficiência da transferência dessas substâncias pela cadeia alimentar dependerá da biodisponibilidade dos POPs e do tempo de residência dos microplásticos nos organismos (ANDRADY, 2011). Portanto, essas partículas podem ter efeitos físicos e químicos nos organismos que as ingerem (LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2013).

As fibras microplásticas por sua vez, podem se aglomerar e serem perigosas caso bloqueiem o intestino, prejudicando a passagem dos alimentos (LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2013). Caso ocorra bloqueio intestinal ou falsa sensação de saciedade, o animal poderá morrer (DERRAIK, 2002).

Desta forma, a ingestão é, provavelmente, a maior interação entre organismos marinhos e os microplásticos (LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2013). A contaminação da cadeia alimentar com plásticos e contaminantes associados coloca os estoques de peixes e mariscos, e suas presas, em risco de danos letais e subletais (ou seja, diminuição do sucesso reprodutivo e do crescimento), com capacidade para impactos em nível populacional (BORRELLE et al., 2017; COLE et al., 2015). O consumo de plástico, por consequência, já atingiu a espécie humana, ocorrendo quando um organismo é consumido (incluindo o intestino), como exemplo tem-se mexilhões, ostras e anchova (BEAUMONT et al., 2019).

Em consequência da poluição, a presença desses resíduos no meio pode aumentar as concentrações de POPs na carne/músculo de moluscos e peixes, representando um risco adicional para os consumidores da cadeia alimentar (RIOS; MOORE; JONES, 2007; ROCHMAN et al., 2013). Mais estudos controlados são necessários para entender melhor o risco do consumo por seres humanos, pois, até então, na literatura existente conclui-se que os riscos ainda são mínimos (BEAUMONT et al., 2019).

Além da problemática ecológica, os microplásticos trazem impactos econômicos e sociais. De acordo com Beaumont *et al.* (2019), o risco de contaminação de frutos do mar com MPs pode ser prejudicial para a pesca, dessa forma, a produtividade, viabilidade, a lucratividade e a segurança da indústria de pesca são vulneráveis ao impactos do plástico no ambiente marinho, especialmente combinadas com outros fatores, como mudanças climáticas, sobrepesca e poluição.

Os microplásticos também podem afetar a função e a saúde do zooplâncton marinho (COLE *et al.*, 2013), causando diminuição na alimentação deles, fato que foi observado por Cole *et al.* (2013). Os impactos causados pela ingestão dos microplásticos é uma preocupação crescente na comunidade científica (THOMPSON, 2004; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013) (ACAMPORA *et al.*, 2017; ANDRADY, 2011; BARNES *et al.*, 2009; COLE *et al.*, 2013; NG; OBBARD, 2006; TALSNESS *et al.*, 2009; THOMPSON, 2004; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013).

É importante destacar que os microplásticos representam um desafio complexo para o gerenciamento ambiental, uma vez que sua distribuição é ampla e suas fontes são diversas. A redução da entrada de microplásticos no ambiente marinho requer uma abordagem multidisciplinar que envolva medidas para reduzir o uso de plásticos descartáveis, melhorar o gerenciamento de resíduos e promover a conscientização pública sobre os impactos ambientais dos microplásticos (GESAMP, 2016; GESAMP, 2020). Existe uma necessidade urgente de quantificar a magnitude do acúmulo de microplásticos primários e secundários no meio e avaliar o impacto futuro nos oceanos mundiais.

1.1.4 Técnicas de Amostragem: Água superficial e sedimento de fundo

- **Água**

A amostragem de microplásticos em água superficial é fundamental para avaliar a contaminação por essas partículas no ambiente aquático. Uma revisão da literatura mostrou que diferentes métodos de coleta e análise de MPs são empregados, cada um com suas vantagens e limitações e a escolha delas dependerá dos objetivos do estudo (RIOS MENDOZA; BALCER, 2019). As três amostragens podem ser feitas com redes de arras, cocom baldes/frascos e com uso de bombas.

A técnica mais utilizada é amostragem de arrasto de redes de plâncton com malha de 333 μm (0,33 mm) com 6m de comprimento, uma das mais utilizadas (DRIS *et al.*, 2015; ERIKSEN *et al.*, 2014; STOCK *et al.*, 2019). Essas redes são arrastadas na

superfície da água para capturar os microplásticos presentes, submergindo normalmente entre 10 a 40 cm da superfície da água (RIOS MENDOZA; BALCER, 2019). Após a coleta, os microplásticos são separados dos organismos vivos e dos materiais não plásticos, como algas e detritos. Essa técnica é amplamente utilizada devido à sua simplicidade e baixo custo (Lusher et al., 2013).

O tipo de rede, tamanho de abertura, taxa de profundidade e a orientação das correntes devem ser criteriosamente observadas (UNDERWOOD; CHAPMAN; BROWNE, 2017) para uma melhor determinação das amostras por volume de água e concentração das partículas. Observa-se que uma rede com malha menor, tem-se maior abundância de MPs, porém muitos autores preferem uma menor malha, pois redes com malhas maiores entopem mais facilmente, dificultando a coleta (STOCK et al., 2019).

Na maioria das vezes, redes de arrasto manta, redes de plâncton ou neuston são usadas para coleta da superfície da água até uma profundidade de 0,5 m. O tempo de amostragem deve ser de 30 min (NG; OBBARD, 2006; STOCK et al., 2019) , podendo variar de acordo com o estudo para mais ou para menos tempo. Durante a amostragem com rede, é muito importante limpar a rede após cada uma para evitar contaminações.

É importante mencionar que a escolha da técnica de amostragem depende das características da área de estudo, dos recursos disponíveis e dos objetivos da pesquisa. É recomendado o uso de múltiplas técnicas para obter uma visão mais abrangente da contaminação por microplásticos na água superficial (Kedzierski et al., 2021).

- **Sedimento**

A coleta de microplásticos em sedimentos marinhos de fundo e de água doce são similares. O que vai diferenciar são o volume de amostragem, área e profundidade, e novamente, dependerá do objetivo da pesquisa. Esse tipo de amostragem é importante para avaliar a contaminação por essas partículas e assim entender sua distribuição em ambientes marinhos.

Existem várias técnicas de amostragem empregadas para coletar e analisar microplásticos em sedimentos marinhos. Uma das mais utilizadas é com o uso de dragas (ex. Van Veen) (HARRIS, 2020; UNDERWOOD; CHAPMAN; BROWNE, 2017). Esses dispositivos são capazes de coletar amostras de sedimento do fundo do mar de uma única vez. A profundidade varia de 5 cm até 32 cm (STOCK et al., 2019) . As amostras são, então, transportadas para o laboratório, onde os microplásticos são separados dos sedimentos por meio de processos como a flotação em soluções salinas ou a extração por

separação densimétrica (HIDALGO-RUZ et al., 2012; UNDERWOOD; CHAPMAN; BROWNE, 2017).

Além disso, técnicas de amostragem por meio de rosetas oceanográficas equipadas com garrafas Niskin também podem ser utilizadas. Nesse método, as garrafas de Niskin são acionadas em diferentes profundidades para coletar amostras de água e sedimentos do fundo do mar. As amostras de sedimentos são então processadas em laboratório para separar e identificar os microplásticos (CLAESSENS et al., 2011)

A escolha da técnica de amostragem depende de vários fatores, como a profundidade da área de estudo, a presença de estruturas físicas no fundo do mar e os recursos disponíveis. É importante seguir protocolos de amostragem estabelecidos e adotar uma abordagem padronizada para garantir resultados confiáveis e comparáveis entre os estudos (HIDALGO-RUZ et al., 2012).

1.1.5 Espectroscopia de absorção na região do infravermelho

Na literatura, existem diversas técnicas para a identificação da composição polimérica de plásticos (inclusos microplásticos), dentre elas: espectroscopia vibracional, termoanalíticas (termogravimetris), cromatografia, espectrometria de massas entre outras (BERTOLDI, 2022). Entretanto, a espectroscopia é uma das mais aceitas nos estudos de polímeros e amplamente empregada para análise de microplásticos (CABERNARD et al., 2018; FRED-AHMADU; AYEJUYO; BENSON, 2020; FRIAS; SOBRAL; FERREIRA, 2010; LI et al., 2018; VIANELLO et al., 2013).

A espectroscopia de infravermelho é de extrema importância para a análise de polímeros, uma vez que permite uma avaliação rápida e não destrutiva de suas características químicas e estruturais (CHEN et al., 2020). Na espectroscopia na região do infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), a luz infravermelha é direcionada para a amostra, e as frequências de absorção específicas das ligações químicas presentes nos materiais são registradas. Para polímeros, as diferentes ligações químicas, como C-H, C-C, C-O e C=O, apresentam bandas de absorção distintas no espectro infravermelho, permitindo a identificação de grupos funcionais e estruturas moleculares. Os espectros obtidos são comparados com espectros de Infravermelho conhecidos disponíveis em bibliotecas de base de dados (ANDRADY, 2011; VIANELLO et al., 2013; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013). Essa técnica é recomendada para partículas > 5mm,

caso contrário recomenda-se o uso juntamente com utilização de acessório para aquisição de dados por reflectância total atenuada, denominada de FTIR-ATR, usada neste estudo.

Nesta técnica, a luz infravermelha passa por um cristal que pode ser diamante ou seleneto de zinco (CORCORAN et al., 2020; VEERASINGAM et al., 2016a), e interage com a amostra que deve ser pressionada com o cristal, onde quanto maior a área de contato com o cristal, melhor será a intensidade das bandas observadas. Portanto, a limitação desta técnica se dá no tamanho alvo do microplástico em estudo, pois a qualidade do espectro obtido está diretamente relacionada ao contato do cristal com as amostras, principalmente para comprimentos de ondas mais curtos (2800–4000 cm^{-1}) (BERTOLDI, 2022).

Na técnica de FTIR, a amostra é posicionada entre a saída do interferômetro e o detector. Quando o feixe de luz infravermelha passa através da amostra, interage com seus modos vibracionais fundamentais, deixando-os em um estado excitado. Dessa forma, a amostra absorve quantidades de energia a determinados comprimentos de ondas característicos de cada tipo de ligação química. Por outro lado, uma das interações que pode existir no uso dessa técnica é a presença de água, pois acarretará a formação de uma larga banda de estiramento OH entre 3000 a 3500 cm^{-1} e próximo a 1600 cm^{-1} , o que pode sobrepor a formação de outras bandas nesta região espectral.

No contexto dos microplásticos, a espectroscopia de infravermelho também desempenha um papel fundamental (ANDRADY, 2017). A identificação e caracterização dessas partículas são essenciais para entender sua origem, distribuição e potenciais efeitos ambientais. Através dessa técnica, é possível distinguir microplásticos de outros materiais presentes no ambiente, como materiais orgânicos (ALMEIDA, 2018), que às vezes podem ter algumas semelhanças de absorbância com polímeros. e determinar suas composições químicas, o que é fundamental para estudar seus impactos nos ecossistemas marinhos e na saúde humana.

Outro aspecto importante a ser considerado sobre a análise em infravermelho médio é a interferência provocada pela presença de água. A presença de água, tanto na amostra ou no ambiente, acarretará a formação de uma larga banda de estiramento OH entre 3000 a 3500 cm^{-1} e próximo a 1600 cm^{-1} , o que pode sobrepor a formação de outras bandas nesta região espectral, além também de ser uma técnica onerosa e não estar disponível amplamente (CONDURSO et al., 2018). Portanto, embora essa prática possa favorecer a classificação e identificação de MPs, alguns fatores tornam inviável a caracterização química globalmente dos microplásticos de cada amostragem. além também de ser uma técnica onerosa e não estar disponível amplamente (CONDURSO et al., 2018)

REFERÊNCIAS

- ABIPLAST. Perfil 2021. Indústria Brasileira de Transformação de Material Plástico. Disponível em: < http://file.sindiplast.org.br/download/2021/perfil_2021_ok.pdf>. Acesso em 15 maio 2023.
- ACAMPORA, H. et al. Presence of plastic litter in pellets from Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in Ireland. **Marine Pollution Bulletin**, v. 117, n. 1–2, p. 512–514, 2017.
- ADAMCOVÁ, D.; VAVERKOVÁ, M.; TOMAN, F. REPEATED RESEARCH OF BIODEGRADABILITY OF PLASTICS MATERIALS IN REAL COMPOSTING CONDITIONS. v. LXI, n. 6, p. 1557–1564, 2013.
- ALMEIDA, C. C. PELLETS PLÁSTICOS EM PRAIAS ARENOSAS EM DUAS ÁREAS PORTUÁRIAS DO ESTADO DO CEARÁ. p. 130, 2018.
- ALMEIDA, C. C. et al. Establishing a Standard-Basis for the Characterization of Marine Microplastic-Pellets. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 22, n. 3, p. 193–205, 2022.
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 2011.
- ANDRADY, A. L. The plastic in microplastics: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, n. 1, p. 12–22, 2017.
- ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. Applications and societal benefits of plastics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1977–1984, 2009.
- BARNES, D. K. A. et al. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1985–1998, 2009.
- BEAUMONT, N. J. et al. Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, n. January, p. 189–195, 2019.
- BERGMANN, M. et al. **Marine Anthropogenic Litter**. [s.l.: s.n.].
- BERTOLDI, C. F. Distribuição espaçotemporal, abundância e caracterização de microplásticos em águas superficiais do Lago Guaíba. p. 177, 2022.
- BORRELLE, S. B. et al. Why we need an international agreement on marine plastic pollution. v. 114, n. 38, p. 9994–9997, 2017.

BRASKEM. Relatório Anual 2020. Disponível em: <
<https://www.braskem.com.br/relatoriosanuaisintegrados>> Acesso em 20 maio 2023.

BROWNE, M. A. R. T. Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. v. 44, n. 9, p. 3404–3409, 2010.

BROWNE, M. A et al. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel , *Mytilus edulis* (L .) Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel , *Mytilus edulis* (L .). v. 42, n. 13, p. 5026–5031, 2008.

CABERNARD, L. et al. Comparison of Raman and Fourier Transform Infrared Spectroscopy for the Quanti fi cation of Microplastics in the Aquatic Environment. 2018.

CARPENTER, E. J. et al. Polystyrene Spherules in Coastal WatersPolystyrene Spherules in Coastal Waters. **Science (New York, N.Y.)**, v. 178, n. 62, p. 750–753, 1972.

CARR, S. A.; LIU, J.; TESORO, A. G. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 91, p. 174–182, 2016.

CHEN, Y. et al. ScienceDirect Identification and quantification of microplastics using Fourier- transform infrared spectroscopy : Current status and future prospects. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 18, p. 14–19, 2020.

CLAESSENS, M. et al. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 10, p. 2199–2204, 2011.

COLE, M. et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588–2597, 2011.

COLE, M. et al. Microplastic ingestion by zooplankton. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 12, p. 6646–6655, 2013.

COLE, M. et al. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 2, p. 1130–1137, 2015.

CONDURSO, C. et al. Characterization and ageing monitoring of Marsala dessert wines by a rapid FTIR-ATR method coupled with multivariate analysis. **European Food Research and Technology**, v. 244, n. 6, p. 1073–1081, 2018.

CORCORAN, P. L. et al. Science of the Total Environment A comprehensive investigation of industrial plastic pellets on beaches across the Laurentian Great Lakes and the factors governing their distribution. **Science of the Total Environment**, v. 747, p. 141227, 2020.

CÓZAR, A. et al. Plastic debris in the open ocean. p. 17–19, 2014.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris : a review. v. 44, p. 842–852, 2002.

DRIS, R. et al. Beyond the ocean : Contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 539–550, 2015.

EPA– United States Environmental Protection Agency. Plastics Pellets in the Aquatic Environment: Sources and recommendations – final report. Washington: office of water (WH-556F). Environmental Protection Agency, p. 55 1992a.

EPA – United States Environmental Protection Agency. The Study of Floatable Debris in U.S. Waters (Harbor Studies Program), March 1989 through April 1991. Washington: EPA842-R-92-001. Environmental Protection Agency, 242 p,1992b.

EPA – United States Environmental Protection Agency. Plastic pellets in the aquatic environment: sources and recommendations – final report. Office of Water (WH – 556F). P. 108, 1993.

ERIKSEN, M. et al. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 77, n. 1–2, p. 177–182, 2013.

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. **PLoS ONE**, v. 9, n. 12, p. 1–15, 2014.

FOTOPOULOU, K. N.; KARAPANAGIOTI, H. K. Surface properties of beached plastic pellets. **Marine Environmental Research**, v. 81, p. 70–77, 2012.

FRED-AHMADU, O. H.; AYEJUYO, O. O.; BENSON, N. U. Microplastics distribution and characterization in epipsammic sediments of tropical Atlantic Ocean, Nigeria. **Regional Studies in Marine Science**, v. 38, 2020.

FRIAS, J. P. G. L.; SOBRAL, P.; FERREIRA, A. M. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 11, p. 1988–1992, 2010.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production , use , and fate of all plastics ever made. n. July, p. 25–29, 2017.

GESAMP (2016). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment. (KERSHAW, P.J.; ROCHMAN,C.M.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UM/UNEP/UNDP).Joint Group of Experts on the scientific Aspects of Marine Environmental Protection) Rep. Stud. GESAMP No. 93, 220 p.

HARRIS, P. T. The fate of microplastic in marine sedimentary environments: A review and synthesis. **Marine Pollution Bulletin**, v. 158, n. May, p. 111398, 2020.

HESKETT, M. et al. Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 2, p. 445–448, 2012.

HIDALGO-RUZ, V. et al. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. ... **Science & Technology**, v. 46, p. 3060–75, 2012.

HOLMES, L. A.; TURNER, A.; THOMPSON, R. C. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 160, n. 1, p. 42–48, 2012.

HOLMES, L. A.; TURNER, A.; THOMPSON, R. C. Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. **Marine Chemistry**, v. 167, p. 25–32, 2014.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. Marine debris review for Latin America and the Wider Caribbean Region: From the 1970s until now, and where do we go from here? **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 8, p. 1087–1104, 2007.

IYARE, P. U.; OUKI, S. K.; BOND, T. Microplastics removal in wastewater treatment plants: A critical review. **Environmental Science: Water Research and Technology**, v. 6, n. 10, p. 2664–2675, 2020.

KARAMI, A. et al. The presence of microplastics in commercial salts from different countries. **Scientific Reports**, v. 7, n. April, p. 46173, 2017.

KOELMANS, A. A. et al. Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 7, p. 3315–3326, 2016.

LAW, K. L. et al. Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. **Science**, v. 329, n. 5996, p. 1185–1188, 2010.

LEAL, W. et al. Since January 2020 Elsevier has created a COVID-19 resource centre with free information in English and Mandarin on the novel coronavirus COVID- 19 . The COVID-19 resource centre is hosted on Elsevier Connect , the company ’ s public news and information . n. January, 2020.

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

LECHTHALER, S. et al. Regional study of microplastics in surface waters and deep sea sediments south of the Algarve Coast. **Regional Studies in Marine Science**, v. 40, p. 101488, 2020.

LI, X. et al. Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. **Water Research**, v. 142, p. 75–85, 2018.

LI, Y.; ZHANG, H.; TANG, C. A review of possible pathways of marine microplastics transport in the ocean. **Anthropocene Coasts**, v. 3, n. 1, p. 6–13, 2020.

LITHNER, D.; LARSSON, A.; DAVE, G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 18, p. 3309–3324, 2011.

LIU, W. et al. A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms. **Environment International**, v. 146, p. 106277, 2021.

LUSHER, A. L.; MCHUGH, M.; THOMPSON, R. C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine Pollution Bulletin**, v. 67, n. 1–2, p. 94–99, 2013.

MATO, Y. et al. Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 2, p. 318–324, 2001.

MEIJER, L. J. J. et al. More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. **Science Advances**, v. 7, n. 18, p. 1–14, 2021.

MINTENIG, S. M. et al. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. **Water Research**, v. 108, p. 365–372, 2017.

MOREIRA, F. T. et al. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 313–321, 2016.

NG, K. L.; OBBARD, J. P. Prevalence of microplastics in Singapore’s coastal marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 7, p. 761–767, 2006.

OGATA, Y. et al. International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 10, p. 1437–1446, 2009.

PATRÍCIO, A. L. et al. Since January 2020 Elsevier has created a COVID-19 resource centre with free information in English and Mandarin on the novel coronavirus COVID-19. The COVID-19 resource centre is hosted on Elsevier Connect, the company’s public news and information. n. January, 2021.

PLASTICEUROPE. Plastics e the Facts 2009. An Analysis of European Latest Plastics Production, Demand and Waste Data. (Association of Plastics Manufacturers, 2009).

PLASTICEUROPE. *Plastics e the Facts 2015. An Analysis of European Latest Plastics Production, Demand and Waste Data.* (Association of Plastics Manufacturers, 2015).

PLASTICSEUROPE. *Plastic the Plastics – the Facts 2022 An analysis of European plastics production , demand and waste data 2022.* n. October, 2022.

PRUTER, A. T. Sources, quantities and distribution of persistent plastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 18, n. 6 SUPPL. B, p. 305–310, 1987.

REDDY, M. S. et al. Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 68, n. 3–4, p. 656–660, 2006.

RIOS, L. M.; MOORE, C.; JONES, P. R. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 8, p. 1230–1237, 2007.

RIOS MENDOZA, L. M.; BALCER, M. Microplastics in freshwater environments: A review of quantification assessment. **TrAC - Trends in Analytical Chemistry**, v. 113, p. 402–408, 2019.

ROCHMAN, C. M. et al. Long-term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: Implications for plastic marine debris. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 3, p. 1646–1654, 2013.

RYAN, P. G. et al. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1999–2012, 2009.

SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento). (2021). *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019.* Ministério do Desenvolvimento Regional, Secretaria Nacional de Saneamento.

STOCK, F. et al. Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – A review. **TrAC - Trends in Analytical Chemistry**, v. 113, p. 84–92, 2019.

SUN, J. et al. Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. **Water Research**, v. 152, p. 21–37, 2019.

TAKADA, H. Call for pellets! International Pellet Watch Global Monitoring of POPs using beached plastic resin pellets. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 12, p. 1547–1548, 2006.

TALSNESS, C. E. et al. Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. **Philosophical Transactions of the Royal Society B:**

Biological Sciences, v. 364, n. 1526, p. 2079–2096, 2009.

TALVITIE, J. et al. Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. **Water Research**, v. 123, p. 401–407, 2017.

TEUTEN, E. L. et al. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2027–2045, 2009.

THOMPSON, R. C. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838–838, 2004.

THOMPSON, R. C. et al. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 2004.

THOMPSON, R. C. et al. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2153–2166, 2009.

TURNER, A.; HOLMES, L. Occurrence, distribution and characteristics of beached plastic production pellets on the island of Malta (central Mediterranean). **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 2, p. 377–381, 2011.

TURRA, A. et al. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. **Scientific Reports**, v. 4, p. 1–7, 2014.

UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G.; BROWNE, M. A. Some problems and practicalities in design and interpretation of samples of microplastic waste. **Anal. Methods**, v. 9, n. 9, p. 1332–1345, 2017.

UNEP. **Valuing Plastics: The Business Case for Measuring, Managing and Disclosing Plastic Use in the Consumer Goods Industry**. [s.l: s.n.].

VEERASINGAM, S. et al. Influence of 2015 flood on the distribution and occurrence of microplastic pellets along the Chennai coast, India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 196–204, 2016.

VIANELLO, A. et al. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 130, p. 54–61, 2013.

WILBER, R. **Plastic in the North Atlantic**. **Oceanus**, 1987. Disponível em: <http://5gyres.org/media/Plastic_in_the_North_Atlantic_OCEANA_1987.pdf>

WORM, B. et al. Plastic As a Persistent Marine Pollutant. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 42, n. 1, p. null, 2017.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483–492, 2013.

ZARFL, C.; MATTHIES, M. Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 10, p. 1810–1814, 2010.

CAPÍTULO 2

AVALIAÇÃO DA DISPERSÃO SAZONAL DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS E SEDIMENTOS DA PLATAFORMA CONTINENTAL DE FORTALEZA

RESUMO

Produtos plásticos são amplamente utilizados em todo o mundo, com sua produção aumentando constantemente desde a década de 1950. O surgimento de microplásticos (MPs), pequenos detritos plásticos medindo < 5 mm, tornou-se um problema difundido nos ambientes marinhos. Essas partículas entram no ambiente marinho a partir de diversas fontes terrestres e marinhas, causando danos aos organismos marinhos. A poluição por plástico predomina nos detritos marinhos (60-85%). O estudo da poluição por microplásticos em ecossistemas aquáticos tem crescido na última década, inclusive no Brasil, mas há poucas informações sobre dispersão, deposição e acúmulo de MPs nas águas costeiras de Fortaleza. Esta pesquisa tem como objetivo comparar variações sazonais na quantidade de microplásticos e realizar a caracterização morfológica e química de amostras de água e sedimento coletadas na costa de Fortaleza-Ceará. Foram realizadas coletas de água superficial com rede de plâncton (malha 0,33 mm) e de sedimento de fundo com draga *Van Veen* em cinco áreas da costa de Fortaleza (foz do rio Cocó, Riacho Maceió, Emissário submarino, Drenagem pluvial e foz da Barra do rio Ceará). As amostras foram levadas para laboratório onde foram separadas, processadas e analisadas. Foram encontrados 2.742 MPs $> 0,3$ mm e 977 MPs $< 0,3$ mm nas amostras de água e 1.466 nas amostras de sedimento considerando todas as coletas. A presença das partículas foi maior que 90% em todas as coletas e áreas. A forma de Fibras foi a mais presente em todos os pontos, enquanto as cores vermelha e azul estiveram presente em 100% das amostras. As massas totais para amostras de água em abril foram em abril 16,05 g MPs $> 0,3$ mm e 8,92 g MPs $< 0,3$ mm. Em novembro 42,13g e 36,43g e janeiro 19,31 g e 15,44g respectivamente. A área de maior concentração de microplásticos foi no ponto C10 e nos pontos E16, E17, E18, indicando possível fonte de liberação. A região com menor concentração foi a foz do rio Ceará. Entre os meses, houve variação nas concentrações, sendo mais alta em abril nas áreas de drenagem, em novembro na desembocadura do rio Cocó e pontos de drenagem, e em janeiro na drenagem e Barra do Ceará. Entretanto, não houve diferença estatística (significância 95%) nas amostras de sedimento entre período seco e chuvoso. Em relação a composição polimérica, 77%

foram polietileno e 23 % polietileno. Portanto, revelou-se a presença significativa de microplásticos nas águas e sedimentos da costa de Fortaleza-Ceará, com algumas variações sazonais nas concentrações. Mais de 90% das amostras coletadas continham microplásticos, evidenciando a disseminação preocupante desses materiais. A análise identificou predominância de polietileno e polipropileno, destacando a necessidade de monitoramento contínuo e estratégias de gestão para mitigar a poluição. Os padrões sazonais sugerem complexas influências ambientais, exigindo estudos mais aprofundados para melhor compreensão e planejamento de proteção dos ecossistemas marinhos.

Palavras-chave: 1. Polímeros sintéticos; 2. Poluição sedimento marinho; 3. Composição polimérica

ABSTRACT

Plastic products are widely used worldwide, with production steadily increasing since the 1950s. The emergence of microplastics, small plastic debris measuring < 5 mm, has become a widespread issue in marine environments. These particles enter the marine environment from various terrestrial and marine sources, causing physical harm to organisms and potential toxicity due to leaching of chemical additives. Plastic pollution dominates marine debris (60-85% estimated). The MP pollution study in aquatic ecosystems has grown in the past decade, including in Brazil, but there is still a lack of information on dispersion, deposition, and accumulation of microplastics in Fortaleza's coastal waters. This research aims to compare seasonal variations in microplastic quantities and conduct morphological and chemical characterization of water and sediment samples collected off the coast of Fortaleza, Ceara. Surface water samples were collected using a plankton net (0.33 mm mesh size), and sediment samples were collected using a Van Veen grab in five areas along the Fortaleza coast (Cocó River estuary, Maceió Stream, Submarine Outfall, Rainwater drainage, and Ceará River estuary). The samples were transported to the laboratory, where they were separated, processed, and analyzed. A total of 2,742 MPs > 0.3 mm and 977 MPs < 0.3 mm were found in water samples, and 1,466 were found in sediment samples across all collections. The presence of particles exceeded 90% in all collections and areas. The fiber form was the most prevalent across all points, while the red and blue colors were present in 100% of the samples. Total masses for water samples in April were 16.05 g MPs > 0.3 mm and 8.92 g MPs < 0.3 mm. In November, they were 42.13 g and 36.43 g, and in January, 19.31 g and 15.44 g, respectively. The area with the highest microplastics concentration was at point C10 and points E16, E17, E18, indicating a possible release source. The region with the lowest concentration was the Ceará River estuary. Among the months, there were concentration variations, with higher values in April in drainage areas, November in the Cocó River estuary and drainage points, and January in the drainage and Ceará river. However, there was no statistically significant difference (95% significance) in sediment samples between the dry and rainy periods. Regarding the polymer composition, xx% were polyethylene and xx% were polypropylene, representing the largest fraction.

Keywords: 1. Synthetic Polymers; 2. Marine sediment pollution; 3. Polymer composition

INTRODUÇÃO

Produtos plásticos são utilizados por grande parte das sociedades em todo o mundo, e sua produção aumentou significativamente desde o seu desenvolvimento comercial na década de 1950 (EPA, 1992), com mais de 398 milhões de toneladas produzidas globalmente em 2021 (PlasticEurope, 2021). Nos últimos anos, pequenos detritos plásticos denominados microplásticos (fragmentos menores que 5 mm) são relatados como um problema difundido no ambiente marinho (ZHOU et al., 2021).

As partículas plásticas entram no ambiente marinho principalmente de fontes terrestres, podendo ser pela drenagem pluvial, rios, estuários, aterros sanitários, estações de tratamento de esgoto, dentre outros (ALMEIDA et al., 2022; AVIO; GORBI; REGOLI, 2017; HARRIS, 2020; MEIJER et al., 2021), embora também possam ser marinhas, como terminais portuários e materiais oriundos da pesca, por exemplo (GESAMP, 2016). Ambientes marinhos costeiros industriais e especialmente sistemas estuarinos foram identificados como *hot spots* MPs (BARRETT et al., 2020; BROWNE et al., 2013).

A ocorrência de MPs em água e sedimento já foi relatada em todos os continentes (LISBETH et al., 2015), especialmente em regiões industrializadas e urbanizadas (praias, na coluna d'água, zonas bentônicas e linhas de costa) (GARCIA et al., 2020b; TANIGUCHI et al., 2016). Além desses, também foram encontrados em lugares remotos, como em águas superficiais, gelo e sedimento na Antártida (PAKHOMOVA et al., 2022; REED et al., 2018; WALLER et al., 2017).

No ambiente marinho, a ingestão de MP pode resultar em danos físicos nos organismos, como abrasões e obstruções interna (BELLAS et al., 2016; NEVES et al., 2015; OLIVATTO et al., 2019). A toxicidade é outro fator agravante que pode surgir da lixiviação de aditivos químicos (ex. Poluentes orgânicos persistentes e bifenilas policloradas) que são absorvidos pelos polímeros a partir da água do mar (HIRAI et al., 2011; TEUTEN et al., 2009). demonstraram que havia uma relação significativa entre a abundância de MP e a densidade da população humana.

A poluição por plásticos, hoje em dia, é o tipo dominante de detritos antropogênicos encontrados em todo o ambiente marinho (Barnes et al., 2009; Gregory e Ryan, 1997). Embora outros tipos de detritos sejam encontrados no ambiente marinho, como vidro, garrafas e tubos de luz, latas e armadilhas e redes e cordas, estima-se que 60-85% sejam de polímeros sintéticos (ANDRADY, 2011, 2017; MOORE, 2008). Existe uma relação significativa entre a abundância de MP e a densidade da população humana (BROWNE et al., 2013), portanto, quanto mais povoada uma região, maior a densidade

de MP. Além de serem contaminantes, os detritos plásticos tem o potencial de transportar espécies não nativas para além do seu limite geográfico, podendo causar problemas na cadeia alimentar ou aumentar a taxa de mortalidade.

Por diversos motivos, o estudo da poluição de microplásticos em ecossistemas aquáticos aumentou na última década (NOLASCO et al., 2022), inclusive no Brasil, quando houve um aumento no número de trabalhos entre 2015 e 2016 (CASTRO; SILVA; ARAÚJO, 2018). No entanto, existe um déficit de informações a respeito da dispersão, deposição, concentração e acúmulo de MPs em água superficial, e principalmente no sedimento marinho no litoral de Fortaleza. A análise da densidade, distribuição de tamanho e composição dos MPs em sistemas aquáticos marinhos é relativamente novo (LI; ZHANG; TANG, 2020; NOLASCO et al., 2022; OLIVATTO et al., 2019; PABORTSAVA; LAMPITT, 2020; STOCK et al., 2019; ZHAO et al., 2014) e apresenta alguns desafios para o desenvolvimento de métodos de amostragem e dados padronizados. É importante ressaltar que os MPs não são distribuídos uniformemente na coluna de água, e sua abundância diminui à medida que se afastam da fonte de introdução.

De acordo com Castro, Silva & Araújo (2018) são necessárias mais investigações sobre a caracterização morfológicas e químicas de MPs, detecção de possíveis, bem como efeitos sobre organismos, transferência trófica e padronização de métodos para permitir comparações entre estudos.

Portanto, tendo em vista a importância de avaliar a presença de microplásticos no meio ambiente marinho e a carência de trabalhos no litoral cearense, este trabalho teve como objetivos realizar uma comparação sazonal da quantidade de microplásticos, bem caracterização morfológica e química em amostras de água e sedimento coletadas na costa da cidade de Fortaleza, Brasil.

2.1 MATERIAL E MÉTODOS

Esta pesquisa fez parte do projeto CIRCUNPLACE (Importância da Circulação para o Transporte e Destino de Contaminantes Orgânicos na Plataforma Continental do Ceará) que envolve quatro laboratórios da Universidade Federal do Ceará (Oceanografia Geológica (LOG), Oceanografia Física (LOF), Contaminantes Orgânicos (LACOR) e Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL).

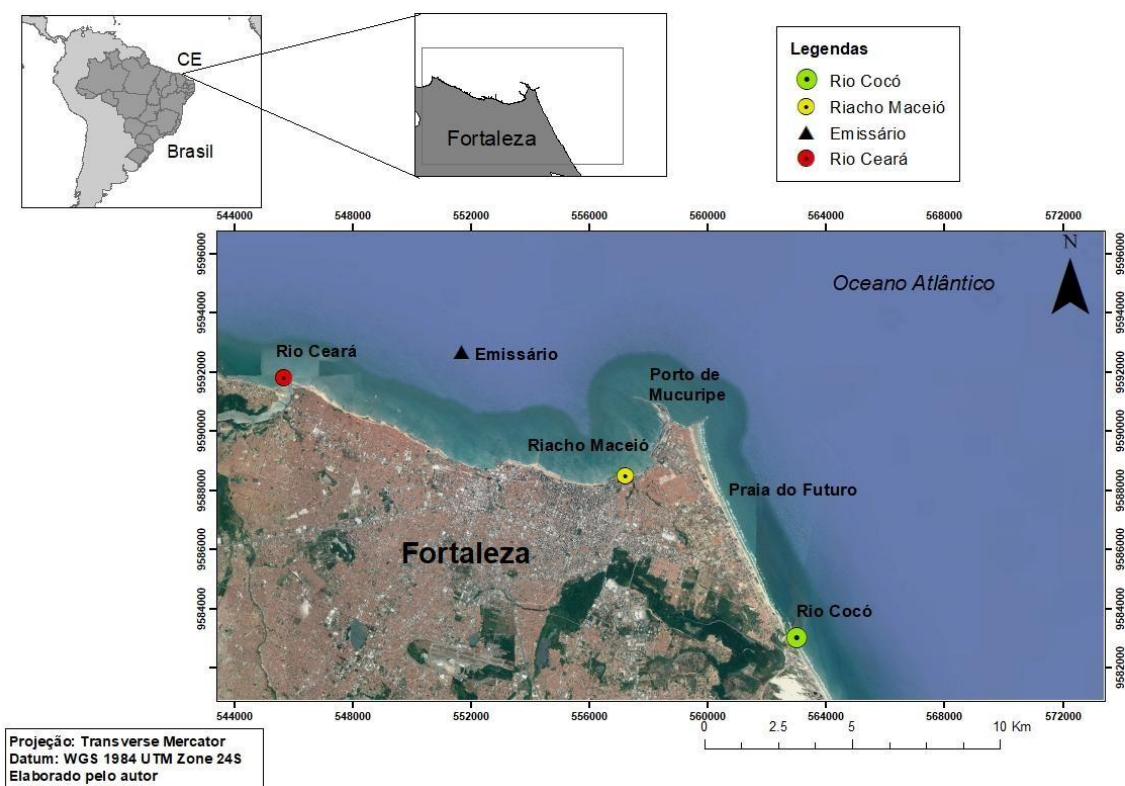
2.1.1 Área de estudo

Plataforma continental interna de Fortaleza

A área de estudo englobou um trecho da plataforma continental do Ceará (PCCE), no Nordeste brasileiro, que está localizada na margem equatorial com profundidade variando entre 10 e 100 m e declividade média 2 m/km (DIAS, 2011). A PCCE, além de ser fonte de recursos minerais, é ambiente de importância ecológica e socioeconômica para o Estado e para o país, uma vez que nela são desenvolvidas atividades como pesca, turismo e lazer (DANTAS et al., 2020).

A plataforma interna de Fortaleza/CE, inserida na PCCE, está localizada na latitude 3° 43' 02" Sul e longitude de 38° 32' 35" Oeste, integrando o setor submerso situado entre a linha de costa até a isóbata com profundidade -20 m. Ela tem aproximadamente 30 km de costa (LOUSADA, 2017) e abrange desde a desembocadura do rio Cocó até a desembocadura do rio Ceará, dois dos principais rios urbanos do município, compreendendo a região do emissário submarino, riacho Maceió e descargas de drenagem fluvial (Figura 1).

Figura 1. Localização da área de estudo que compreende a plataforma continental interna de Fortaleza desde a foz do rio Cocó até a foz do rio Ceará.



Fonte: Regimário Filho.

A orla de Fortaleza é caracterizada por urbanização, intensificada a partir da década de 1970, com valorização para fins habitacionais, comerciais, turísticos, portuários e industriais (PEREIRA LIMA FILHO; PIMENTA DE NOVAES CASTELO BRANCO; SOUZA PINHEIRO, 2019). A região metropolitana de Fortaleza é uma das mais desenvolvidas do Brasil e, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), tinha uma população estimada de 2.424.678 habitantes em 2022 (CENSO 2022) e densidade demográfica de 7,775,43 habitantes/km². Conseqüentemente, existiram impactos antrópicos nesse ambiente, a exemplo da construção do porto de Fortaleza (Mucuripe) que se iniciou em 1939 e foi implementado em 1952, causando erosão nas praias entre o Porto e a foz do rio estuarino Ceará (PINHEIRO; MORAIS; MAIA, 2016).

Os rios Cocó e Ceará limitam Fortaleza a leste e a oeste, respectivamente, e desaguam diretamente no oceano Atlântico, sendo dois exemplos de recursos hídricos urbanos que estão comprometidos pela urbanização acelerada (PEREIRA, S. P., ROSMAN P. C. C., ALVAREZ, C., SCHETINI, C. A. F., SOUZA, R.O., VIEIRA, 2015).

Eles recebem descargas orgânicas originárias de ligações clandestinas de esgoto doméstico e industrial (CAVALCANTE et al., 2009)

O rio Cocó nasce na serra da Aratanha (CE) e drena uma área de 513,84 Km² (PEREIRA LIMA FILHO; PIMENTA DE NOVAES CASTELO BRANCO; SOUZA PINHEIRO, 2019). Ele estende-se na direção sudoeste-nordeste por um longo trecho e deságua no oceano Atlântico, junto à barra do rio Cocó, na praia do Futuro/CE.

A bacia do rio Ceará drena uma área de 575,94 km², desenvolve-se no sentido sudoeste-norte e também deságua no oceano Atlântico (COGERH, 2010a, 2010b). Esgoto doméstico bruto, drenagem urbana e efluentes industriais, tratados ou não, têxteis, plásticos, curtumes, dentre outras indústrias, constituem as principais fontes de poluição do rio Ceará (NILIN et al., 2013).

A área do riacho Maceió, setor oeste-central da orla de Fortaleza sofre menor ação de correntes marinhas, pois está em uma em área abrigada, devido à presença do molhe do complexo industrial do porto do Mucuripe (Morais, 1981). O riacho Maceió corre integralmente na cidade de Fortaleza, tendo sua origem no bairro do Papicu e deságua também no oceano Atlântico e sofre os mesmos problemas urbanos dos rios Cocó e Ceará (Leal, 2014).

O sistema de drenagem de água da chuva (galerias pluviais) da área urbana de Fortaleza deveria receber somente água da chuva, porém existem ligações clandestinas de esgotamento sanitário e de propriedades comerciais ao longo da costa e em vários pontos da cidade. (VIEIRA et al., 2002).

Por fim, o emissário submarino de Fortaleza foi construído na década de 1970, com capacidade de vazão de 4,8 m³/s (PORTO PEREIRA et al., 2015), muito embora, atualmente, a vazão esteja em apenas 2,2 m³/s. Ele foi construído para proteger as praias urbanas da poluição com esgoto não tratado (PEREIRA et al., 2011). Assim como as galerias pluviais, o emissário submarino pode ser fonte de microplásticos do continente para o oceano, principalmente com origem em águas residuais de efluentes domésticos e industriais (MAK et al., 2020).

2.2 Características climáticas e oceanográficas

Fortaleza tem clima tropical, com temperatura média anual e precipitação pluviométrica média de 26,3 °C e 1448 mm, respectivamente. O clima é influenciado pela zona de convergência intertropical (ZCIT) e tipificado como tropical chuvoso, segundo a classificação de Köppen (MARINO; FREIRE; HORN FILHO, 2013; MENEZES et al., 2004).

Sazonalmente, ocorrem dois períodos, chuvoso e seco. A estação chuvosa acontece no verão do hemisfério sul, entre janeiro e junho, com pico em abril (CAVALCANTE et al., 2020). Em 2020, registrou-se em média 523 mm de chuva. Por outro lado, a estação seca ocorre de julho a dezembro e teve 10 mm de precipitação com pico em outubro (FUNCEME, 2020).

Os parâmetros oceanográficos da área (plataforma continental equatorial) estão ligados a padrões de circulação perpendicular e paralela à plataforma (XIMENES NETO; MORAIS; CIARLINI, 2018). O primeiro padrão está relacionado às marés (regime semidiurno e meso-marés) e o segundo, está relacionado à corrente norte do Brasil (CNB) e aos ventos (DE MORAIS et al., 2006).

A plataforma continental equatorial do Nordeste brasileiro é influenciada pela força total da corrente equatorial sul fluindo oeste-leste, combinada com ventos fortes, amplitude moderada e alta das marés e ondas.

A circulação residual da maré na plataforma do Ceará apresenta velocidades máximas maiores na maré sizígia com 0,07 km/h e mais fraca na maré vazante com 0,05 km/h (FREITAS, 2015). Os ventos alísios geram circulações de plataforma com sazonalidade nos fatores oceanográficos.

2.2.1 Coleta de dados e pontos de amostragem

Foram realizados três embarques na plataforma continental interna da cidade de Fortaleza (CE), localizada entre a foz do rio Cocó e a foz do rio Ceará (abrangendo região do riacho Maceió, pontos de drenagem fluvial e emissário submarino). Esses locais foram selecionados por representarem potencialmente o cenário mais crítico de poluição por MPs, pois estão localizados nas proximidades da descarga de rios que drenam áreas mais densamente povoadas de Fortaleza.

Em campo, foram determinados dados de coordenadas geográficas em todos os pontos, com dispositivo de guia de posicionamento global (GPS) GPSMap 426S, Garmin em datum SAD-69 e todos os mapas foram elaborados utilizando o datum

horizontal WSG 1984 e UTM zone 24S (tabelas 1 a 3). A média mensal de direção e velocidade dos ventos e de precipitação em Fortaleza para o período de coleta foi obtida do banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Tabela 1: Coordenadas dos pontos na foz do rio Cocó e riacho Maceió. (Datum SAD-69).

| PONTOS (Rio Cocó) | LONGITUDE (O) | LATITUDE (S) | PONTOS (Riacho Maceió) | LONGITUDE (O) | LATITUDE (S) |
|------------------------------|--------------------------|-------------------------|---------------------------------------|--------------------------|-------------------------|
| C01 | 563508.6128 | 9583185.254 | R01 | 557716.2399 | 9588918.309 |
| C02 | 564016.0125 | 9583433.053 | R03 | 557422.3312 | 9589187.025 |
| C04 | 563456.439 | 9583604.926 | R04 | 557061.2433 | 9588800.745 |
| C05 | 564009.1974 | 9583874.878 | R05 | 557304.7677 | 9589665.676 |
| C06 | 564698.3314 | 9584211.432 | R06 | 556507.0154 | 9588616.002 |
| C08 | 563724.2642 | 9584180.878 | R07 | 556666.5658 | 9589220.615 |
| C09 | 563157.5445 | 9583904.108 | R08 | 556809.3215 | 9589741.253 |
| C10 | 562982.0104 | 9584263.535 | R09 | 557063.7437 | 9590643.443 |
| C11 | 563401.1362 | 9584468.224 | R10 | 556431.5699 | 9589836.413 |
| C12 | 564089.7957 | 9584804.546 | R11 | 556270.1638 | 9589298.393 |
| C16 | 562420.5303 | 9584876.149 | R13 | 555705.2426 | 9588706.571 |
| C17 | 563017.8462 | 9585171.342 | R14 | 555893.5497 | 9589405.997 |
| C18 | 563729.0924 | 9585518.694 | R15 | 556108.7578 | 9590226.478 |

Fonte: Regimário Filho.

Tabela 2: Coordenadas dos pontos na desembocadura do rio Ceará e área de descarte do emissário submarino (Datum SAD-69).

| PONTOS (Rio Ceará) | LONGITUDE (O) | LATITUDE (S) | PONTOS (Emissário) | LONGITUDE (O) | LATITUDE (S) |
|-------------------------------|--------------------------|-------------------------|-------------------------------|--------------------------|-------------------------|
| B01 | 547146.831 | 9595054.659 | E01 | 551805.884 | 9591967.901 |
| B02 | 546735.9732 | 9593543.15 | E02 | 551957.6169 | 9592501.087 |
| B03 | 546331.206 | 9592023.107 | E03 | 552105.1896 | 9593019.655 |
| B04 | 546106.9843 | 9592740.616 | E04 | 551729.5342 | 9593161.009 |
| B05 | 546555.4278 | 9594422.28 | E05 | 551584.6513 | 9592651.894 |
| B06 | 546359.8175 | 9595199.344 | E06 | 551366.4368 | 9591885.092 |
| B07 | 545501.5856 | 9592056.74 | E08 | 551191.833 | 9592732.938 |
| B09 | 545502.8448 | 9593525.375 | E10 | 550957.8666 | 9593372.184 |
| B10 | 545602.4854 | 9595453.7 | E11 | 550802.7452 | 9592827.09 |
| B11 | 545154.0419 | 9593760.825 | E16 | 550195.063 | 9593614.507 |
| B12 | 544750.4427 | 9592280.962 | E17 | 550026.3463 | 9593021.64 |
| B13 | 544827.174 | 9595603.779 | E18 | 549817.6364 | 9592288.237 |
| B16 | 543606.9118 | 9592650.928 | | | |
| B17 | 543932.0334 | 9593839.303 | | | |
| B18 | 544447.7434 | 9595711.555 | | | |

Fonte: Regimário Filho.

Tabela 3: Coordenadas dos pontos localizados na drenagem (Datum SAD-69).

| PONTOS (Drenagem) | LONGITUDE (O) | LATITUDE (S) |
|------------------------------|--------------------------|-------------------------|
| D01 | 554955.1 | 9588914 |
| D02 | 555426.5 | 9590648 |
| D03 | 554365.9 | 9591372 |
| D04 | 553827.2 | 9589284 |
| D05 | 553608.4 | 9591523 |
| D06 | 553052.9 | 9589436 |
| D07 | 551790.3 | 9589368 |
| D08 | 552632 | 9592533 |
| D09 | 551049.6 | 9589654 |
| D10 | 550662.4 | 9589772 |
| D11 | 549265.2 | 9590631 |
| D12 | 549214.7 | 9593543 |
| D13 | 548524.5 | 9590967 |
| D14 | 547396.6 | 9591388 |
| D15 | 547918.5 | 9593392 |
| D16 | 548373 | 9594940 |
| D18 | 547345 | 9594282 |

Fonte: Regimário Filho.

Os pontos de amostragem de microplásticos na água superficial e no sedimento estão apresentados nas Figuras 2 e 3.

Figura 2 - Pontos de amostragem de microplásticos na água superficial e no sedimento próximos à foz do rio Cocó.

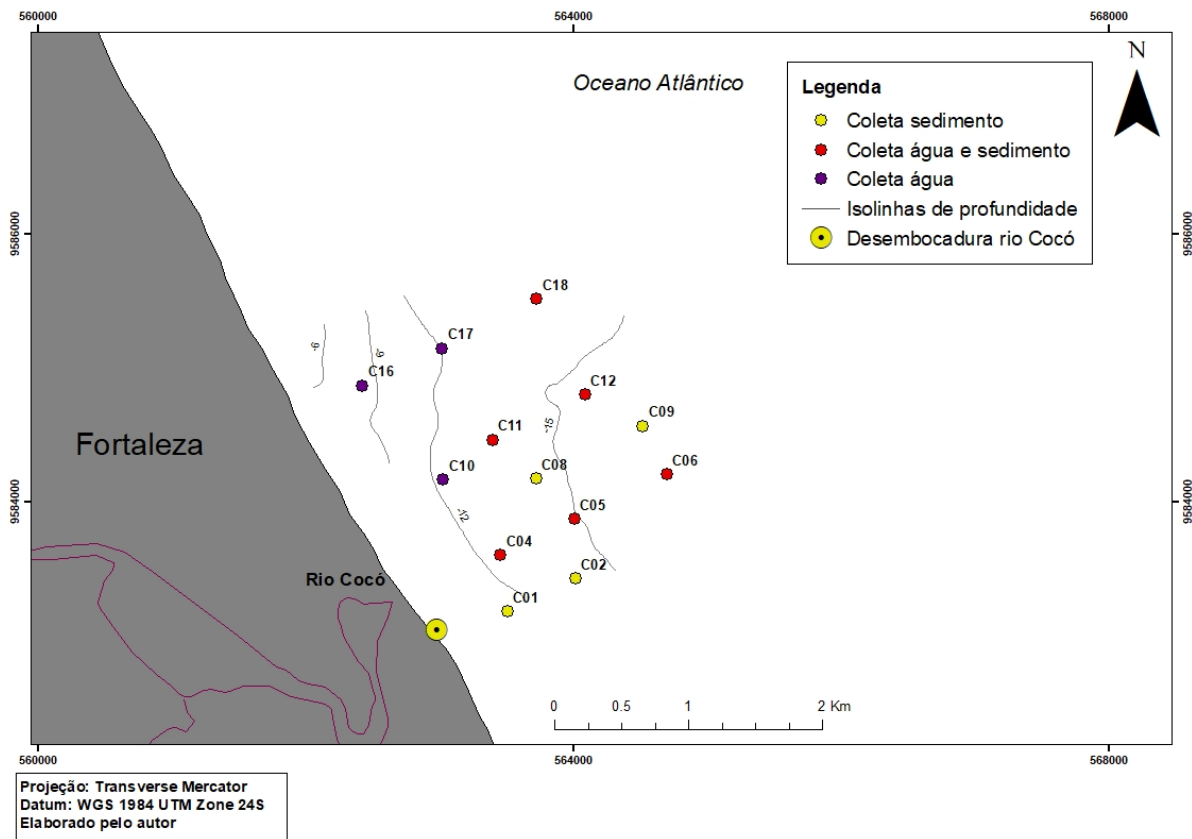
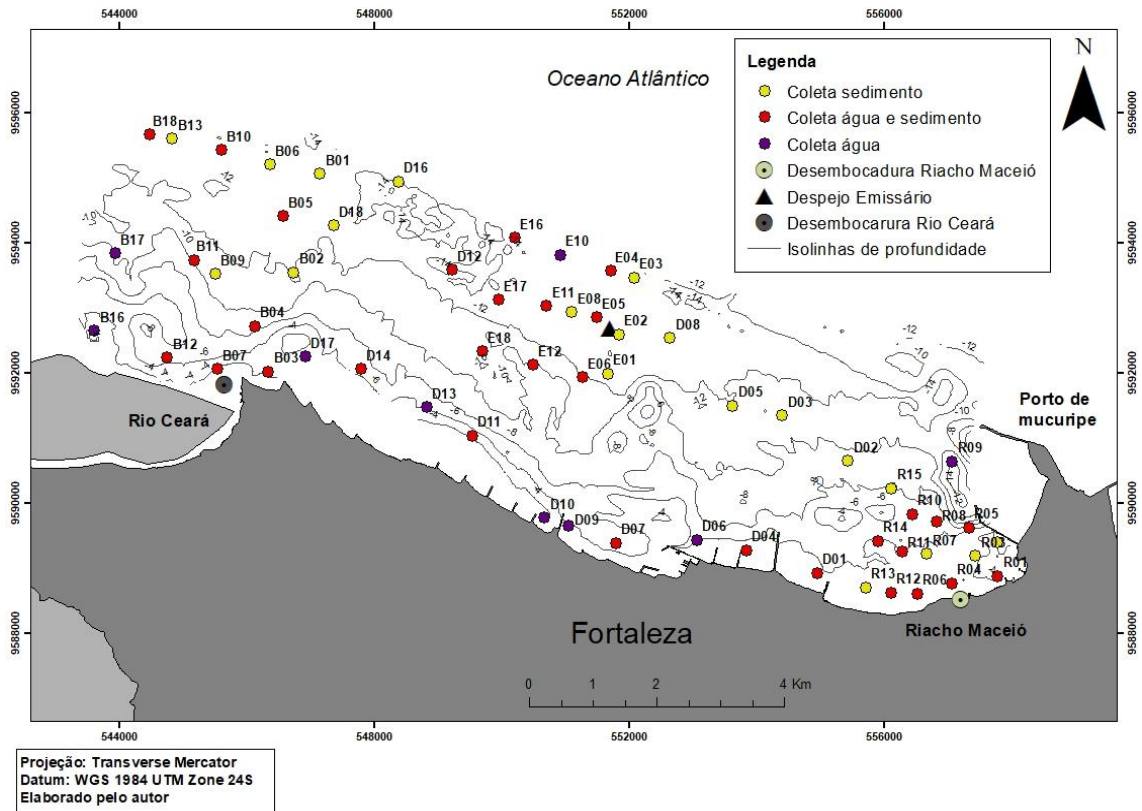


Figura 3 - Pontos de amostragem de microplásticos na água superficial e sedimento no riacho Maceió, drenagem fluvial, emissário submarino e foz do rio Ceará.



2.3 Coleta de água superficial e sedimento de fundo

A coleta de microplásticos na água superficial e no sedimento de fundo da plataforma continental interna de Fortaleza aconteceu a bordo de embarcações, sendo o primeiro embarque em abril/2018, o segundo em novembro e dezembro/2018 e o terceiro em janeiro/2020. As coletas foram realizadas em dois períodos distintos: chuvoso e seco. Cada embarque teve duração de cinco dias e em todas as áreas foram coletadas amostras de água superficial do mar e de sedimento de fundo. As amostragens de microplásticos na água superficial e no sedimento ocorreram nas datas apresentadas na Tabela 4. A quantidade de pontos coletados em cada área, tanto para água quanto para sedimento, está na Tabela 5.

Tabela 4. Data de amostragem de microplásticos na água superficial e no sedimento na plataforma continental interna de Fortaleza nas cinco áreas de coleta.

| Área de coleta | Data (2018) | Data (2018) | Data (2020) |
|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| Foz rio Cocó | 09/abril | 03/dezembro | NC |
| Foz rio Ceará | 10/abril | 26 e 28/novembro | 06/janeiro |
| Emissário submarino | 11/abril | 07/dezembro | 07 e 08/janeiro |
| Drenagem pluvial | 11 e 12/abril | 27/novembro | 08/janeiro |
| Riacho Maceió | 13/abril | 26/novembro | 10/janeiro |

NC: Não coletado por motivos operacionais.

Tabela 5. Quantidade de pontos de amostragem de microplásticos na água superficial e sedimento na plataforma continental interna de Fortaleza em cada área de coleta.

| Área de coleta | Quantidade de pontos Abril/2018 | | Quantidade de pontos Novembro- Dezembro/2018 | | Quantidade de pontos Janeiro/2020 | |
|---------------------------|------------------------------------------------|-----------------------|-----------------------------------------------------------------|------------------|----------------------------------------------|-----------------------|
| | Água | Sediment o | Água | Sedimento | Água | Sediment o |
| Foz do rio Cocó | 9 | 10 | 9 | 10 | NC | NC |
| Foz do rio Ceará | 10 | 14 | 10 | 14 | 10 | 14 |
| Emissário submarino | 9 | 12 | 9 | 12 | 9 | 9 |
| Drenagem pluvial | 11 | 12 | 11 | 12 | 7 ^a | 8 ^a |
| Riacho Maceió | 10 | 14 | 10 | 14 | 10 | 14 |

Nota: ^aDevido ao calado do barco, não foi possível atingir alguns pontos.

NC: Não coletado por motivos operacionais.

A coleta da água superficial (~0,3 m de profundidade) foi realizada com rede de plâncton (malha 0,3 mm, 3 m de comprimento, 0,6 m de diâmetro e área da boca 0,0785 m²), rebocada horizontalmente na popa da embarcação e arrastada em superfície por dez minutos a uma velocidade média de 5,5 km/h (OLIVATTO et al., 2019; ROSE; WEBBER, 2019; STIFANESE et al., 2018) (Figura 4).

Figura 4. Amostragem de microplásticos com a rede plâncton (malha 0,3 mm) e armazenagem de amostras em frascos pré-condicionados.



Legenda: A: arrasto de rede plâncton na embarcação SELMA; B: arrasto de rede de plâncton no barco Argo Equatorial; C: armazenagem de amostras de água. Fonte: Próprio autor

O fluxo de água foi registrado em fluxômetro *G.O. Environmental* instalado na boca da rede, possibilitando o cálculo do volume total de água filtrada (DA CUNHA LANA, P., BIANCHINI, A., DE OLIVEIRA RIBEIRO, C. A., NIENCHESKI, L. F. H., FILLMANN, G., & SANTOS, 2006; OLIVATTO et al., 2019) usando a Equação (1):

$$V = A \times R \times C$$

Eq.(1)

No qual,

V = volume de água filtrada em m³;

A = área da boca da rede em m²;

R = número de rotações do fluxômetro durante o arrasto (Fluxo final – Fluxo inicial);

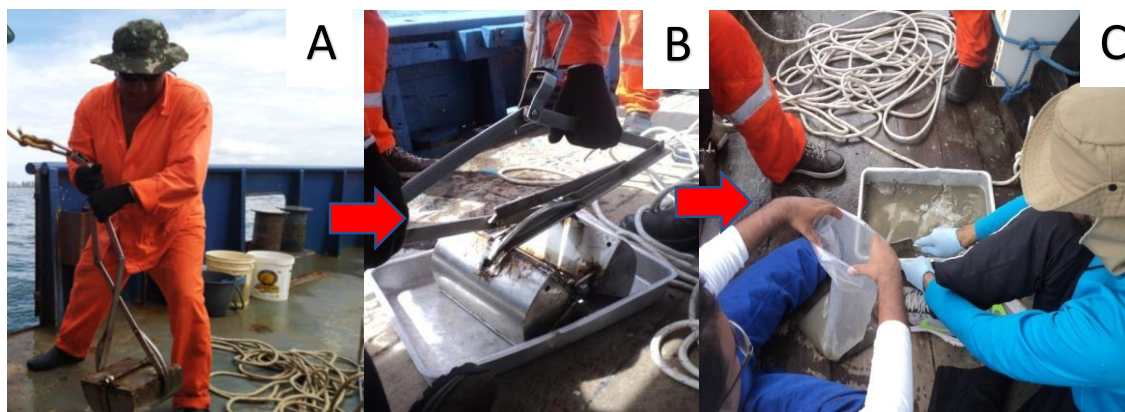
C = fator de correção da vazão fornecido pelo fabricante do equipamento

(m/revolução) (0,3).

Após o arrasto, o material retido no copo da rede foi transferido para frascos plásticos devidamente identificados, sendo levado ao Laboratório de Efluentes e Qualidade da Água (EQUAL), do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), da Universidade Federal do Ceará (UFC), e armazenados em refrigerador a 6 °C até posterior análise e separação dos microplásticos da água.

As coletas de sedimento foram realizadas com uma draga de amostragem pontual de fundo do tipo *Van Veen* (LECHTHALER et al., 2020), lançada da embarcação na água em profundidades entre quatro metros a quinze metros e coletando entre um e dois quilogramas. Os sedimentos foram armazenados em sacos plásticos e devidamente etiquetados. As amostras foram levadas para o Laboratório de Oceanografia Geológica, do LABOMAR/UFC, onde foram acondicionadas em freezer a -16 °C até o processamento para separação dos microplásticos do sedimento (Figura 5).

Figura 5: Etapas em campo para coleta de sedimento de fundo com draga *Van Veen*.



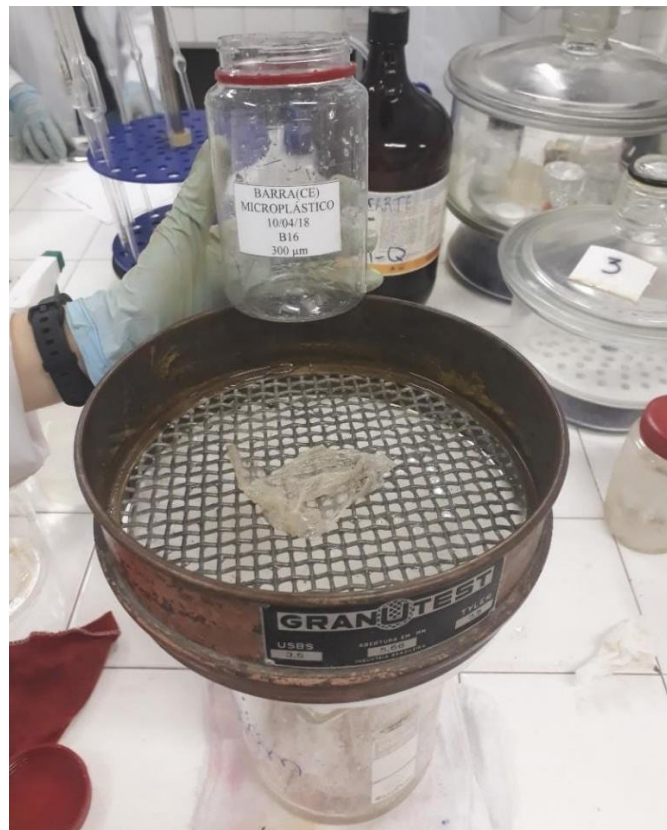
Legenda: A: retirada da draga da água; B: abertura da draga para armazenagem do sedimento; C: Armazenagem de amostras de sedimento em sacos plásticos. Fonte: Próprio autor

2.3.2 Análise de microplástico

- Microplásticos em água superficial

O procedimento em laboratório foi feito com base nos Métodos Laboratoriais para a Análise de Microplásticos no Meio Ambiente Marinho da Administração Oceânica e Atmosférica Nacional (NOAA) (MASURA et al., 2015). O procedimento de amostragem está ilustrado abaixo no Fluxograma 1. Cada amostra foi filtrada em uma peneira de 5,6 mm (Figura 6), para separar microplástico de macroplástico e, em seguida, em uma peneira de 0,3 mm para separar as frações menores e maiores que 0,3 mm.

Figura 6 - Separação de microplásticos < 5,6 mm em laboratório.



Fonte: Próprio autor.

O material retido na peneira de 0,3 mm foi colocado em um béquer, pesado previamente, e posteriormente levado à estufa Olidef cz a 90 °C, por 24 h (ou até que a amostra secasse totalmente). Foi feito o mesmo procedimento para as frações < 0,3 mm.

Após retirar o béquer da estufa, ele foi novamente pesado e, subtraiu-se o valor final (Vf) do valor inicial (Vi), obtendo a massa total (matéria orgânica e microplástico) de sólidos em cada amostra.

A cada amostra, foram adicionados 20 mL de solução de Fe (II) 0,05 M (preparada com 7,5 g de sulfato de ferro SYNTH, 500 mL de água e 3 mL de ácido sulfúrico P.A SYNTH concentrado) e, em seguida, 20 mL de peróxido de hidrogênio NEON 35% (peróxido úmido WPO) para digestão da matéria orgânica (MO) por 30 min. As amostras, compostas por MO e microplásticos, repousaram em temperatura ambiente por cinco minutos até seguir para próxima etapa (MASURA et al., 2015) (Figura 7). Então, as amostras foram aquecidas em chapa aquecedora Tecnal TE-038 a 75 °C por 30 min.

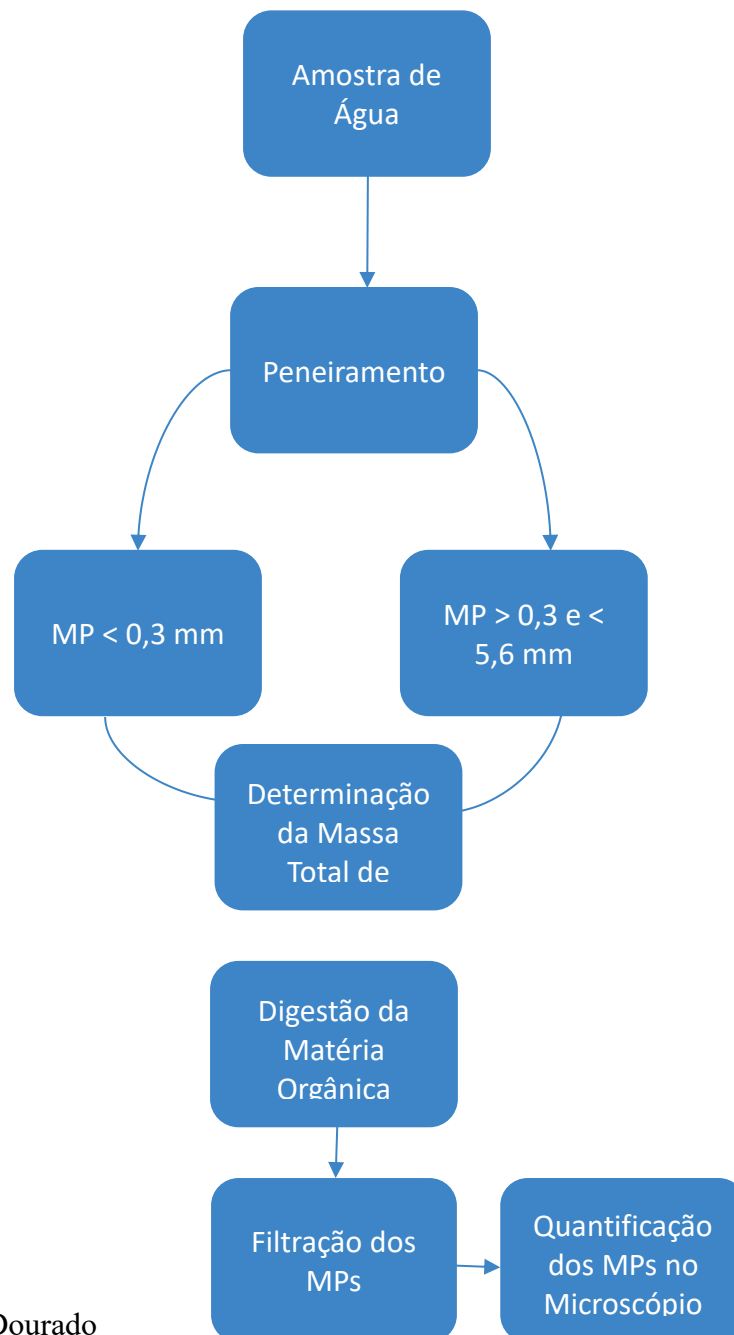
Figura 7 - Amostras durante o processo de oxidação da matéria orgânica com sulfato de ferro II e peróxido de hidrogênio.



Fonte: Próprio autor.

Após esse procedimento, os detritos plásticos permaneceram inalterados. Em seguida, as partículas de plástico foram filtradas em filtros de fibra de vidro *millipore* ($\Phi = 47$ mm), quantificadas em microscópio óptico Zeiss com ampliação de dez vezes e caracterizadas quanto à cor (vermelha, azul, verde, roxo, preto, branca/transparente, rosa, amarela) e forma (fibras e fragmentos). A caracterização dos MPs coletados é uma etapa primordial, pois suas características físicas podem auxiliar na identificação de possíveis fontes, seu comportamento e destino no meio ambiente, como ajuda na compreensão dos mecanismos de interação com biota e bioma do local (FAHRENFELD et al., 2019). Os filtros foram pesados antes e após filtragem para

determinação da massa de microplásticos menores e maiores que 0,3 mm. Os filtros foram devidamente guardados em placas de Petri cobertas com papel alumínio para posterior análise de composição polimérica. Fluxograma 1. Análise de microplásticos em água superficial da plataforma continental interna de Fortaleza.



Fonte: Camila Dourado

- Microplásticos em sedimento de fundo

O procedimento em laboratório também foi realizado de acordo com Métodos Laboratoriais para a Análise de Microplásticos no Meio Ambiente Marinho da Administração Oceânica e Atmosférica Nacional (NOAA) com adaptações (MASURA et al., 2015). O procedimento de amostragem está ilustrado abaixo no Fluxograma 2. Este método é aplicável para a determinação de muitos plásticos comuns, incluindo polietileno (0,91 a 0,97 g/mL), polipropileno (0,94 g/mL), cloreto de polivinila (1,4 g/mL) e poliestireno (1,05 g/mL).

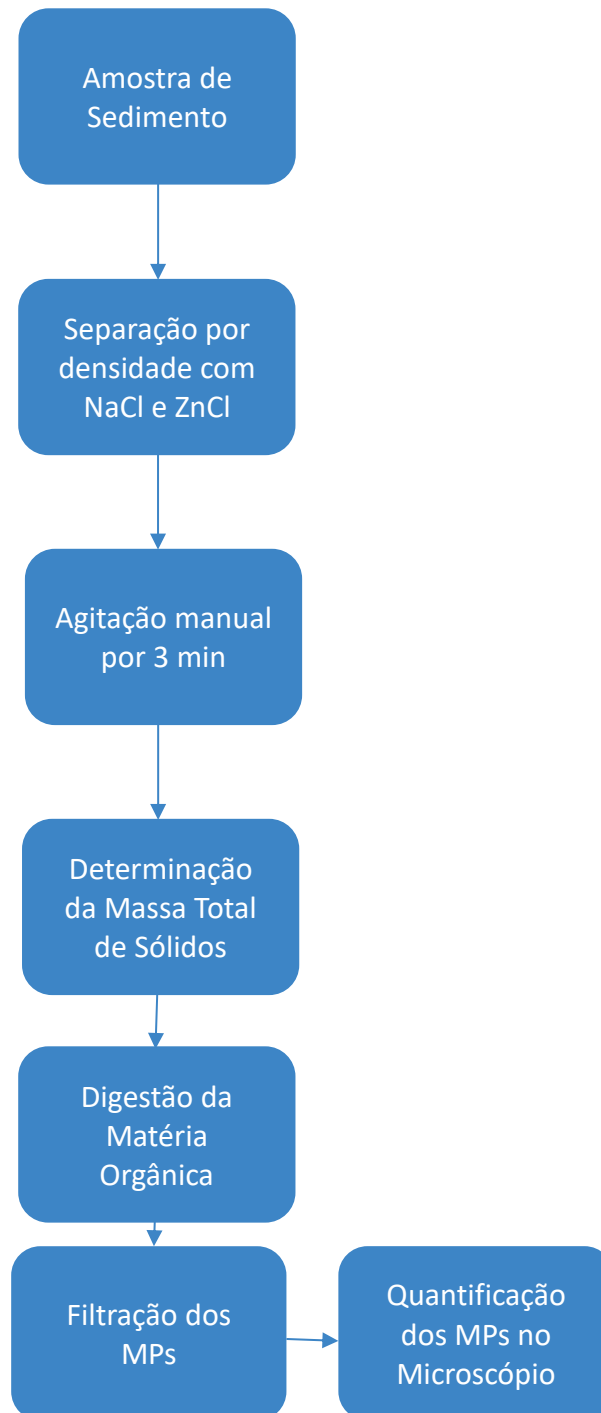
De acordo com Masura et al. (2015), detritos microplásticos são operacionalmente definidos por este método como qualquer material sólido no intervalo de tamanho apropriado que é resistente à oxidação com peróxido úmido e flota em NaCl ($d = 1,15$ g/mL). Ao invés de utilizar apenas o NaCl, também foi utilizado o $ZnCl_2$ (1,5 a 1,7 g/mL) para diversificar os tipos de plásticos encontrados, pois as densidades variam entre os tipos de polímeros que podem ser encontrados neste estudo.

Portanto, para a separação de microplásticos em sedimentos, pesou-se 400 g de sedimento úmido e em seguida colocou-se em um béquer. Depois, foram adicionados 300 mL de solução concentrada de cloreto de sódio (NaCl) na amostra (MASURA et al., 2015), que foi agitada manualmente por três minutos. O sobrenadante foi filtrado em peneira de 0,3 mm.

Posteriormente, acrescentou-se uma solução de cloreto de zinco (VAN CAUWENBERGHE et al., 2015) nas amostras, que foi novamente agitada por 3 min e o sobrenadante removido

O material retido na peneira de 0,3 mm foi pesado, colocado em placa de petri, e posteriormente levado à estufa Olidef cz a 90 °C, por 24 h (ou até que a amostra secasse). Depois, o procedimento foi o mesmo realizado para as amostras de água.

Fluxograma 2. Análise de microplásticos em amostra de sedimento de fundo da plataforma continental interna de Fortaleza.



Fonte: Camila Dourado

2.4 Concentração de microplásticos na água e no sedimento de fundo

A concentração de microplásticos encontrados na água foi calculada de acordo com Wang *et al.* (2017) e Desforges *et al.* (2014), conforme a equação (2):

$$a = \frac{\text{número de itens plásticos}}{\text{volume de água filtrada (m}^3\text{)}} \quad \text{Eq.(2)}$$

No qual a é a concentração, em itens/m³.

Enquanto que a concentração de microplásticos encontrados no sedimento de fundo foi calculada de acordo com Kanhai *et al.* (2019), conforme a equação (3):

$$a = \frac{\text{número de itens plásticos}}{\text{massa de sedimento utilizado (kg)}}$$

No qual a é a concentração, em itens/kg.

2.5 Estimativa da massa total de microplásticos

Para estimar a massa total de microplásticos, primeiramente foi determinada a massa total de sólidos. Em seguida, o peso do filtro com microplásticos foi aferido em uma balança analítica Tecnal Mark 210a de precisão 0,1 mg. Logo após, subtraiu-se o peso do filtro para obter-se a massa total de MP (MASURA *et al.*, 2015). As fórmulas estão representadas nas equações 4 e 5:

$$d = c - b \quad \text{Eq.(4)}$$

No qual, c é a massa do béquer/placa com MO e MP (g); b é o massa do béquer/placa de petri vazio (g); d é a massa total de sólidos (MO + MP) em gramas.

$$g = f - e \quad \text{Eq.(5)}$$

No qual, f é o peso do filtro com MP (g); e é o peso do filtro (g); g é a

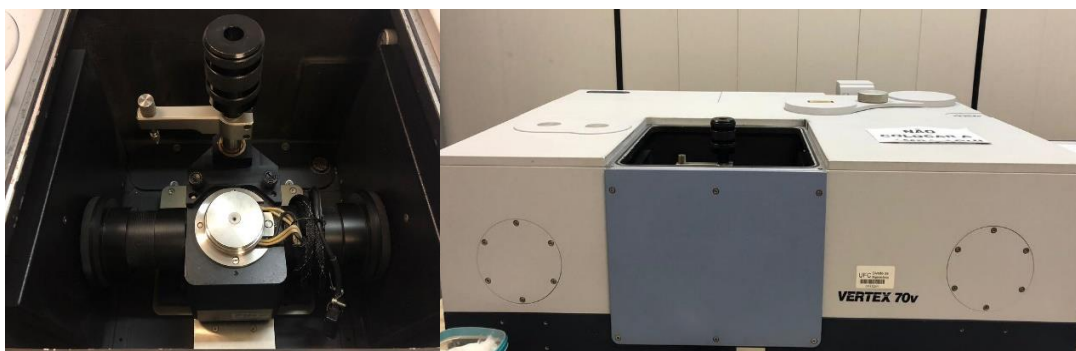
massa total de MP em gramas.

2.6 Análise da composição polimérica

A espectroscopia de infravermelho transformada de Fourier (FTIR-ATR) foi utilizada para identificar qualitativamente os microplásticos (YU et al., 2019) na água do mar e no sedimento de fundo da plataforma continental interna de Fortaleza.

Para a análise, utilizou-se um espectrofotômetro *Bruker Vertex 70* (Figura 8) realizada no Departamento de Física da Universidade Federal do Ceará. Os espectros variaram de 1000 a 35000 cm^{-1} e foram registrados com resolução de 4 cm^{-1} e 64 varreduras por amostra.

Figura 8. Equipamento espectrofotômetro *Bruker Vertex 70* utilizado para analisar a composição dos polímeros dos microplásticos coletados.



As amostras tanto de água quanto de sedimento selecionadas para essa análise foram escolhidas de forma que as amostras de água e sedimento tivessem alguns pontos em comum. Os pontos analisados estão na Tabela 6.

Tabela 6. Amostras de água superficial e sedimento selecionadas para análise de composição polimérica.

| Área de coleta | Pontos analisados | |
|---------------------|--------------------|------------------|
| | Água | Sedimento |
| Foz do rio Cocó | C4, C12, C16, C18 | C4, C12, C18 |
| Foz do rio Ceará | B5, B7, B10, B16 | B5, B7, B10 |
| Emissário submarino | E6, E10, E16, E18 | E6, E16, E18 |
| Drenagem pluvial | D1, D7, D11, D14 | D1, D7, D11, D14 |
| Riacho Maceió | R01, R08, R12, R14 | R01, R08, R12 |

As amostras com os microplásticos previamente filtradas nos filtros de fibra de vidro *millipore* e armazenadas em laboratório foram levadas ao departamento de Física da UFC e devidamente analisadas no equipamento descrito.

Os dados foram armazenados no computador para identificação dos tipos de polímeros mais comuns (PE, PET, PP, PS, PA e PVC) usando o banco de dados do software *knowItAll® QC Expert da Bio-Rad* e no site www.taobao.com (DANTAS et al., 2020; YU et al., 2019).

Utilizou-se o FTIR para confirmar cada tipo de resina. Dessa forma, foi possível confirmar os tipos de polímero encontrados nas amostras de água e de sedimento.

2.7 Prevenção de contaminação durante análise em laboratório

Para evitar a contaminação de fontes externas (ar, água), foram utilizados materiais metálicos e de vidro durante o procedimento de coleta e em laboratório (BARRETT et al., 2020). Todos os recipientes foram lavados com água destilada devidamente filtrada antes do uso. Antes da análise, as superfícies de trabalho foram limpas com álcool etílico 70% e papel toalha. Não foram utilizadas luvas durante a coleta e análise em laboratório, pois o material delas tende a fixar peças como fibras, que são

imperceptíveis. Os pesquisadores atentaram-se a usar jalecos de algodão.

As amostras foram sempre cobertas com papel alumínio, em cada etapa do procedimento para evitar contaminação por partículas presentes no ar. As placas de Petri, béquer, como toda a vidraria, eram sempre lavadas com água destilada para evitar contaminação por fibras ou fibras. As análises foram realizadas com o mínimo de pesquisadores possível, normalmente, dois ou no máximo três.

Além das medidas de prevenção de contaminação supracitadas, também foram realizados dois tipos de controle para monitorar a eventual contaminação por microplásticos suspensos no ar, nos equipamentos e reagentes empregados nos processos. Também foram realizados brancos do processo e do ar. Para o branco do processo, uma amostra de água ultrapura previamente filtrada foi submetida ao mesmo protocolo de tratamento da amostra original. Para o branco do ar, um filtro de membrana de vidro úmido foi colocado em uma placa de Petri e exposto ao ar em todo momento em que a amostra era manipulada. Ao final dos processos, os brancos foram submetidos ao mesmo processo de caracterização visual que sua respectiva amostra.

2.8 Tratamento estatístico

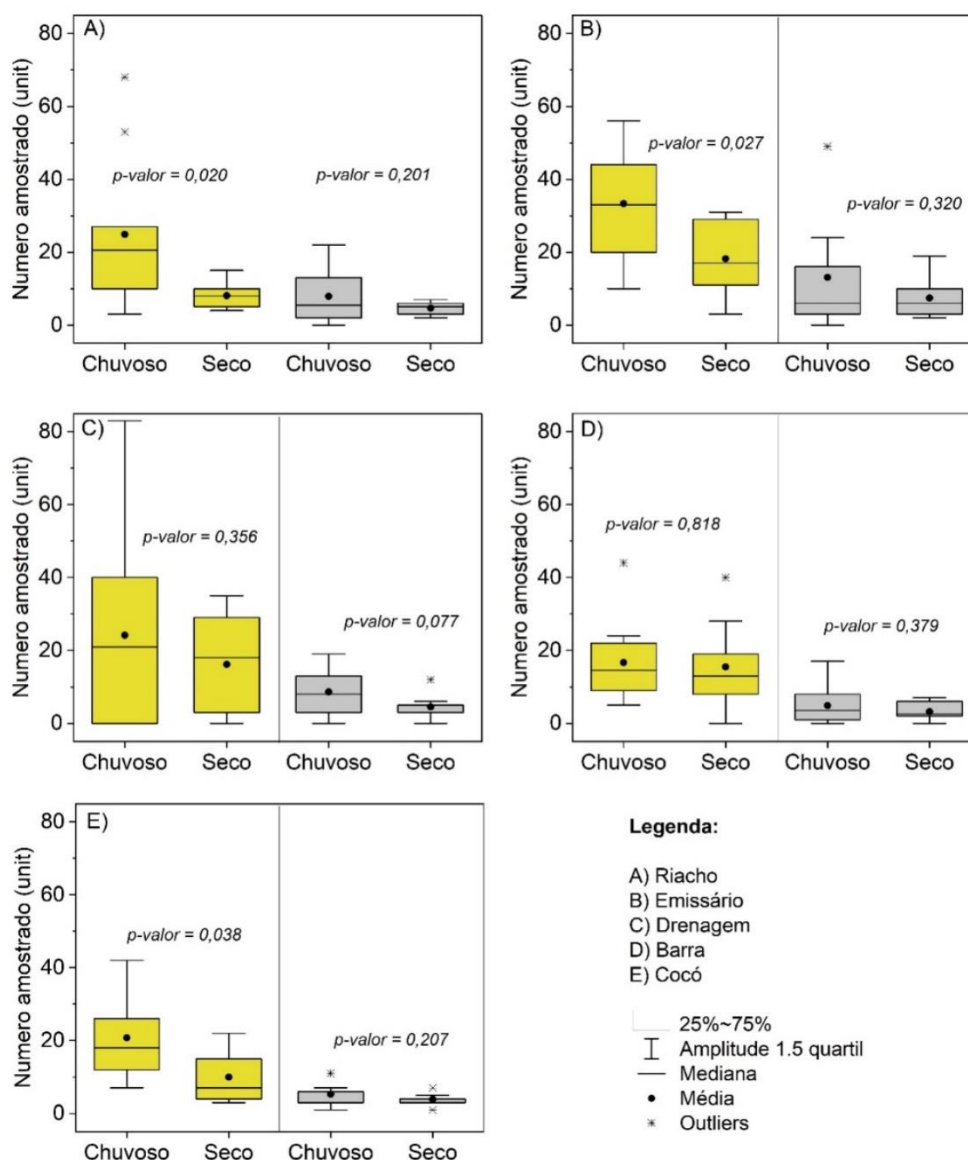
À fim de comparação de sazonalidade, um teste *t-student* foi aplicado para amostras coletadas apenas no mesmo ano (2018). O teste teve finalidade de avaliar a comparação de médias para a quantidade de material encontrado em cada amostra entre o período chuvoso (Abril/2018) e o período seco (Novembro/2018) tanto para amostras de água quanto para sedimento sob nível de significância de 95% (valores de $p > 0,05$ para igualdade de médias). Também foram realizados testes estatísticos para a concentração dos microplásticos no sedimento no período seco e chuvoso para os meses de abril e novembro.

2.9 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.9.1 Análise na variância da quantidade de microplásticos na água e sedimento

O teste de comparação de médias de quantidade de microplásticos para as áreas de coleta nas amostras de água e sedimento entre o período chuvoso e seco estão representados pelo p-valor definido de acordo com o teste-T aplicado nas figuras 9 e 10.

Figura 9 – Box-Plot dos dados de quantidade de partículas MP >0,3 (amarelo) e MP <0,3 (cinza) para as amostras coletadas nos pontos de água superficial para os meses de abril/2018 e novembro/2018 no período chuvoso e seco.

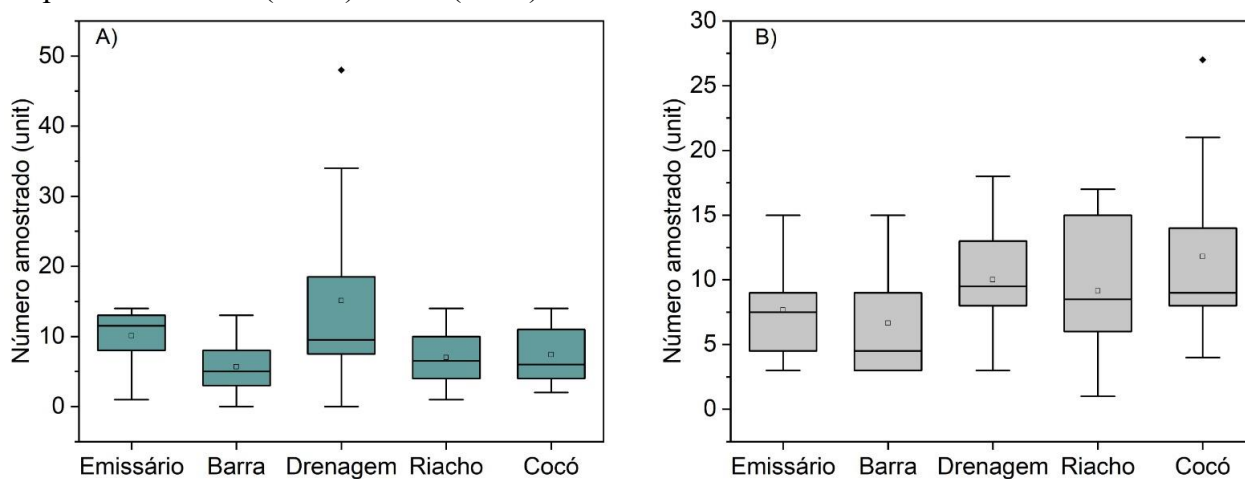


Nota: (A) Emissário; (B) Drenagem; (C), Barra (D); (E) Cocó no período chuvoso e seco.

Ao observar os resultados, não houve diferença significativa a (significância de 95%) para todas as áreas de coleta com tamanho < 0,3 mm entre as médias do período

chuvoso e seco. Por outro, lado, para malha $> 0,3$ mm, houve diferença significativa entre o período seco e chuvoso para as áreas do Riacho Maceió, Emissário submarino e Rio Cocó.

Figura 10 – Box-Plot dos dados de quantidade de partículas para as amostras coletadas nos pontos de sedimento de fundo para os meses de abril/2018 e novembro/2018 no período chuvoso (verde) e seco (cinza).



a) Nota: (A) Período Seco; (B) Período chuvoso

Ao contrário da água, nas amostras de sedimento, não houve diferença significativa a (significância de 95%) para todos as áreas de coleta, portanto não há diferença estatisticamente entre o período chuvoso e seco. Sendo assim, a falta de diferença estatisticamente significativa nas amostras de sedimento sugere uma estabilidade notável nas propriedades do sedimento ao longo dos períodos chuvoso e seco. Esse resultado pode significar que os processos de transporte e sedimentação dos MPs podem desempenhar um papel importante na homogeneização das características do sedimento ao longo do tempo onde ser que as flutuações sazonais nos níveis de água não tenham um impacto significativo nas propriedades do sedimento estudado, como o tipo de grão (grosso, médio, fino ou muito fino). Isso pode estar relacionado à natureza do sistema hidrológico local.

Apesar da falta de diferença estatística, a exploração mais aprofundada desses resultados pode ser explorada. Os ecossistemas aquáticos e as interações entre a água e o sedimento são sistemas complexos. Os resultados ressaltam a necessidade de considerar múltiplas variáveis e abordagens para uma compreensão abrangente.

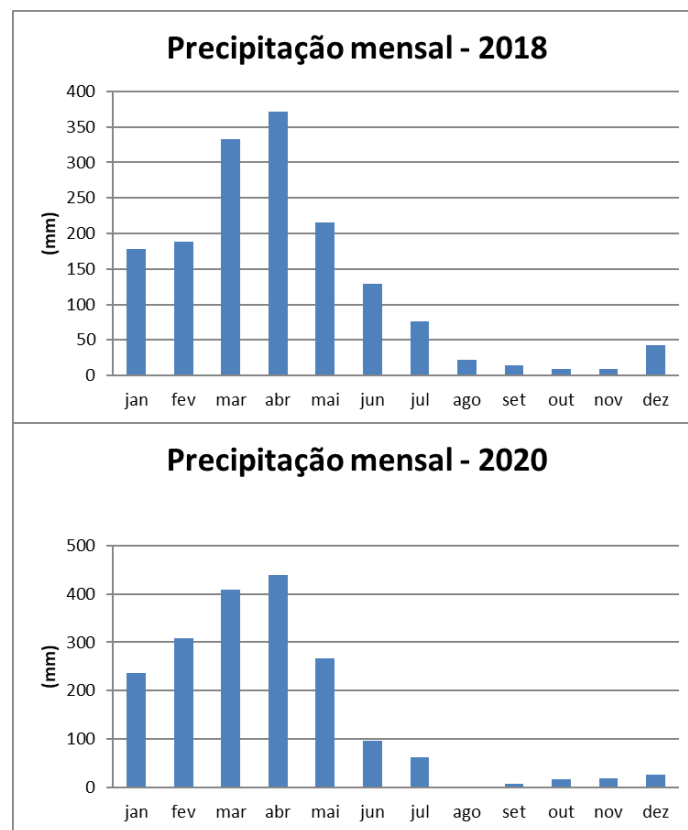
2.9.1 Dados de precipitação e velocidade média do vento nos anos de 2018 e 2020

Dados de precipitação são importantes para auxiliar na interpretação dos

dados. Os primeiros seis meses do ano no litoral fortalezense são os mais chuvosos. Esperado para o clima local, com precipitações chegando à máxima de 372 mm no mês de abril/2018 e 439 mm em abril/2020. Nota-se que os meses de abril foram os mais chuvosos em ambos anos.

No segundo semestre, há uma decadência acentuada na quantidade de precipitação, sendo os meses de outubro e novembro os mais secos, com menos de 9 mm/mês em 2018 e agosto e setembro em 2020 (Figura 11). Os meses de maior evaporação são os mesmos do período mais seco do ano, e os de menor são observados no período de maior pluviosidade

Figura 11. Precipitação mensal média no litoral fortalezense nos anos de 2018 e 2020.



A precipitação pode influenciar a quantidade e a distribuição dos microplásticos presentes nas águas superficiais de algumas formas: I) Transporte e escoamento de microplásticos: A chuva pode carregar os microplásticos presentes em áreas urbanas e terrestres, levando-os para sistemas aquáticos, como oceanos, podendo ser um dos principais dispersantes (NOLASCO et al., 2022) . O escoamento pluvial pode transportar partículas de microplásticos de fontes terrestres, como resíduos plásticos nas ruas, para os corpos d'água, aumentando a concentração de microplásticos nas águas superficiais (HORTON et al., 2017).

II) Lavagem dos microplásticos: Durante a estação chuvosa, grandes quantidades de água são descarregadas e o fluxo rápido pode drenar ou arrastar os microplásticos que estejam depositados em superfícies, como praias, calçadas e áreas urbanas, transportando-os para o sistema de drenagem e, conseqüentemente, para rios e mares (YAN et al., 2021). III) Degradação de microplásticos: A chuva pode influenciar a degradação física dos microplásticos expostos em superfícies terrestres e aquáticas, levando a fragmentação em partículas menores. A degradação dos microplásticos pode afetar suas propriedades físicas e químicas, influenciando suas interações com o ambiente aquático e a vida marinha (CAI et al., 2018; VAN CAUWENBERGHE et al., 2013b).

As informações sobre a precipitação são essenciais para entender a dinâmica de transporte e distribuição de microplásticos em ecossistemas aquáticos. Estudos hidrológicos, acompanhados por dados de precipitação, podem fornecer *insights* importantes sobre como os microplásticos são introduzidos e dispersos nas águas superficiais, além de auxiliar na elaboração de estratégias efetivas de monitoramento e gerenciamento da poluição por microplásticos.

De acordo com Silva (2016), a direção dos ventos e velocidade dos ventos é um dos principais fatores responsáveis pelo acúmulo/transporte de microplásticos. Porém, neste trabalho, observa-se que a velocidade também pode exercer um papel importante no transporte, principalmente quando há grande variação nas velocidades.

Na tabela abaixo, observa-se as velocidades médias para cada mês/ano de coleta.

Tabela 7. Velocidade média mensal na cidade de Fortaleza nos anos de 2018 e 2020.

| Mês | 2018 | 2020 |
|------------|-------------------------|-------------------------|
| | Velocidade (m/s) | Velocidade (m/s) |
| Janeiro | 1,96 | 1,70 |
| Fevereiro | 1,45 | 1,40 |
| Março | 1,71 | 1,10 |
| Abril | 1,54 | 1,30 |
| Maio | 1,60 | 1,65 |
| Junho | 2,11 | 1,95 |
| Julho | 2,30 | 2,30 |
| Agosto | 2,80 | 3,00 |
| Setembro | 2,90 | 3,30 |
| Outubro | 2,95 | 3,10 |
| Novembro | 3,10 | 3,20 |
| Dezembro | 2,20 | 3,25 |

Fonte: INMET (2023)

2.9.2 Quantidade de microplásticos em água superficial e sedimento

b) Quantificação e qualificação de microplásticos em água superficial

Foram identificados MPs em 90,81% (89 amostras) das amostras coletadas em abril, 94,89% das coletadas em novembro e 90,5% das coletadas em janeiro/20. Em alguns pontos, como o B04 (abril), B05 (janeiro) e D06 (janeiro) não foram identificados microplásticos <0,3 mm. Entretanto, nos pontos C17 e B18 (abril), devido à quantidade de sal precipitado durante a oxidação da matéria orgânica, não foi possível realizar a contagem de microplásticos < 0,3 mm por microscopia, embora tenham sido identificados alguns MPs.

A quantificação foi realizada para todos os meses. Em abril foram encontrados 1.169 MPs > 0,3 mm com média de 233,8 itens/ponto e 408 MPs <0,3 mm, tendo média de 81,6 itens/ponto. Em novembro foram quantificados 668 MPs >0,3 mm com média 133,6 itens/ponto e 231 MPs < 0,3 mm e média 46,2 itens/ponto, respectivamente enquanto que em janeiro 338 MPs < 0,3mm e 905 MPS >0,3 com média 0,825 itens/ e 22,6 itens/ponto respectivamente. A área em que foram encontrados mais MPs entre todas as coletas foi a área próxima ao emissário submarino (Figuras 10 a 12), em ambas as malhas, exceto em novembro, no qual a drenagem teve maior resultado. Embora não exista diferença estatística, observa-se que a maior quantidade de MPs encontrados foram no período chuvoso, e deve-se a influência dos rios da região (Ceará, Cocó e riacho Maceió) que induzem o fluxo de fragmentos para o oceano (CASTRO; SILVA; ARAÚJO, 2018), além do escoamento urbano causado pelas chuvas (CAVALCANTE et al., 2009; MAK et al., 2020).

Figura 12. Quantidade de microplásticos encontrados em água superficial nas áreas de amostragem nas cinco áreas de coleta em abril de 2018.

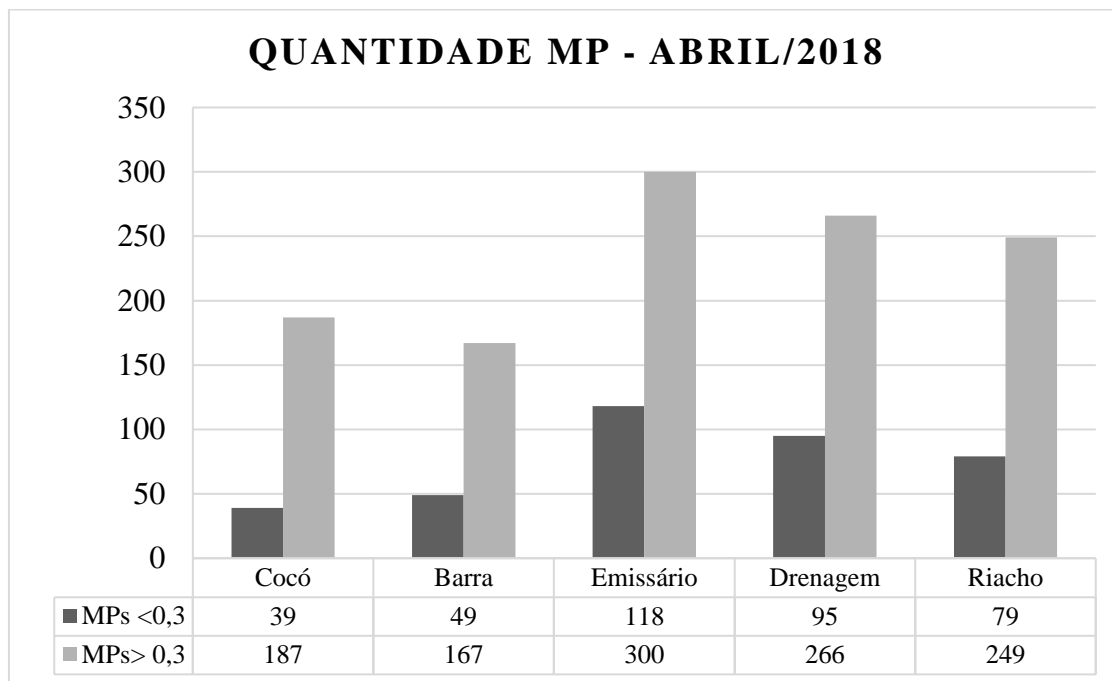


Figura 13. Quantidade de microplásticos encontrados em água superficial nas áreas de amostragem nas cinco áreas de coleta em novembro de 2018.

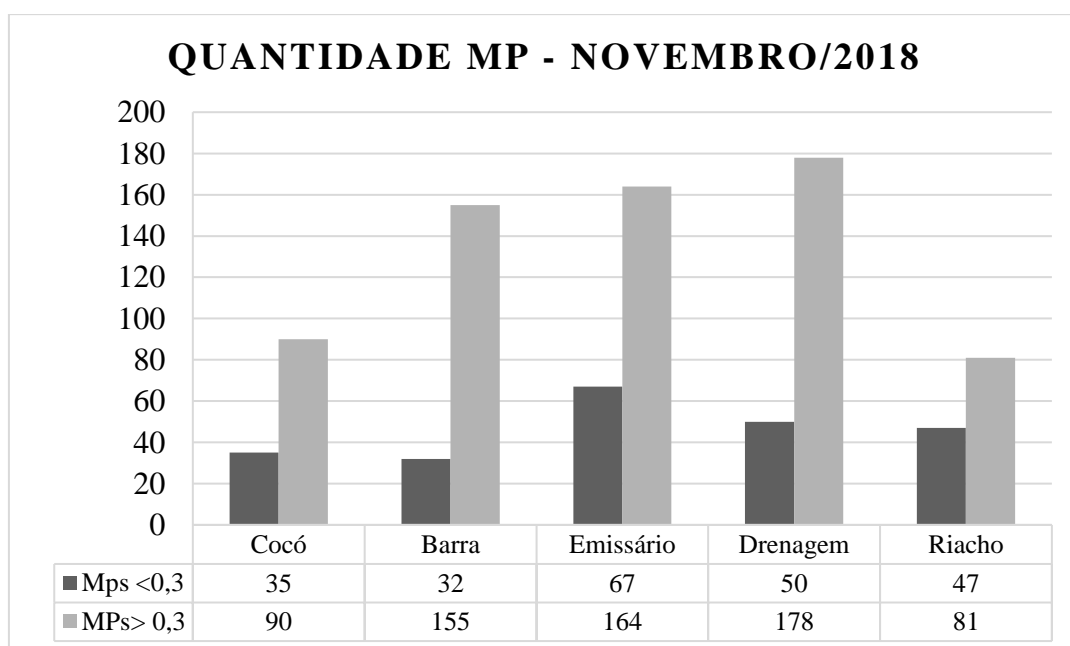
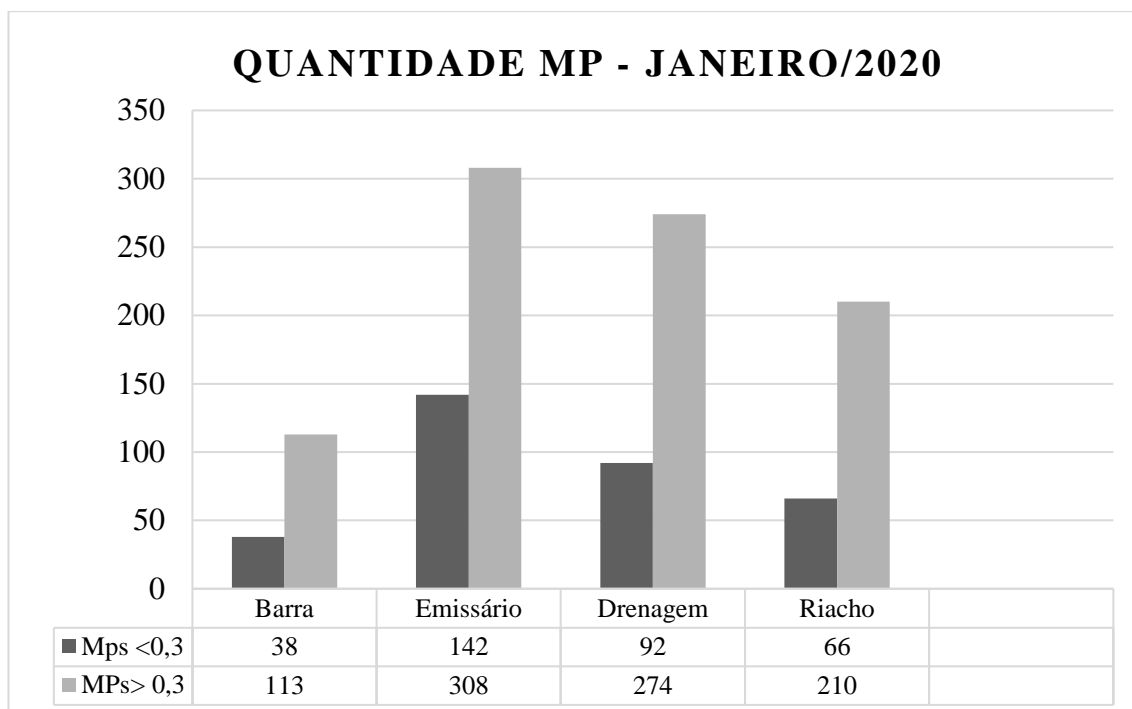


Figura 14. Quantidade de microplásticos encontrados em água superficial nas áreas de amostragem nas cinco áreas de coleta em janeiro de 2020.



Além de quantificar, a determinação do tamanho dos microplásticos é fundamental para entender a relação entre o tamanho das partículas e sua capacidade de absorver poluentes orgânicos e por esse motivo, muitos autores relatam o efeito “cavalo de Tróia”, pois uma partícula menor seria mais perigosa que uma maior (JAUMOT, 2020) Essa compreensão é vital para avaliar o potencial de MPs menores de servirem como veículos de contaminação no ecossistema marinho e entrarem na cadeia alimentar..

Os resultados encontrados podem ser alarmantes em relação à presença de microplásticos na região estudada. A alta porcentagem de amostras contendo MPs, em diferentes meses do ano, destaca a relevância do problema da poluição por microplásticos nessa área. Isso está em consonância com estudos anteriores que também encontraram altas concentrações de MPs em ambientes marinhos. Por exemplo, Bertoldi (2022) relatou que 100% das amostras coletadas ao longo de oito coletas entre os anos de 2018 a 2020 no lago da Guaíba, no sul do Brasil continham MPs. Área caracterizada por grande urbanização, como a área de abrangência desse estudo.

A análise dos tamanhos dos microplásticos encontrados é importante crucial para compreender sua distribuição e impacto no ecossistema marinho. A presença de MPs em

diferentes faixas de tamanho, como observado neste estudo, é consistente com pesquisas anteriores que identificaram microplásticos de várias dimensões em ambientes costeiros e oceânicos (CARR; LIU; TESORO, 2016; CAVALCANTE et al., 2020; HARRIS, 2020). Isso realça a importância de monitorar e caracterizar MPs em diferentes categorias de tamanho para uma avaliação abrangente do problema.

A identificação de áreas específicas, como a região próxima ao emissário submarino, como pontos-chave de acumulação de microplásticos é relevante para o gerenciamento e ações de mitigação da poluição. Estudos anteriores realizados em várias partes do mundo também encontraram concentrações mais elevadas de MPs em áreas de alta atividade humana ou onde há convergência de correntes marítimas (ANDRADY, 2017; GARCIA et al., 2020b; REED et al., 2018; TANIGUCHI et al., 2016). Essas descobertas enfatizam a necessidade de avaliar e monitorar cuidadosamente as áreas mais impactadas, a fim de desenvolver estratégias eficazes de redução da poluição por microplásticos. Por outro lado, as limitações técnicas encontradas na contagem de MPs < 0,3 mm devido ao sal precipitado em algumas amostras ressaltam a complexidade da análise de microplásticos em ambientes marinhos.

Os dados de caracterização dos microplásticos encontrados em água superficial da plataforma interna de Fortaleza estão detalhados nas Tabelas 8 a 10. Observou-se que, em todas as áreas amostradas e em ambas as malhas, foram encontrados microplásticos tanto no formato de fibra como de fragmento, como também nas cores vermelho e azul, as quais foram mais frequentes em 100% das amostras para os meses de abril, novembro e janeiro. Em alguns pontos, foram encontradas outras cores, entretanto em menor quantidade, como roxo, verde, amarelo.

Tabela 8. Porcentagem de cores e da forma de microplásticos <0,3 mm e > 0,3 mm encontrados na água superficial em abril/2018.

| Áreas / Característica | Microplásticos < 0,3 mm | | | | | | | | | |
|---------------------------|-------------------------|----------|---------|-------|--------|------|-------|-----------|-----------|----|
| | Cores (%) | | | | | | | Forma (%) | | |
| | Azul | Vermelho | Amarelo | Preto | Branco | Roxo | Verde | Fibra | Fragmento | |
| Cocó | 60 | 33 | 0 | 0 | 6 | 0 | 1 | 60 | 40 | |
| Barra | 54 | 25 | 0 | 15 | 2 | 0 | 4 | 65 | 35 | |
| Drenagem | 49 | 22 | 4 | 17 | 7 | 0 | 0 | 63 | 37 | |
| Emissário | 51 | 37 | 3 | 7 | 0 | 0 | 2 | 62 | 38 | |
| Riacho | 44 | 32 | 9 | 14 | 1 | 0 | 0 | 53 | 47 | |
| Áreas / Característica | Microplásticos > 0,3 mm | | | | | | | | | |
| | Cocó | 54 | 29 | 10 | 2 | 2 | 0 | 2 | 54 | 46 |
| | Barra | 49 | 29 | 0 | 2 | 4 | 2 | 14 | 76 | 24 |
| | Drenagem | 59 | 23 | 1 | 7 | 6 | 0 | 4 | 65 | 35 |
| | Emissário | 51 | 43 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 | 88 | 12 |
| | Riacho | 39 | 27 | 1 | 26 | 6 | 0 | 2 | 68 | 32 |

Tabela 9. Porcentagem de cores e da forma de microplásticos <0,3 mm e > 0,3 mm encontrados na água superficial em novembro/2018.

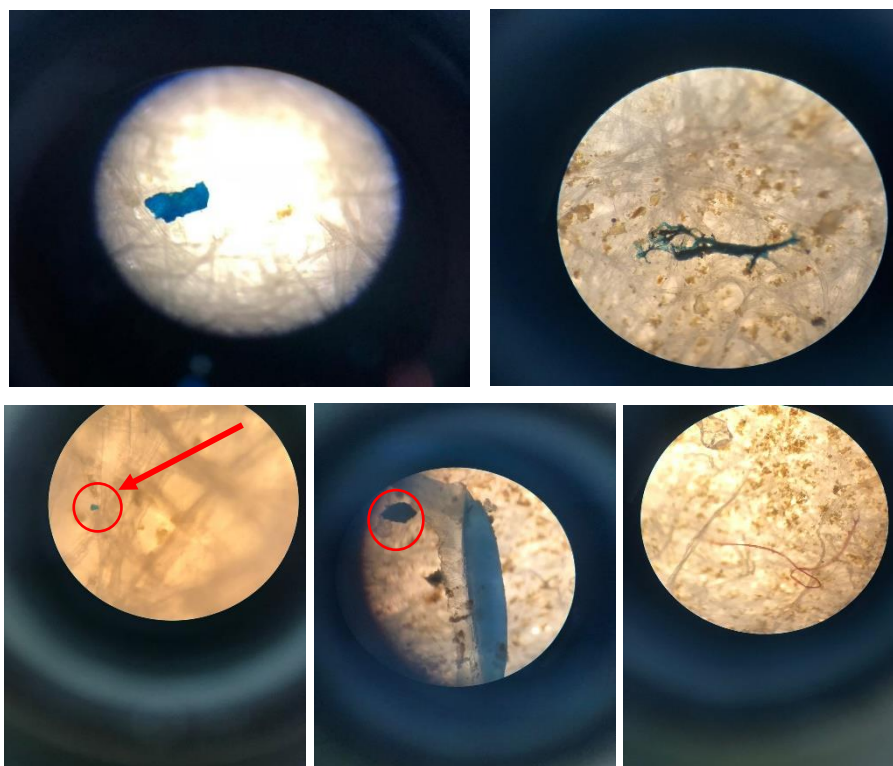
| Áreas / Característica | Microplásticos < 0,3 mm | | | | | | | | | | |
|---------------------------|-------------------------|----------|---------|-------|--------|------|-------|-----------|-------|-----------|----|
| | Cores (%) | | | | | | | Forma (%) | | | |
| | Azul | Vermelho | Amarelo | Preto | Branco | Roxo | Verde | Cinza | Fibra | Fragmento | |
| Cocó | 37 | 11 | 3 | 29 | 14 | 0 | 6 | 0 | 57 | 43 | |
| Barra | 25 | 19 | 9 | 28 | 3 | 0 | 16 | 0 | 56 | 44 | |
| Drenagem | 30 | 18 | 2 | 18 | 28 | 0 | 4 | 0 | 68 | 32 | |
| Emissário | 45 | 24 | 3 | 24 | 3 | 0 | 1 | 0 | 61 | 39 | |
| Riacho | 28 | 30 | 9 | 17 | 15 | 0 | 2 | 0 | 68 | 32 | |
| Áreas / Característica | Microplásticos > 0,3 mm | | | | | | | | | | |
| | Cocó | 26 | 27 | 6 | 23 | 12 | 0 | 4 | 2 | 61 | 39 |
| | Barra | 27 | 17 | 9 | 26 | 14 | 0 | 6 | 1 | 61 | 39 |
| | Drenagem | 33 | 30 | 4 | 17 | 15 | 0 | 1 | 0 | 62 | 38 |
| | Emissário | 50 | 26 | 1 | 15 | 7 | 0 | 1 | 0 | 58 | 42 |
| | Riacho | 25 | 25 | 4 | 21 | 15 | 0 | 11 | 0 | 74 | 26 |

Tabela 10. Porcentagem de cores e da forma de microplásticos <0,3 mm e > 0,3 mm encontrados na água superficial Janeiro/2020.

| Áreas / Característica | Microplásticos < 0,3 mm | | | | | | | | | | |
|---------------------------|-------------------------|----------|---------|------|-------|-----|------|------|-----------|----------|----|
| | Cores (%) | | | | | | | | Forma (%) | | |
| | Azul | Vermelho | Amarelo | Pret | Branc | Rox | Verd | Cinz | Fibra | Fragment | |
| Barra | 50 | 26 | 0 | 18 | 3 | 0 | 3 | 0 | 66 | 40 | |
| Drenagem | 58 | 21 | 1 | 14 | 5 | 0 | 1 | 0 | 57 | 43 | |
| Emissário | 59 | 31 | 0 | 6 | 0 | 0 | 1 | 0 | 69 | 31 | |
| Riacho | 44 | 35 | 0 | 11 | 9 | 2 | 0 | 0 | 55 | 45 | |
| | Microplásticos > 0,3 mm | | | | | | | | | | |
| | Barra | 51 | 31 | 0 | 4 | 6 | 1 | 7 | 0 | 58 | 42 |
| | Drenagem | 59 | 28 | 0 | 7 | 4 | 0 | 1 | 0 | 53 | 43 |
| | Emissário | 55 | 43 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 80 | 20 |
| | Riacho | 48 | 32 | 1 | 15 | 4 | 0 | 1 | 0 | 65 | 35 |

É possível observar alguns exemplos de fibras e fragmentos de cores vermelha e azul encontrados em amostras desta pesquisa (Figura 15);

Figura 15. Exemplos de fibras e fragmentos obtidos a partir da análise por microscópio 40X de amostras de superfície de água.



Fonte: Próprio autor

A morfologia dos MPs apenas variou entre fibras e fragmentos, não sendo encontrados esferas e apresentou semelhanças com partículas descritas em estudos anteriores realizados no Brasil, independentemente do ecossistema costeiro ou biota analisada (NOLASCO et al., 2022). De acordo com Cavalcante et al. (2020), a costa da cidade de Fortaleza recebe detritos de atividades humanas (recreação, navegação/pesca, atividades domésticas e industriais/portuárias). Esses detritos são transportados pela água através dos sistemas fluviais urbanos e podem posteriormente ser transportados e dispersos por longas distâncias pelos ventos e correntes oceânicas.

Dessa forma, por conta à exposição aos fatores de intemperismo físico ou químico, os plásticos estão sujeitos a fragmentação (ANDRADY, 2011; CAI et al., 2018; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013). O litoral de Fortaleza sofre intensa ação de ventos, chuvas e exposição à luz ultravioleta durante todo o ano, o que pode explicar a presença das fibras e fragmentos como microplásticos secundários.

Possivelmente, a forma de fibras foi mais presente por estar mais associada a zonas costeiras, principalmente em zonas portuárias, caso de Fortaleza, e no sedimento praias onde podem estar relacionados ao desgaste de linhas de pesca por ser uma atividade importante na região (GARCIA et al., 2020b). De acordo com Neto *et. Al* (2019), 77% dos MPs são derivados de redes de pesca no sudeste do Brasil. Além disso, tem a contribuição do emissário submarino que pode despejar fibras provenientes da lavagem e desgaste de tecidos sintéticos provenientes de domicílios e indústrias (NOLASCO et al., 2022).

As partículas em formas de fragmentos são mais complexas para se estabelecer uma origem, mas no geral, podem estar são oriundas da fragmentação de partículas maiores a longo prazo ou provavelmente está relacionado ao emissário submarino (LI et al., 2018).

A cores dos microplásticos são importantes para auxiliar na identificação preliminar da composição dos microplásticos (HIDALGO-RUZ et al., 2012), além disso a cor pode ajudar na identificação de amostras quando há outros elementos presentes. Microplásticos de cores claras/transparentes são atribuídos na literatura como e transparente foram atribuídos ao polipropileno (PP), enquanto os brancos podem ser polietileno (PE), mas para identificação conclusiva análises é necessário realizar análise espectroscópica (DANTAS et al., 2020; WANG et al., 2017).

A cor também tem sido usada como índice de fotodegradação e tempo de residência na superfície do mar, quanto mais desgastado o plástico, maior o tempo de

residência no meio. O resíduo sofre intemperismo, o que pode causar lixiviamento de corantes do material, liberando para o meio e causando danos à fauna. (BERTOLDI, 2022). Luo *et al.* (2020) estudou esse fenômeno e avaliou a lixiviação de pigmentos de titânio em MPs de PE degradados com luz de xenônio. Como conclusão, relatou-se que quanto maior tempo de exposição à luz, maior lixiviação dos pigmentos, que tornam-se disponíveis para os animais (LUO *et al.*, 2020).

Dito isto, diversos estudos têm abordado a coloração do microplástico como um fator de perigo para a biota, visto que dependendo da coloração, eles são facilmente confundidos como alimento quando vistos a olho nu ou consumidos por animais filtradores (BELLAS *et al.*, 2016; COLE *et al.*, 2013; DANTAS *et al.*, 2020; GALL; THOMPSON, 2015; HERMSEN *et al.*, 2018; MIRANDA; DE CARVALHO-SOUZA, 2016). Ainda não existe um consenso sobre qual coloração apresenta maior perigo visto que a preferência por ingestão varia de acordo com a espécie ou é apenas acidental. (RODRÍGUEZ e PEREIRA, 2017).

Possíveis fontes para os MPs brancos são sacolas plásticas e embalagens que sofreram fragmentação. Para os pretos, possivelmente são derivados de pneus de veículos ou materiais de pesca, os azuis provenientes de materiais de pesca, vermelhos a partir de fibras de roupas sintéticas e amarelos devido o tempo de residência no meio (KOWALSKI; REICHARDT; WANIEK, 2016; MINTENIG *et al.*, 2017).

c) Sedimento

Este estudo comprovou a presença de microplásticos em sedimentos de fundo marinho no litoral de Fortaleza, sendo um estudo pioneiro na região e com tal abrangência. Foram identificados microplásticos 98% das amostras durante o período de coleta dos meses de abril, novembro e janeiro com exceção dos pontos D11, onde não foram identificados MPs no mês de abril, e do ponto B09, que no mês de abril, devido à quantidade de sal presente na amostra, inviabilizou a visualização de MPs. Todos os resultados de quantificação de MP no sedimento marinho são observados nas Figuras de 16 a 18.

Em abril foram quantificados 604 MPs no sedimento, com média de 9,7, itens por ponto. Em novembro foram quantificados 552 MPs, com média de 8,9 itens por ponto em janeiro 310 unidades com média 5,9 itens por ponto, porém vale ressaltar que não houve

coleta na região do Coco. A área que foram identificados mais MPs foi a região do emissário no mês de abril e na drenagem de água pluvial, em novembro e janeiro.

Figura 16. Quantidade de microplásticos encontrados no sedimento nas áreas de amostragem nas cinco áreas de coleta em abril de 2018.

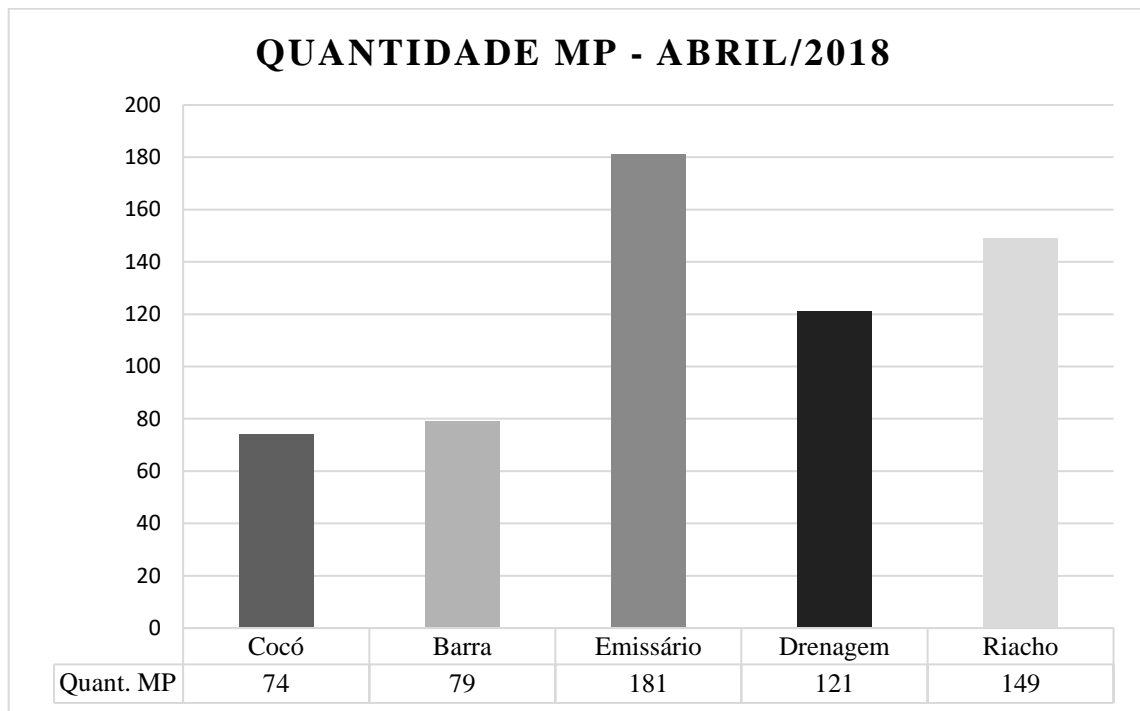


Figura 17. Quantidade de microplásticos encontrados no sedimento nas áreas de amostragem nas cinco áreas de coleta em novembro de 2018.

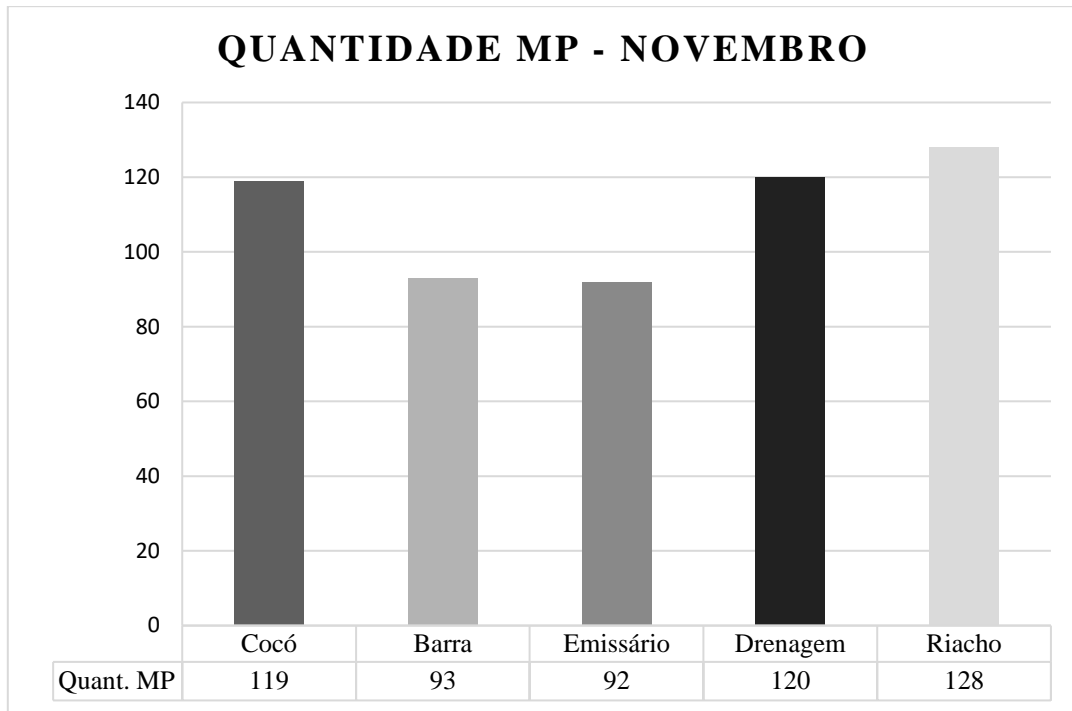
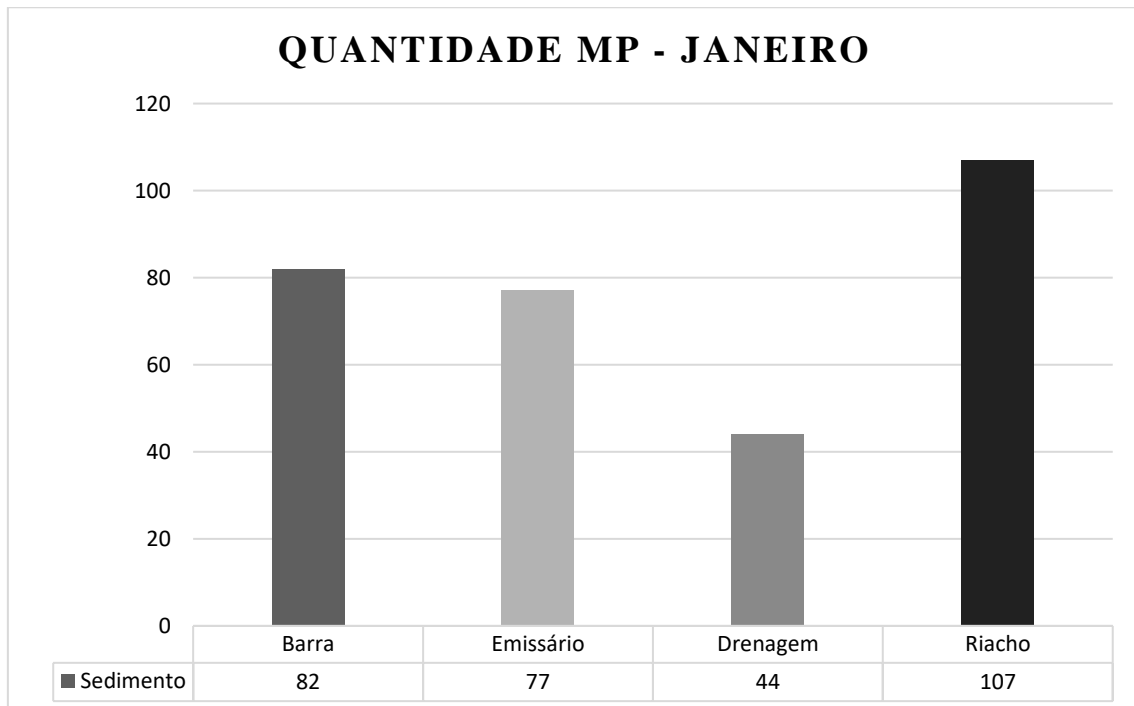


Figura 18. Quantidade de microplásticos encontrados no sedimento nas áreas de amostragem nas cinco áreas de coleta em janeiro de 2020.



Primeiramente, a identificação de microplásticos em 98% das amostras coletadas ao longo das três coletas destaca a onipresença dessas partículas no ambiente marinho durante o período de estudo. Esse achado é consistente com outras pesquisas que também ressaltaram a ampla disseminação de microplásticos em ecossistemas aquáticos (REED et al., 2018; THOMPSON, 2004; WALLER et al., 2017). No entanto, a ausência de MPs em pontos específicos, como o D11 no mês de abril, pode indicar variações locais na concentração dessas partículas, possivelmente relacionadas a influências sazonais, processos de transporte ou outras dinâmicas ambientais.

A ocorrência de um ponto (B09) onde a visualização de microplásticos foi inviabilizada devido à presença de sal é uma observação interessante. Isso destaca a complexidade da análise de microplásticos em amostras de sedimento e a necessidade de considerar potenciais interferências de outros componentes presentes na amostra. Isso também ressalta a importância de técnicas de preparação de amostra apropriadas para garantir resultados confiáveis.

Os números absolutos de microplásticos quantificados no sedimento também fornecem uma ideia da magnitude da contaminação por MPs na área estudada. As médias de MPs por ponto (9,7 em abril, 8,9 em novembro e 5,9 em janeiro) destacam a consistência na presença dessas partículas ao longo do tempo. A variação nas médias pode ser influenciada por diferentes fatores, incluindo processos de transporte, deposição e remobilização de sedimentos.

A observação de que a região do emissário submarino foi onde mais MPs foram identificados no mês de abril, e a drenagem de água pluvial foi mais destacada em novembro e janeiro, aponta para possíveis fontes de entrada de microplásticos no ambiente marinho. Isso pode estar relacionado a padrões de fluxo de água e concentração de partículas, possivelmente afetados pelas atividades humanas, disposição inadequada de resíduos e outras fontes de poluição. As praias são ecossistemas muito utilizados para realização de atividades recreativas, mas que acabam por ser zonas de acumulação de plástico e microplásticos (Yu et al., 2016). Segundo Hurley et al. (2018), o sedimento é geralmente considerado o reservatório final dos microplásticos

Os dados de caracterização dos microplásticos encontrados no sedimento de fundo

da plataforma interna de Fortaleza estão detalhados nas tabelas 11 a 13. Assim como ocorreu com os dados de água, a maioria dos microplásticos encontrados no sedimento tinham as cores azul e vermelho em todos os pontos amostrados. Em todas as áreas amostradas também foram encontrados MPs no formato de fibra e de fragmento, sendo o formato de fibra o mais frequente em todas as coletas. Outras cores foram encontradas também, mas em menor quantidade, como amarelo e verde, porém não em todos os pontos.

Tabela 11. Porcentagem de cores e da forma de microplásticos encontrados no sedimento de fundo em abril/2018.

| Área/característica | Cores (%) | | | | | | Forma (%) | |
|---------------------|-----------|----------|---------|-------|--------|-------|-----------|-----------|
| | Azul | Vermelho | Amarelo | Preto | Branco | Verde | Fibra | Fragmento |
| Cocó | 51 | 24 | 7 | 5 | 11 | 0 | 72 | 28 |
| Barra | 38 | 29 | 9 | 3 | 15 | 3 | 67 | 33 |
| Drenagem | 34 | 49 | 3 | 8 | 4 | 1 | 71 | 29 |
| Emissário | 44 | 34 | 2 | 8 | 12 | 0 | 74 | 26 |
| Riacho | 48 | 30 | 1 | 9 | 13 | 0 | 77 | 23 |

Tabela 12. Porcentagem de cores e da forma de microplásticos encontrados no sedimento de fundo em novembro/2018.

| Área/característica | Cores (%) | | | | | | Forma (%) | |
|---------------------|-----------|----------|---------|-------|--------|-------|-----------|-----------|
| | Azul | Vermelho | Amarelo | Preto | Branco | Verde | Fibra | Fragmento |
| Cocó | 59 | 22 | 1 | 11 | 6 | 1 | 82 | 18 |
| Barra | 42 | 27 | 7 | 18 | 6 | 0 | 75 | 25 |
| Drenagem | 41 | 31 | 7 | 14 | 5 | 2 | 64 | 36 |
| Emissário | 36 | 30 | 8 | 15 | 10 | 1 | 73 | 27 |
| Riacho | 49 | 27 | 12 | 2 | 10 | 0 | 82 | 18 |

Tabela 13. Porcentagem de cores e da forma de microplásticos encontrados no sedimento de fundo em janeiro/2020.

| Área/característica | Cores (%) | | | | | | Forma (%) | |
|---------------------|-----------|----------|---------|-------|--------|-------|-----------|-----------|
| | Azul | Vermelho | Amarelo | Preto | Branco | Verde | Fibra | Fragmento |
| Barra | 58 | 29 | 7 | 5 | 0 | 1 | 55 | 45 |
| Drenagem | 61 | 27 | 1 | 8 | 3 | 0 | 47 | 30 |
| Emissário | 68 | 18 | 5 | 9 | 0 | 0 | 59 | 41 |
| Riacho | 55 | 33 | 0 | 11 | 0 | 1 | 48 | 52 |

Novamente, assim como nas amostras de água, um aspecto notável é a

predominância das cores azul e vermelho entre os microplásticos identificados em todos os pontos amostrados. Isso pode indicar a prevalência de tipos específicos de plásticos ou a presença de aditivos de cor comuns em produtos plásticos (ANDRADY; NEAL, 2009; FAHRENFELD et al., 2019). Essa observação encontra paralelos com estudos anteriores que também apontaram para a predominância dessas cores em microplásticos presentes em ambientes marinhos.

A detecção consistente de microplásticos nos formatos de fibra e fragmento em todas as áreas amostradas sugere uma diversidade nas fontes desses materiais. Fragmentos podem se originar da degradação de plásticos maiores, enquanto as fibras podem provir de tecidos sintéticos e outras fontes similares. Santos Leonor (2020), em um estudo conduzido no ano de 2013 em sedimentos marinhos na costa portuguesa (regiões Sagres, Lagos e Portimão) ao longo de sete pontos amostrais detectou a presença de fibras (99%) e fragmentos (1%), porém em maiores concentrações. A prevalência maior de microplásticos no formato de fibra pode ser indicativa das atividades humanas que liberam fibras de tecidos sintéticos no ambiente aquático (DOS SANTOS LEONOR, 2020).

A observação de cores menos frequentes, como amarelo e verde, embora em quantidades menores e não em todos os pontos, agrega interesse à análise. Essas cores menos comuns podem estar associadas a tipos específicos de plásticos ou aditivos menos utilizados ou também à descoloração devido à foto oxidação (TURNER; HOLMES, 2011; VEERASINGAM et al., 2016b).

A persistência do formato de fibra como o mais prevalente em todas as coletas sugere um possível impacto significativo de materiais têxteis sintéticos. Isso é particularmente relevante, visto que as fibras de plástico podem ter implicações distintas dos fragmentos maiores, devido à sua capacidade de transporte pelo ar e pela água, além da possibilidade de ingestão por organismos aquáticos.

Para concluir, a análise dos dados referentes à caracterização dos microplásticos no sedimento da plataforma interna de Fortaleza traz à tona tendências interessantes em relação às cores e formas dessas partículas. A predominância das cores azul e vermelho, em conjunto com a presença de fibras e fragmentos, sugere a influência de uma variedade de fontes e processos na poluição por microplásticos nessa região. Essas percepções são fundamentais para compreender a composição e as origens dos microplásticos, podendo informar estratégias de mitigação e diretrizes para a gestão ambiental.

2.9.3 – Massa de MPs em água superficial e sedimento de fundo

a) Estimativa de massa de microplásticos em água superficial

Em abril, na área da desembocadura do rio Cocó a massa de MPs foi de 0,85 g para MP < 0,3 mm e 1,16 g para MP > 0,3 mm, somando um total de 2,01 g de MP e no rio Ceará, a massa total foi de aproximadamente 4,07 g, sendo 0,95 g de MP < 0,3 mm e 3,12 g de MP > 0,3 mm. A região do emissário submarino teve massa de microplásticos de 1,19 g para MPs < 0,3 mm e 2,22 g para MPs > 0,3 mm, totalizando 3,42g de MP. Nas áreas de drenagem pluvial a massa total de MP foi de 1,64 g para MP < 0,3 mm e 1,08 para MP > 0,3 mm e na desembocadura do riacho Maceió foi de 1,65g para MP < 0,3 mm e 2,18g para MP > 0,3 mm.

Em novembro, a massa total de microplásticos encontrada na desembocadura do rio Cocó foi de 0,87 g para MP < 0,3 m e 0,87g para MP > 0,3 mm. Na região da barra do Ceará foi de 0,97g para MP < 0,3 m e 1,22g para MP > 0,3 mm. Próximo ao emissário submarino foi de 34,47g, sendo 33,52g MP < 0,3 mm e 0,95g, MP > 0,3 mm. A massa de MP no emissário submarino foi de 0,39 para MP > 0,3 mm e 1,18 g para MP > 0,3 mm, somando um total de 1,58g de MP. No mesmo mês a área de drenagem pluvial teve massa total de MP de 0,61g para MP > 0,3 mm e 1,59g para MP < 0,3 mm enquanto que na desembocadura do riacho Maceió foi de 0,46g para MP > 0,3 m e 1,07g para MP < 0,3 mm.

No mês de janeiro, a massa total de microplásticos na região da barra do Ceará foi de 0,84g para MP < 0,3 m e 1,14g para MP > 0,3 mm. Próximo ao emissário submarino foi de 14,14g, sendo 13,52g MP < 0,3 mm e 0,62g, MP > 0,3 mm. A massa de MP no emissário submarino foi de 0,45 para MP > 0,3 mm e 1,10 g para MP > 0,3 mm, somando um total de 1,55g de MP. No mesmo mês a área de drenagem pluvial teve massa total de MP de 0,45g para MP > 0,3 mm e 1,41 g para MP < 0,3 mm enquanto que na desembocadura do riacho Maceió foi de 0,37g para MP > 0,3 m e 0,96g para MP < 0,3 mm.

Nas figuras 19 a 21, observa-se a relação da massa total entre as cinco áreas de coleta considerando os tamanhos das frações de MPs, seja MP maior ou menor que 0,3 mm. Infere-se que a maior porcentagem de massa corresponde a fração de microplásticos maior que 0,3 mm, considerando que são os microplásticos também em maior quantidade.

Figura 19. Relação de massa total entre os MPs > 0,3 mm e MPs < 0,3 mm das cinco áreas de coleta no mês de abril/2018.

Água - Abril

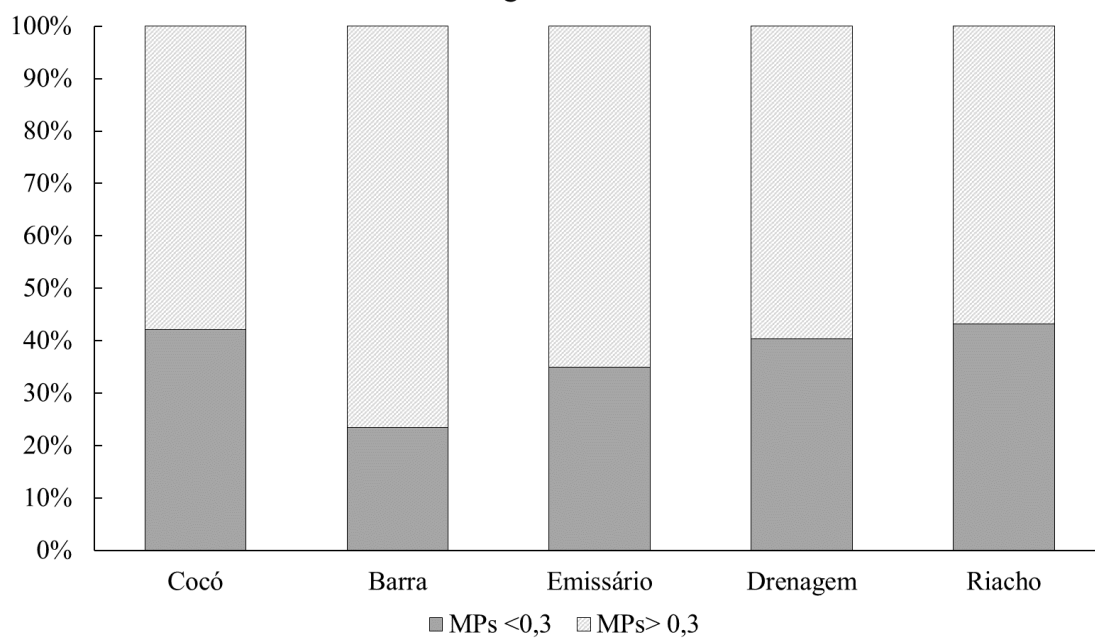


Figura 20. Relação de massa total entre os MPs > 0,3 mm e MPs < 0,3 mm das cinco áreas de coleta do mês de novembro/2018.

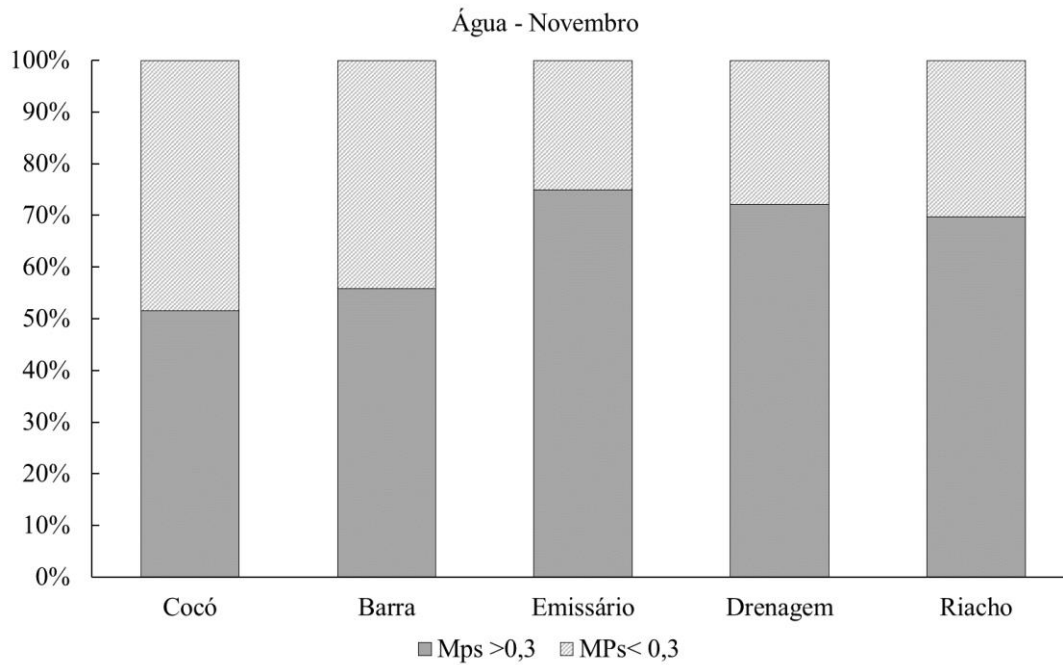
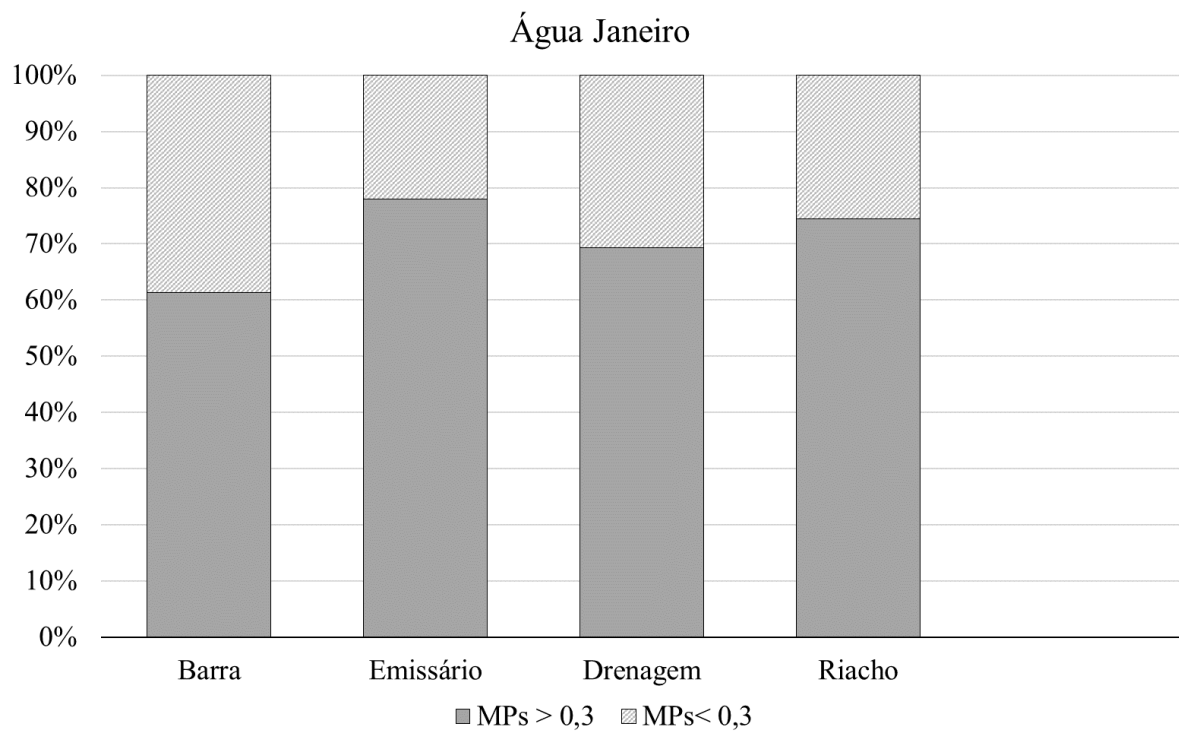


Figura 21. Relação de massa total entre os MPs > 0,3 mm e MPs < 0,3 mm das cinco áreas de coleta do mês de janeiro/2020.



Observa-se uma tendência na relação entre as massas dos dois tamanhos. A massa dos microplásticos $> 0,3$ foram sempre maiores independente da área ou do mês. Isto deve-se à maior quantidade de microplásticos encontrados nas amostras nessa malha. Resultados de massa de microplásticos não são relatados com frequência na literatura, porém, um estudo realizado em águas superficiais realizado no Atlântico Norte em 2015, calculou a massa de águas superficiais no giro subtropical do Atlântico Norte (KOOI *et al.*, 2016). A coleta foi feita usando o total de 47 redes de arrasto de 330 μ m (multi nível) capaz de amostrar diferentes profundidades. A amostragem ocorreu por quase um mês (15 de junho a 9 de julho de 2015) e, no total, foram coletados 44,50 g de partículas. No estudo de Kooi *et al.* (2016), a quantidade de redes usadas na amostragem fez diferença em relação à massa encontrada neste. Além disso, o período de amostragem foi maior.

Em outro estudo, Doyle *et al.* (2011) realizaram coletas de água em diversas profundidades nas águas do sudeste do mar de Bering com uma rede de nêuston com malha de 505 μ m. As amostras foram coletadas durante 6 viagens de cruzeiros, sendo duas delas na primavera e no outono de 2006, e as quatro restantes na costa oeste dos Estados Unidos no período da primavera, verão e outono de 2006 e em janeiro de 2007. O método de análise foi o mesmo utilizado nesta pesquisa e eles obtiveram uma massa total de MPs de 1,45g.

Enquanto isso, mesmo Doyle *et al.* (2011) coletando amostras em diferentes profundidades, a massa de partículas encontradas por estes autores (1,45g) foi inferior ao encontrado neste estudo. Uma possível razão para a diferença nos resultados é a quantidade de sal precipitado no processo de digestão da matéria orgânica de algumas amostras como citado anteriormente, interferindo e gerando discordâncias em relação a massa total. Quando agregados à matéria orgânica, essas partículas podem aumentar o tamanho e densidade fazendo com que a deposição no sedimento bentônico aconteça mais rápido e fique disponível para os seres bentônicos (LI; ZHANG; TANG, 2020).

b) Estimativa de massa total de MPs em sedimento

Os resultados de massa total dos MPs do sedimento para ambos os meses podem

ser observados nas figuras 22 a 24.

Em abril, na região do rio Cocó, a massa total de MPs foi de 0,67 g de MP. Na Barra do Ceará, a massa total foi de 0,92 g. Na região do emissário submarino, a massa total de MPs foi de 0,39 g. Na área de drenagem pluvial a massa total foi 0,86g, enquanto que na região do riacho Maceió, a massa total de MPs foi de 0,75 g.

Em novembro, na região do rio Cocó, a massa total de MPs foi de 0,42 g de MP. Na Barra do Ceará, a massa total foi de 4,22 g. Na região do emissário submarino, a massa total de MPs foi de 1,60 g. Na área de drenagem pluvial a massa total foi 0,86g, enquanto que na região do riacho Maceió, a massa total de MPs foi de 2,85 g.

Em janeiro, na Barra do Ceará, a massa total foi de 0,53 g. Na região do emissário submarino, a massa total de MPs foi de 0,50 g. Na área de drenagem pluvial a massa total foi 0,52g, enquanto que na região do riacho Maceió, a massa total de MPs foi de 0,34 g.

Figura 22. Massa estimada de microplásticos no sedimento de fundo das cinco áreas de coleta do mês de abril/2018.

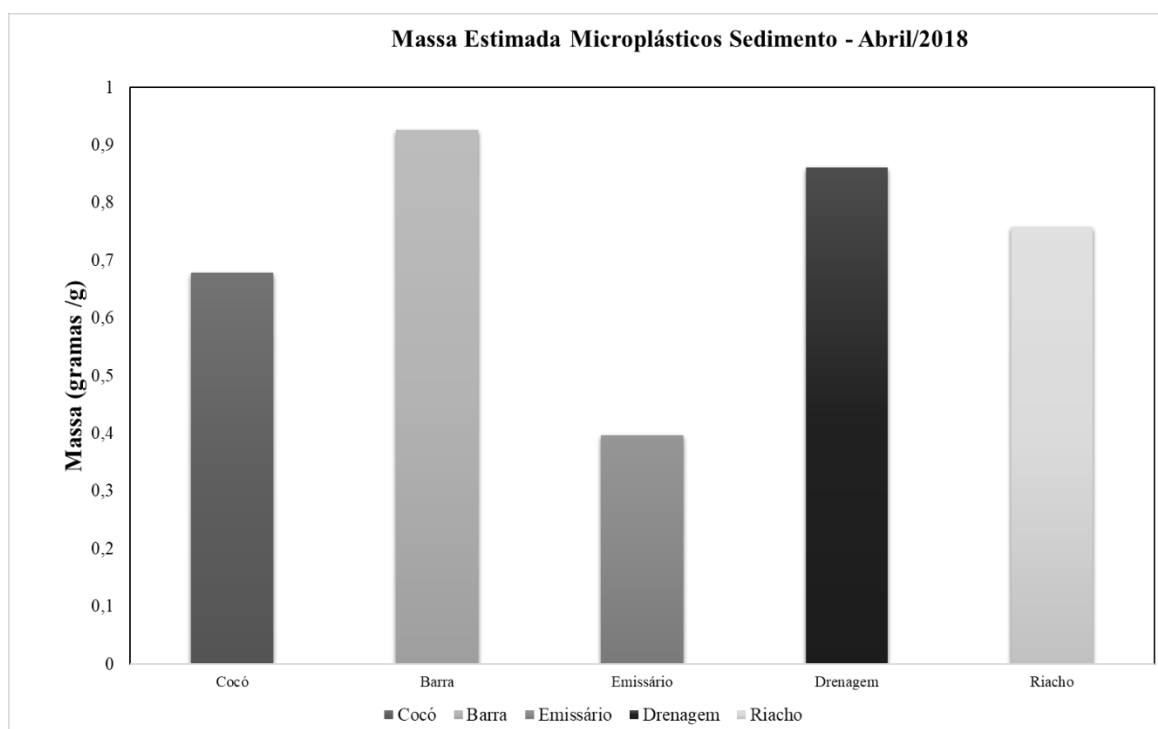


Figura 23. Massa estimada de microplásticos no sedimento de fundo das cinco áreas de coleta do mês de novembro/2018.

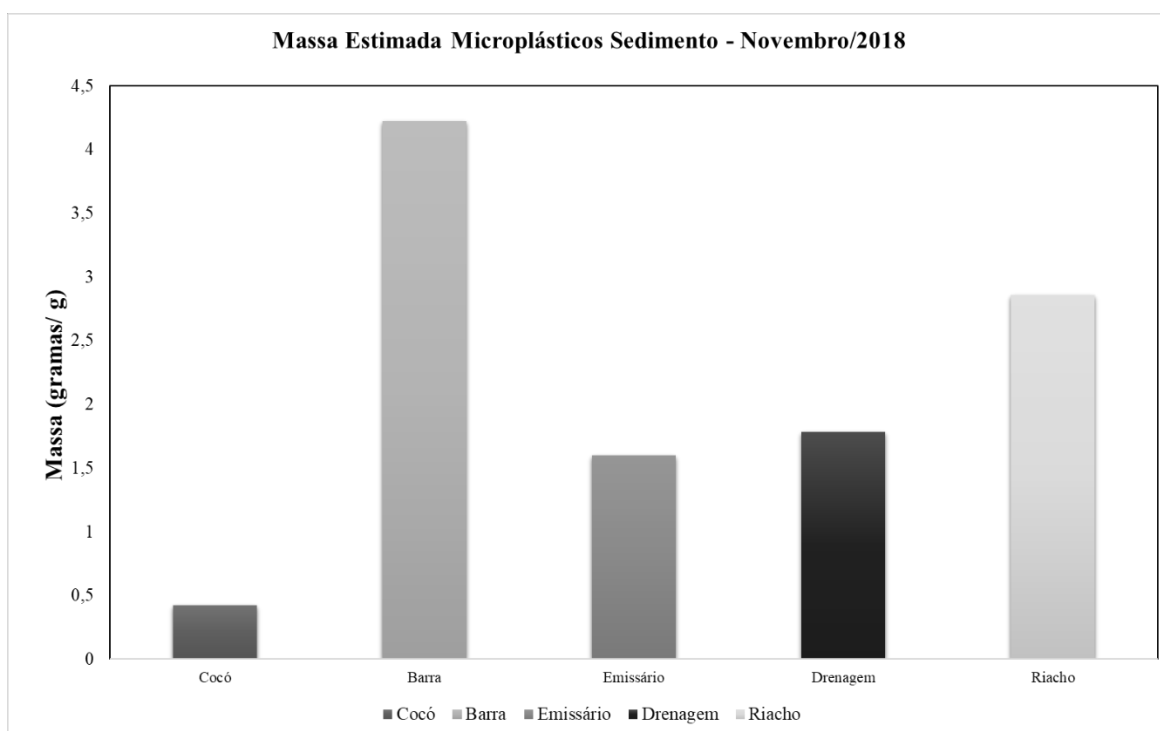
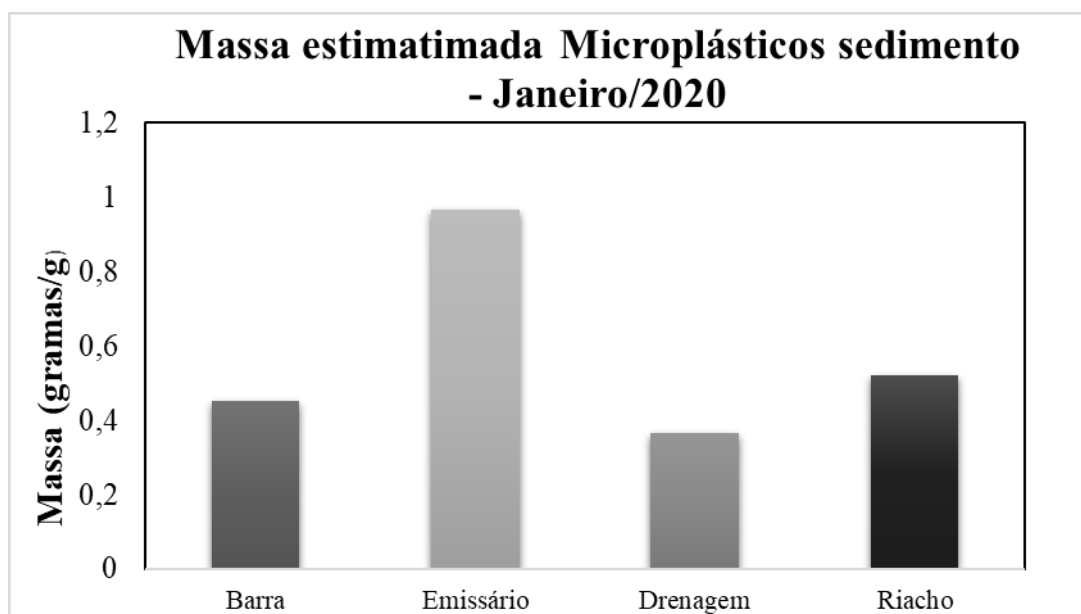


Figura 24. Massa estimada de microplásticos no sedimento de fundo das cinco áreas de coleta do mês de novembro/2018.



Observa-se uma variação significativa nas massas totais de MPs nas diferentes áreas de coleta e ao longo dos meses analisados. Essas flutuações podem ser atribuídas a uma série de fatores, como dinâmica costeira, processo de sedimentação (PEREIRA LIMA FILHO, 2019) e corrente marítima (DE MORAIS et al., 2006).

No mês de abril, as massas totais de MPs nas diferentes áreas mostraram um certo grau de variabilidade. É notável que a região da Barra do Ceará tenha apresentado uma massa total mais alta, sugerindo possível influência de atividades humanas e urbanas nessa localidade. A presença de MPs em áreas como a região do rio Cocó e o emissário submarino também merece atenção, indicando a disseminação dessas partículas em ambientes distintos, como corpos d'água doce e áreas costeiras.

A transição para o mês de novembro trouxe mudanças significativas nas massas totais de MPs. Aumentos de valores nas áreas da Barra do Ceará e do riacho Maceió podem estar associados a fatores sazonais, padrões de correntes e eventos climáticos que influenciam a deposição e a concentração de partículas.

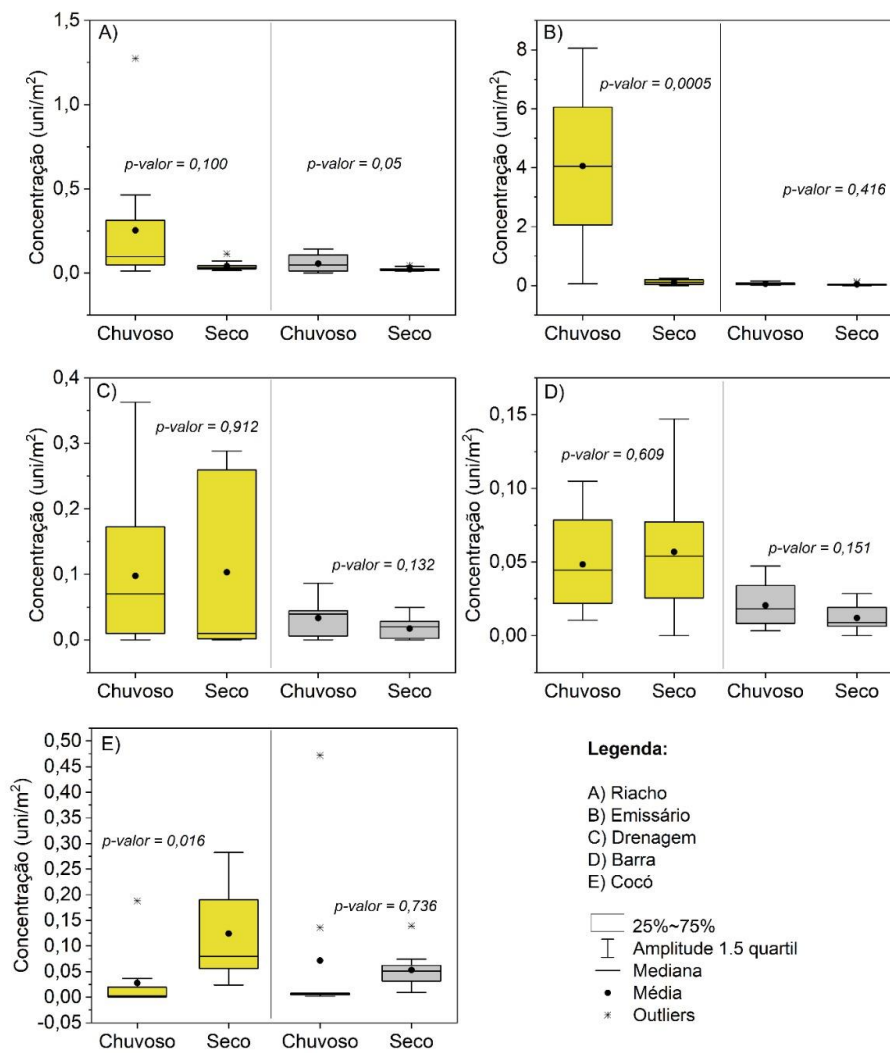
Janeiro apresenta uma continuação desse padrão de variação. Observa-se uma redução nas massas totais em algumas áreas em relação a novembro, sugerindo novamente a influência das condições sazonais. A presença consistente de MPs nas diferentes regiões reforça a necessidade de monitoramento contínuo e avaliação dos fatores que contribuem para a persistência dessas partículas no ambiente.

As variações nas massas totais de MPs podem ser explicadas por uma combinação de fatores, incluindo padrões de deposição, transporte de sedimentos, atividades humanas, correntes oceânicas e eventos climáticos. Além disso, a influência das áreas urbanas, como evidenciado pela alta concentração na Barra do Ceará, destaca a importância da gestão de resíduos e práticas sustentáveis para mitigar a poluição por plásticos. Esses resultados têm implicações na compreensão da dinâmica dos microplásticos nos ecossistemas marinhos costeiros.

2.9.4 Análise na variância da quantidade de microplásticos na água e sedimento

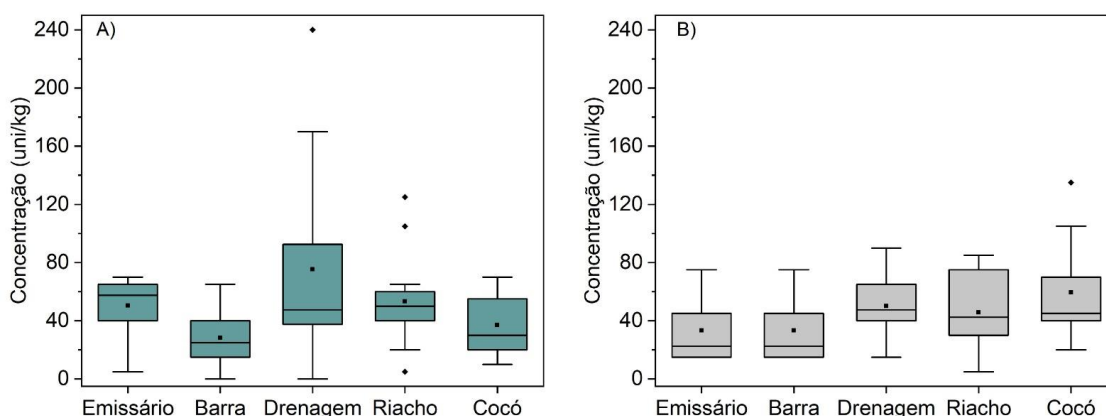
O teste de comparação de médias de concentração de microplásticos para as áreas de coleta nas amostras de água e sedimento entre o período chuvoso e seco estão representados pelo p-valor definido de acordo com o teste-T aplicado nas figuras 25 e 26.

Figura 25 – Box-Plot dos dados de concentração de partículas MP >0,3 (amarelo) e MP <0,3 (cinza) para as amostras coletadas nos pontos de água superficial para os meses de abril/2018 e novembro/2018 no período chuvoso e seco.



Ao observar os resultados, não houve diferença significativa (significância de 95%) para a maioria dos pontos (80%), exceto para as áreas do emissário >0,3 mm e cocó > 0,3 mm.

Figura 26 – Box-Plot dos dados de concentração de microplásticos coletados no sedimento para os meses de abril/2018 (verde) e novembro/2018 (cinza) no período chuvoso e seco.



Da mesma forma que ocorreu na análise nas amostras de sedimento para quantidade de microplásticos, não houve diferença significativa a (significância de 95%) para todos as áreas de coleta na concentração, portanto não há diferença estatisticamente entre o período chuvoso e seco. Isso ocorreu devido ao denominador ser igual para todas as amostras, enquanto que nas amostras de água variou de acordo com o fluxo de água.

A ausência de diferença estatisticamente significativa nas amostras de sedimento sugere novamente uma estabilidade nas propriedades do sedimento ao longo dos períodos chuvoso e seco.

2.9.5 Concentração de microplásticos em água superficial

Os dados de concentração de MPs (itens/ m³) para o mês de abril de 2018 encontram-se nas figuras 27 a 30. Neste mês, as áreas que apresentaram maior abundância foram as da desembocadura do rio Cocó, em ambas as malhas de rede de coleta, tanto > 0,3 mm quanto < 0,3 mm com média 4,05 itens/m³ e 1,5 itens/m³ respectivamente e na região do emissário submarino na malha > 0,3 mm. Esses dados estão bem representados

nas figuras, onde observa-se uma maior concentração no ponto C10 (ambas malhas) e nos pontos E16, E17, E18 (alcançando até 8 itens/m³), região que provavelmente libera microplásticos. A área que teve menor abundância foi a área do rio Ceará em ambas as malhas de coleta com 0,48 itens/m³ para malha > 0,3 mm e 0,14 itens/m³ para malha <0,3 mm.

Figura 27. Concentração de microplásticos > 0,3 mm na água superficial na área oeste (riacho Maceió, drenagem pluvial, emissário submarino e desembocadura do rio Ceará) em abril/2018.

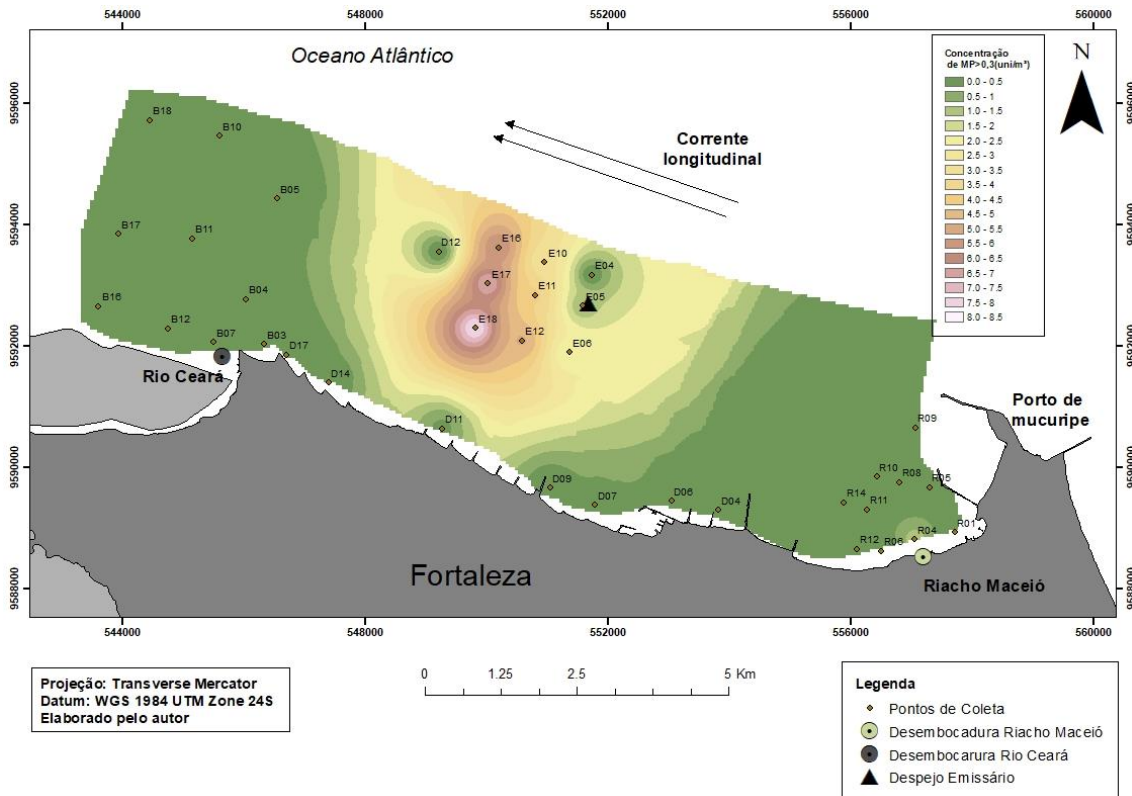


Figura 28. Concentração de microplásticos > 0,3 mm na água superficial na área leste (desembocadura do rio Cocó) em abril/2018.

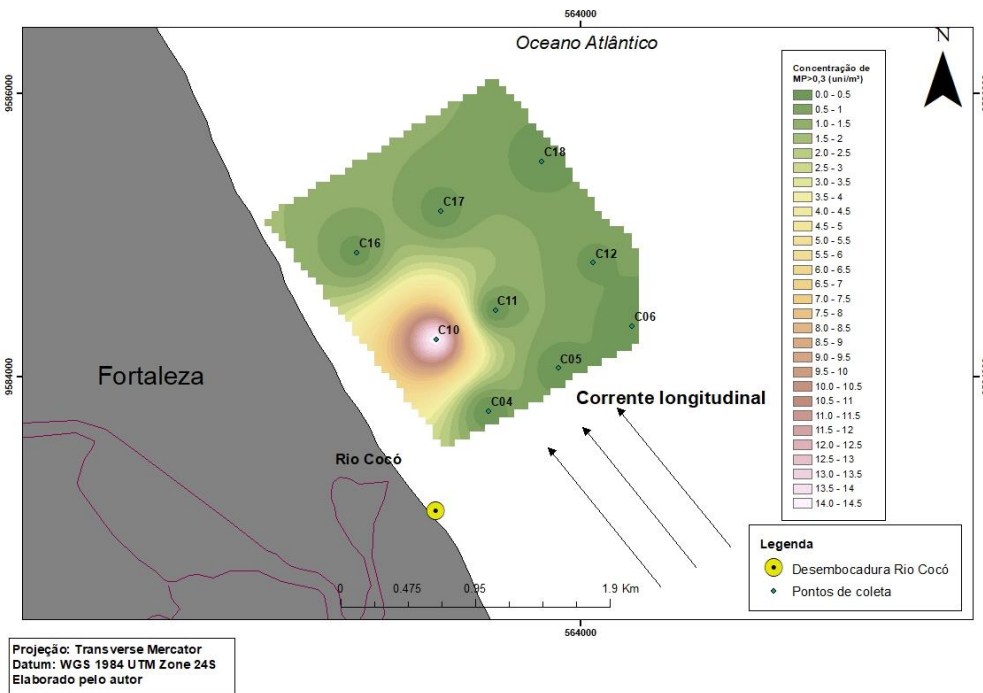


Figura 29. Concentração de microplásticos < 0,3 mm na água superficial na área oeste (riacho Maceió, drenagem pluvial, emissário submarino e desembocadura do rio Ceará) em abril/2018.

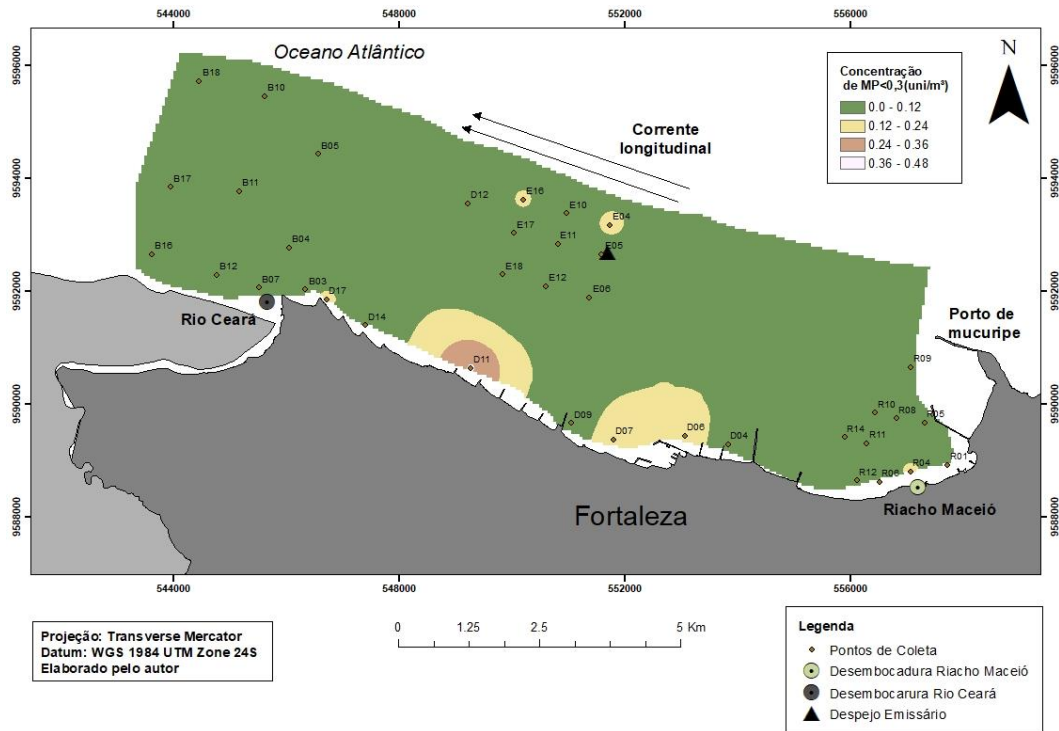
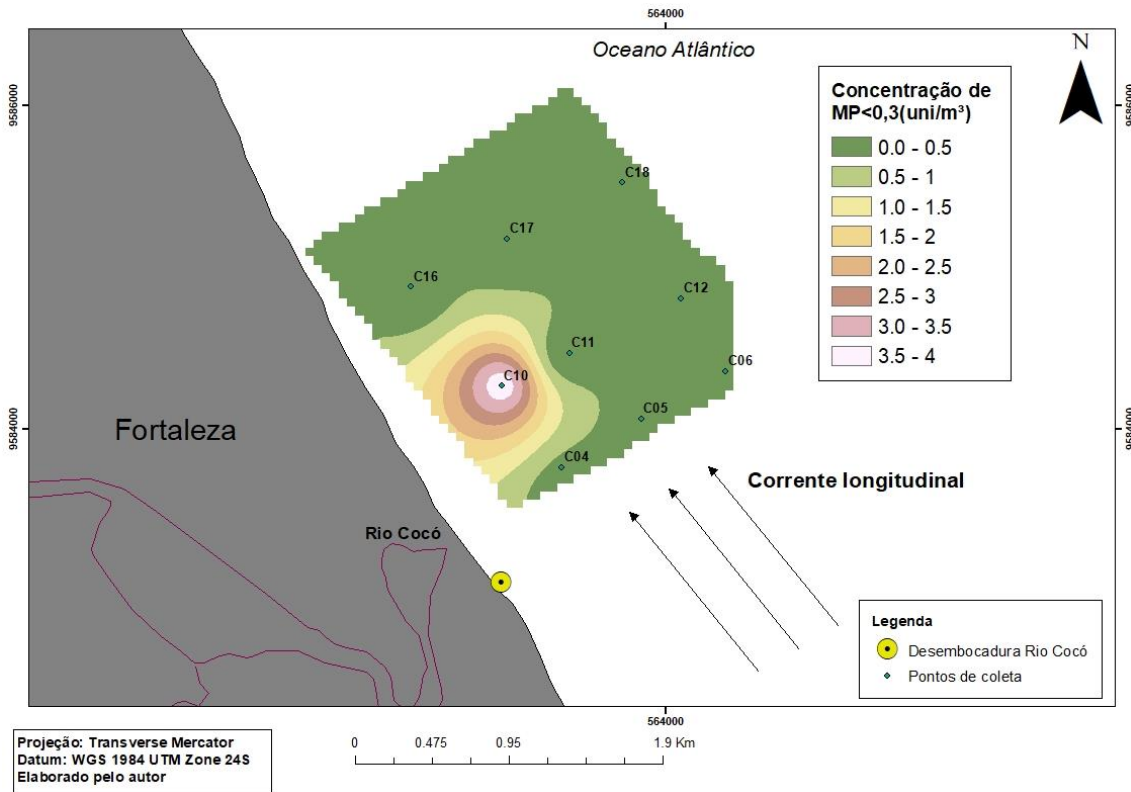


Figura 30. Concentração de microplásticos > 0,3 mm na água superficial na área leste (desembocadura do rio Cocó) em abril/2018.



Os resultados de novembro são observados nas figuras 31 a 34. Da mesma forma, a região que teve maior concentração (itens/m³) foi na desembocadura do rio Cocó em ambas as malhas de rede de coleta, tanto > 0,3 mm quanto < 0,3 mm com média 1,1 itens/m³ e 0,48 itens/m³ respectivamente. A região que apresentou menor concentração foi a área do riacho Maceió na malha >0,3 com média 0,4 itens/m³ e na drenagem na malha <0,3 com 0 média,18 itens/m³. Todas as figuras apresentaram a mesma padronização de cor, pois a concentração foi baixa em todas as áreas (limite máximo 0,5 itens/m³).

Figura 31. Concentração de microplásticos > 0,3 mm na água superficial na área oeste (riacho Maceió, drenagem pluvial, emissário submarino e desembocadura do rio Ceará) em novembro/2018.

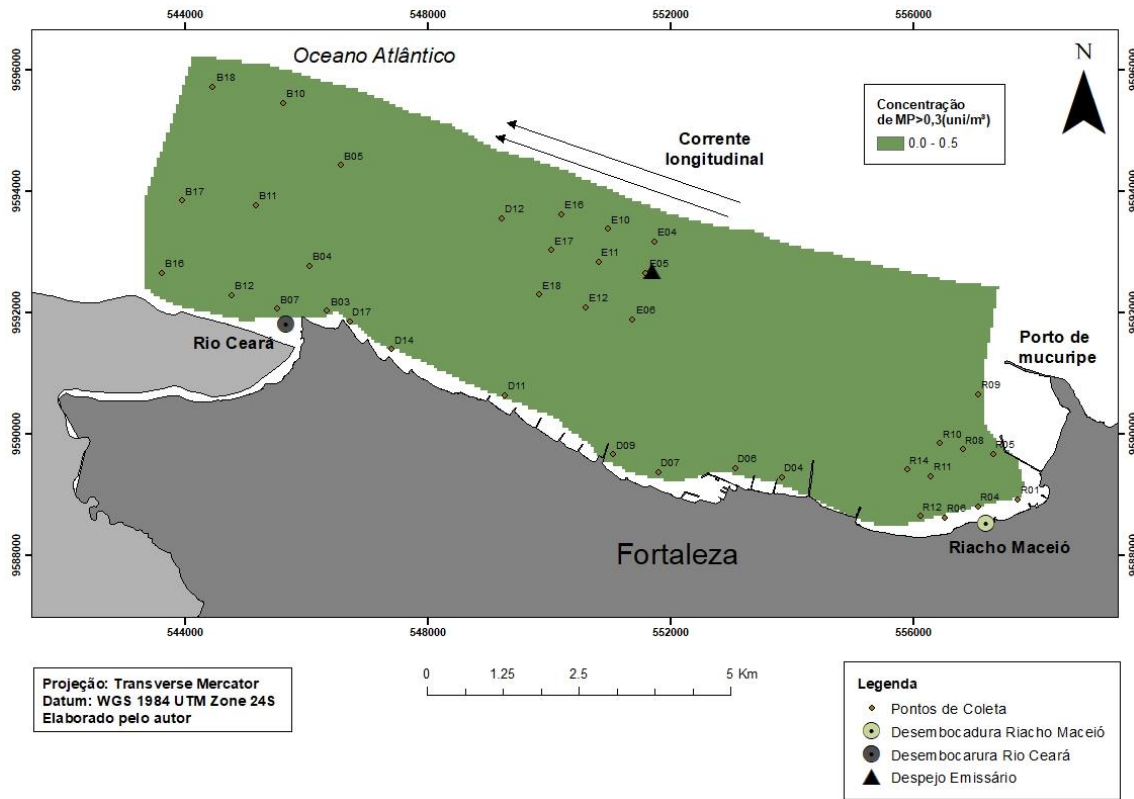


Figura 32. Concentração de microplásticos > 0,3 mm na água superficial na área leste (desembocadura do rio Cocó) em novembro/2018.

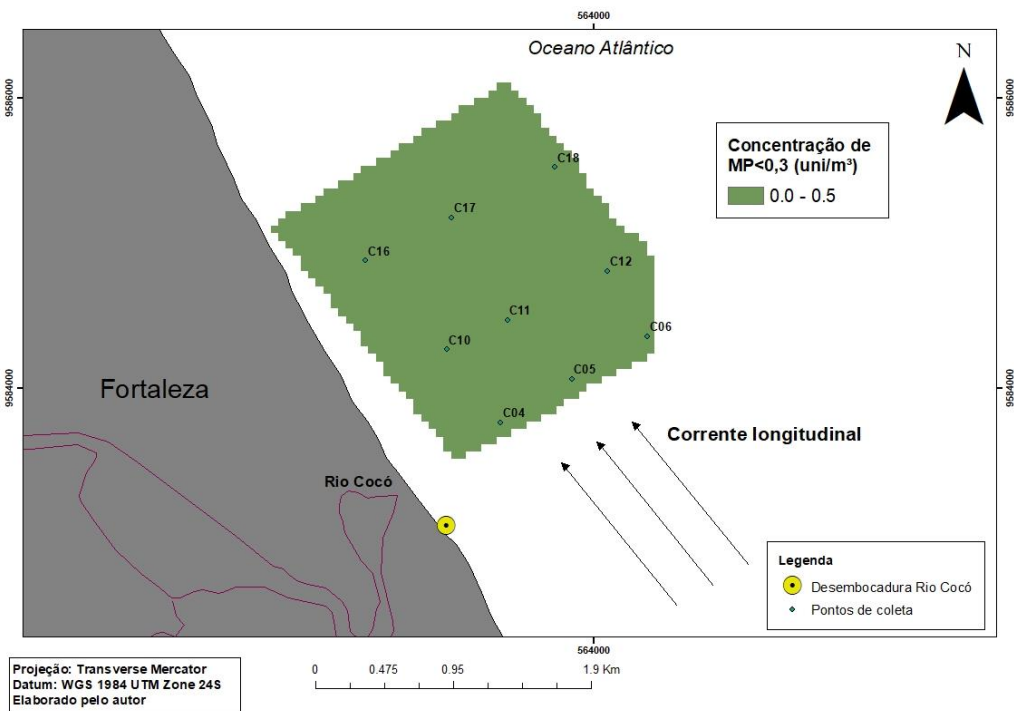


Figura 33. Concentração de microplásticos < 0,3 mm na água superficial na área oeste (riacho Maceió, drenagem pluvial, emissário submarino e desembocadura do rio Ceará) em novembro/2018.

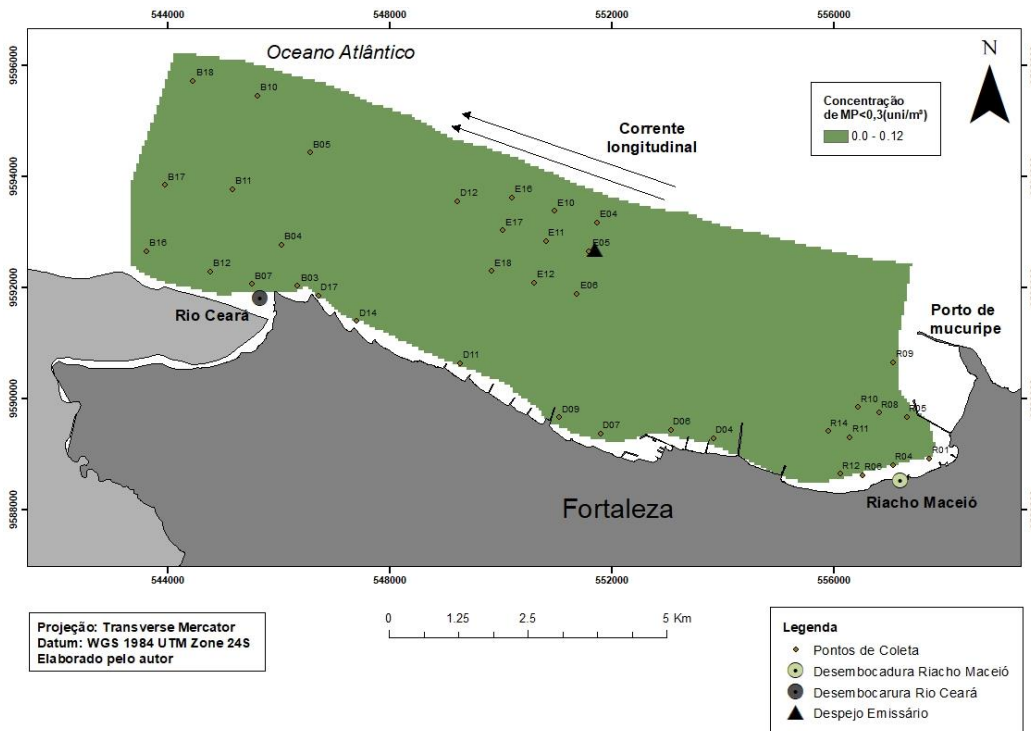
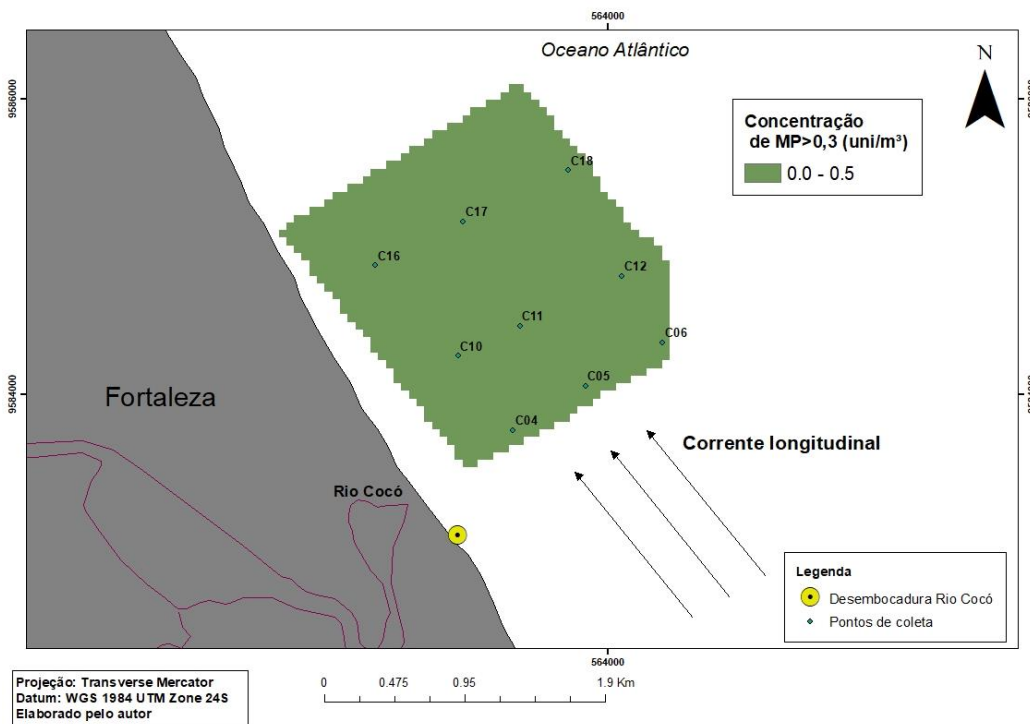


Figura 34. Concentração de microplásticos > 0,3 mm na água superficial na área leste (desembocadura do rio Cocó) em novembro/2018.



No mês de janeiro (Figuras 35 e 36), a região que teve maior concentração (itens/m³) em ambas as malhas de rede de coleta foi o emissário submarino, tanto > 0,3 mm quanto < 0,3 mm com média 0,16 itens/m³ e 0,10 itens/m³ respectivamente. As regiões que apresentaram menores concentrações foram do riacho Maceió na malha >0,3 com 0,03 itens/m e com 0,18 itens/m³ e barra do Ceará na malha >0,3 com média 0,4 itens/m³ e na drenagem na malha <0,3 com média 0,09 itens/m³.

Figura 35. Concentração de microplásticos > 0,3 mm na água superficial na área oeste (riacho Maceió, drenagem pluvial, emissário submarino e desembocadura do rio Ceará) em janeiro/2020.

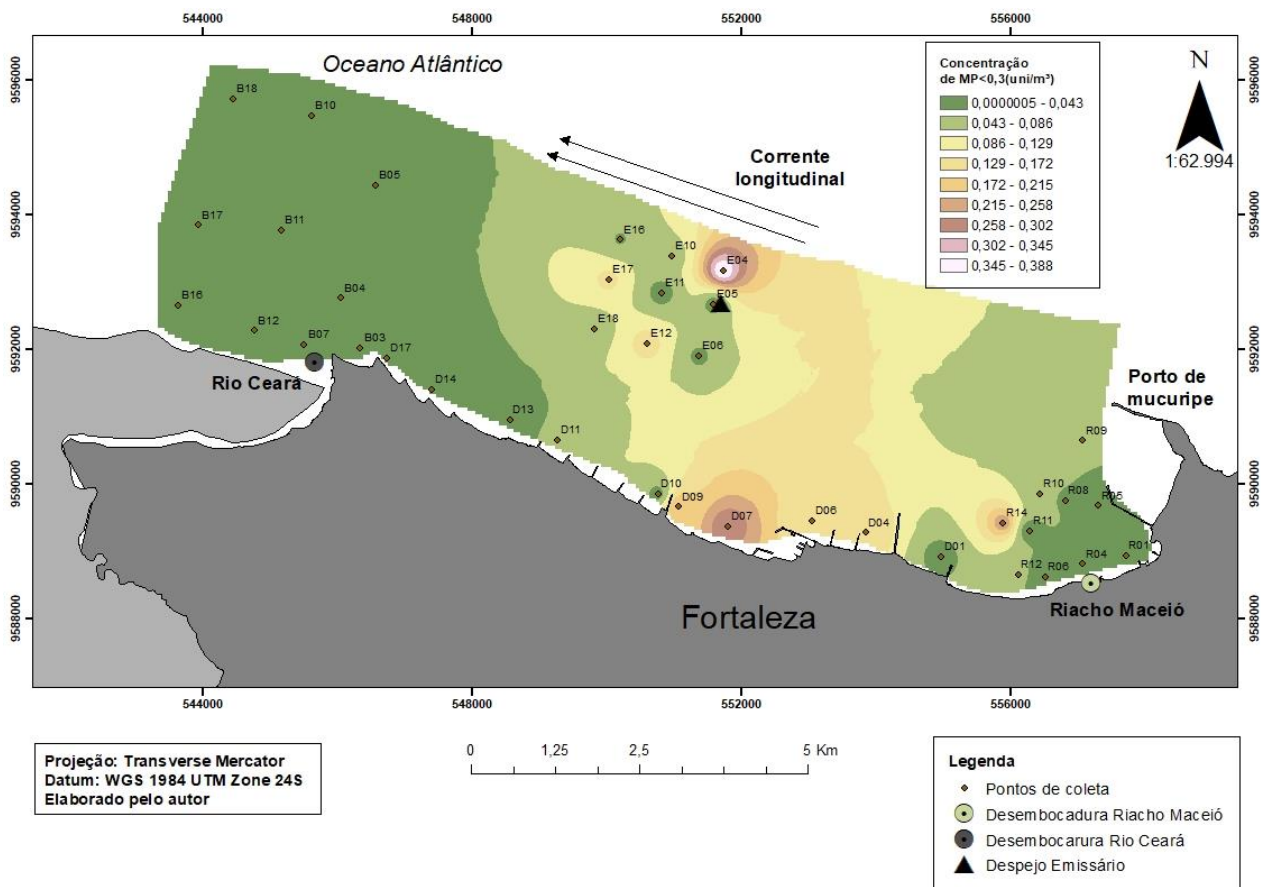
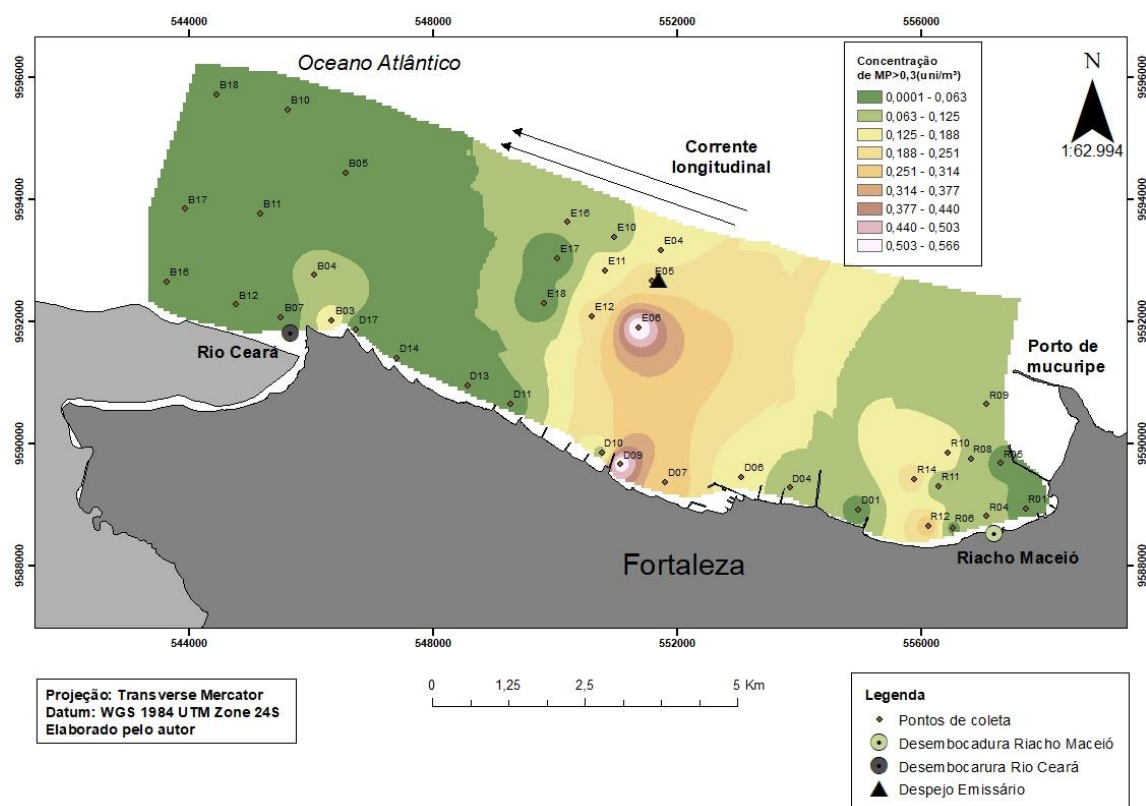


Figura 36. Concentração de microplásticos < 0,3 mm na água superficial na área oeste (riacho Maceió, drenagem pluvial, emissário submarino e desembocadura do rio Ceará) em janeiro/2020.



Embora não haja diferença significativa entre o período seco e chuvoso, observa-se uma diferença de MPs encontrados entre abril e em novembro em torno de 55%. Em Fortaleza, a precipitação pluviométrica total para o mês de abril foi de 190,6mm, valores superiores ao mês de novembro que alcançou o total de apenas 3,4mm (INMET, 2020). Esse fator é responsável por aumentar o escoamento superficial, e por sua vez, aumenta a quantidade de microplástico na área amostrada.

De acordo com Singh *et al.* (2021) o escoamento de águas urbanas é uma fonte significativa de microplástico para os corpos hídricos, sejam rios ou oceanos, principalmente em regiões de clima semiárido quando há intervalos entre o período seco e o período chuvoso. Nesse intervalo, tanto MPs quanto micropoluentes podem se acumular no solo, e no período chuvoso, são drenados aos corpos hídricos (SINGH *et al.*, 2021; SUN *et al.*, 2019).

A abundância de microplásticos encontrada neste estudo provavelmente está relacionada à urbanização próxima e à dinâmica costeira da região estudada. Um estudo feito por Garcia *et al.* (2020), no Atlântico Equatorial Ocidental, o qual abrangeu a costa da cidade de Fortaleza, relatou a presença de microplásticos com abundância entre 0,045

itens/m³ a 0,066 itens/m³ com a mesma malha de rede (0,03 mm) usada nesta pesquisa. De acordo com os pesquisadores, a região metropolitana de Fortaleza é uma das áreas mais desenvolvidas e densamente povoadas do Brasil e uma das mais modificadas por estruturas de engenharia costeira, como molhes e espigões. No geral, as descargas de cidades e estuários podem ser fontes significativas de microplásticos para os ecossistemas costeiros e o oceano (ANDRADY, 2011). Além disso, o padrão de distribuição de microplásticos também pode ser influenciado por correntes oceânicas e marés (YU et al., 2018) que podem agir para acumular esses poluentes nas linhas costeiras urbanas (por exemplo, molhes) e baías fechadas/semifechadas encontradas perto da área urbana metropolitana de Fortaleza (ORONA-NÁVAR et al., 2022).

Esses detritos são transportados pela água através dos sistemas fluviais urbanos e podem posteriormente ser transportados e dispersos por longas distâncias pelos ventos e correntes oceânicas. No meio ambiente, os materiais plásticos estão sujeitos a fragmentação devido a sua exposição aos fatores de intemperismo, ventos, chuvas e outras condições climáticas que mudam ao longo do ano (CAVALCANTE et al., 2020)

Em um outro estudo sobre abundância de microplásticos feito por Cheung *et al.* (2019) em 2015 nos rios Tai Po e Lam Tsuen, Hong Kong, constataram que depois de um evento de 3 dias de chuva, a quantidade de microplástico coletado teve quase o dobro de abundância comparado a superfície do mar costeiro em uma mesma área, portanto, os rios Ceará, rio Cocó e riacho Maceió pode ser importantes aportes de microplásticos para o oceano da costa de Fortaleza. Além disso, os pesquisadores concluíram que após um evento de chuva, a abundância pode ser muito variável e sugerem uma coleta contínua para medir o impacto da pluviosidade no meio aquático (CHEUNG; HUNG; FOK, 2019).

A região do emissário submarino foi uma das que apresentaram maior concentração de microplásticos durante todas as campanhas. A estação de tratamento de esgoto é uma importante de fonte, a qual é direcionada para o emissário submarino e em seguida levada até o oceano (descarte final) (LIU et al., 2021; TALVITIE et al., 2017). A eficiência da remoção de microplásticos das estações de tratamento de esgoto podem variar de 10,2%~99,9%.

Porto Pereira *et al.* (2015) propôs um modelo matemático para analisar a dispersão de coliformes termotolerantes ao tratamento e *Escherichia coli* no emissário submarino de Fortaleza. Tal estudo pode ser utilizado também para padrões de microplásticos, visto que eles não são efetivamente eliminados a depender do grau de tratamento. Em seus

resultados, foi constatado que a pluma do emissário submarino estava a mais de 2 km da praia mais próximo, o que poderia corroborar com a dispersão dos MPs na região do emissário. Também, concluiu-se, que a pluma foi menor no período chuvoso, quando há menos corrente, do que no período seco. Além disso, as galerias de drenagem pluviais e o riacho Maceió são um dos principais responsáveis pela má qualidade águas da orla de Fortaleza, conseqüentemente, podem ser um dos principais carregadores de microplásticos. (PORTO PEREIRA et al., 2015). Outra conclusão obtida por Porto Pereira *et al* (2015) o vento, a maré e as correntes espalham os coliformes fecais dessas fontes para áreas de lazer.

Para comparação deste estudo, compilou-se vários estudos de abundância de microplásticos realizados ao redor do mundo na tabela 14.

Tabela 14. Microplásticos em sistemas hídricos ao redor do mundo

| Área de estudo | Concentração de MP (itens/m ³) | Malha | Referência |
|-----------------------|--------------------------------------------|--------------|----------------------------------|
| Golfo do Maine | 0,54 ± 0.2 e 0,46 ± 0.3 | 0,3 mm | Lindeque <i>et al.</i> (2020) |
| Plimude (UK) | 4,08 ± 1.32 | 0,3 mm | Lindeque <i>et. al</i> (2020) |
| Mar Negro (oeste) | 9,00 | 0,2 mm | Pojar e Stock (2019) |
| Estuário Yangtze | 4137,00 | 0,3 mm | Zhao <i>et. al</i> (2014) |
| Mar da China Oriental | 0,16 | 0,3 mm | Zhao <i>et. al</i> (2014) |
| Mar da Sardenha | 0,15 | 0,5 mm | Lucia <i>et. al.</i> (2014) |
| Mar Amarelo (Norte) | 545,00 | 0,3 mm | Zhu <i>et. al.</i> (2020) |
| Baía de Guanabara | 7,10 | 0,3 mm | Olivatto <i>et al.</i> (2020) |
| Canal Inglês | 0,27 | 0,2 e 0,5 mm | Cole <i>et al.</i> (2014) |

| | | | |
|-----------------------------------------|------|--------|-------------------------------------|
| Ilha Oceânica Tropical Ocidental | 0,03 | 0,3 mm | Ivar do Sul <i>et al.</i> (2014) |
| Margem equatorial brasileira (Ceará) | 0,08 | 0,3 mm | Garcia <i>et al.</i> (2020) |

Zhao *et al.* (2014), por exemplo, fizeram amostragens no mar da China Oriental, utilizando o mesmo método de amostragem deste trabalho. Lindeque *et al.* (2020) em seus estudos realizaram amostragem em duas áreas marinhas: no Golfo do Maine-Estados Unidos da América em Plimude-Reino Unido. Estes pesquisadores utilizaram duas redes com malhas de 0,3 mm. As redes foram mantidas metades dentro e metade fora d'água em transectos de 250 metros e a uma velocidade de entre 0,7 e 2,8 m/s (semelhante a velocidade utilizada neste trabalho). Como resultado, elas encontraram valores entre $0,54 \pm 0,2$ e $0,46 \pm 0,3$ de itens/m³, para as duas redes no Golfo do Maine, e $4,08 \pm 1,32$ de itens/m³ em Plimude.

2.9.6 Concentração de microplásticos em sedimento de fundo

A concentração de microplásticos nos sedimentos entre os meses de coleta foi variável. Observando as figuras 37 a 39, percebe-se uma diferença entre a concentração máxima dos meses, sendo em abril a máxima de 240 itens/kg (D10), em novembro máxima de 90 itens/kg e 60 itens/kg em janeiro.

Embora não exista diferença estatística sazonal entre os resultados, observou-se também um padrão diferente entre os meses. Em abril, a região com maior concentração de MP em sedimento foi à próxima aos pontos de drenagem, com variação de 60 a 240 itens/kg, o que pode ser explicado pela época de chuvas neste mês e depósito de microplásticos no fundo.

Por outro lado, em novembro, a área com maior concentração foi na desembocadura do rio Cocó, alguns pontos de drenagem, do riacho Maceió e da desembocadura do Rio Ceará, variando de 60 a 90 itens/kg, valores inferiores aos pontos mais concentrados de abril. Em janeiro, há pontos da drenagem, Barra do Ceará e Riacho Maceió com as maiores concentrações de MPs.

Figura 37. Concentração de microplásticos em sedimento de fundo nas cinco áreas de coleta no mês de abril/2018.

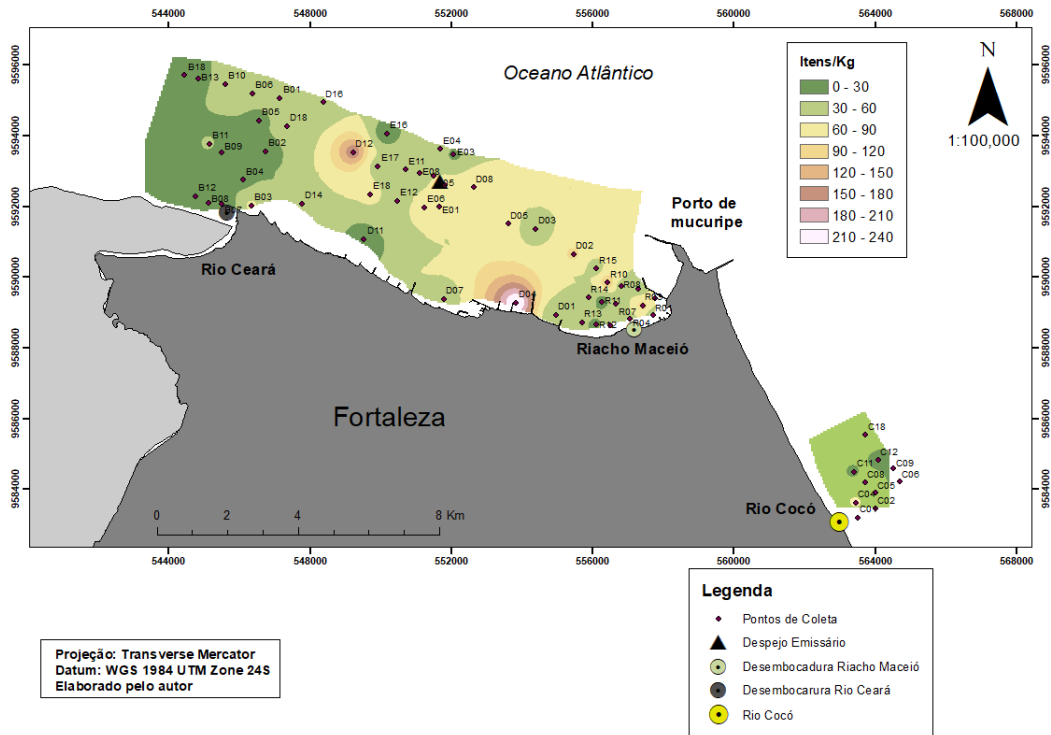


Figura 38. Concentração de microplásticos em sedimento de fundo nas cinco áreas de coleta no mês de novembro/2018.

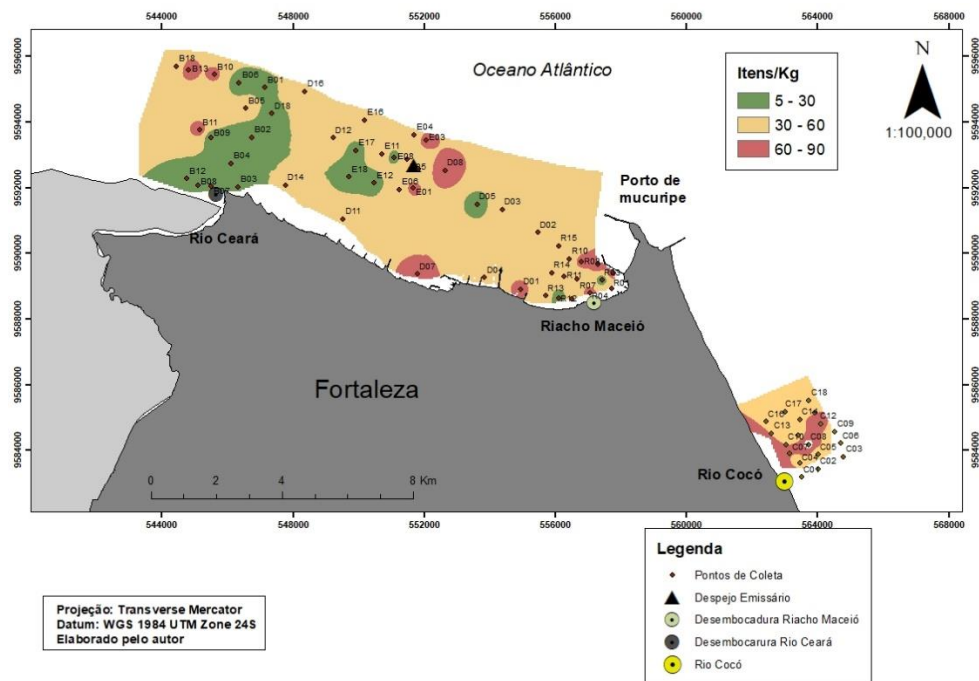
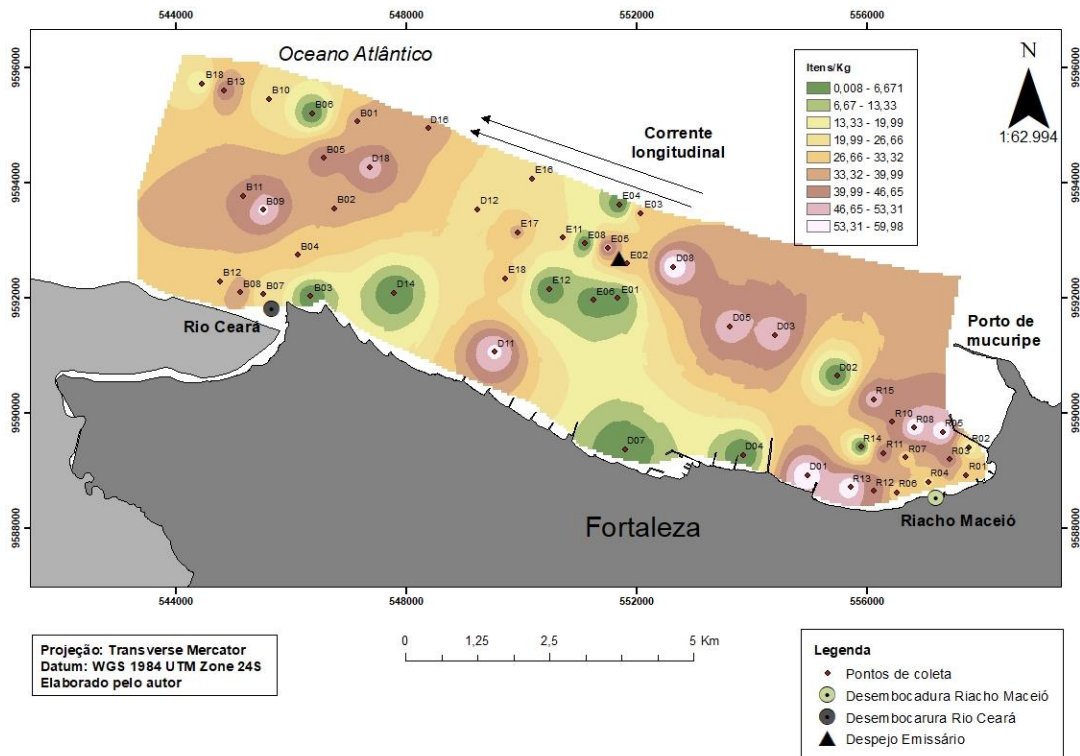


Figura 39. Concentração de microplásticos em sedimento de fundo nas quatro áreas de coleta no mês de janeiro/2020.



O rio Cocó tem maior vazão durante o mês de abril (período chuvoso), fazendo com que o material fino acumulado seja transportado e depositado na desembocadura e na plataforma adjacente apesar de ser uma área exposta a ação da dinâmica de ondas e corrente longitudinal (PEREIRA LIMA FILHO, 2019).

A dinâmica dos sedimentos pode estar relacionada ao transporte de microplásticos, pois uma vez que estejam depositados nos sedimentos, eles podem ser carreados juntamente com as diferentes frações granulométricas. De acordo com Albuquerque (2009) a região leste, durante o ano de 2018, apresentou uma grande variabilidade granulométrica, variando de areia grossa, próximo a desembocadura do rio, a areia média, ao longo da praia do Futuro, e areia fina, próximo ao porto do Mucuripe na época de chuva, em função da maior quantidade de material em suspensão.

De acordo com Pereira Lima Filho (2019), a região da plataforma situada no porto de Mucuripe, na foz do riacho Maceió, na área de descarte do emissário submarino e na desembocadura do rio Ceará caracteriza-se pela predominância de: areia média, areia fina e muito fina. Na região abrigada do porto, nas proximidades da desembocadura do riacho Maceió, a predominância foi de sedimentos finos. Essa sedimentação pode indicar uma maior contribuição do riacho na sedimentação nesse setor da plataforma, ocasionada pelo aumento da vazão.

Além disso, pode-se verificar maiores concentrações próximas a foz de rios, visto

que estudos comprovam que maiores concentrações ocorrem em fozes de rios (MEHDINIA et al., 2020), como do Cocó, Ceará e riacho Maceió. Outros fatores que contribuem para essas concentrações, conforme já falado, são: elevada densidade urbana, escoamento superficial, indústrias e ação das correntes.

Muitos estudos relatam a presença de microplásticos no sedimento de praias arenosas (ALMEIDA et al., 2022; FERNANDINO et al., 2015; LOZOYA et al., 2016; MOREIRA et al., 2016), porém, estudar sedimento de fundo marinho é bem mais complexo e demanda maiores recursos. Entretanto, alguns estudos ao redor do mundo relatam a presença e o perigo para a fauna nesses ambientes mais remotos (Tabela 15).

Wang *et al.* (2020), por exemplo, estudou sedimentos de fundo (até 5cm) de dezoito amostras do golfo da Tailândia entre 2010 e 2011 utilizando a mesma técnica deste estudo (draga de aço) e os resultados indicaram que a concentração de microplásticos foi de $150,4 \pm 86,2$ peças/kg de peso seco, representando um nível médio de poluição por microplásticos em comparação com outras áreas marinhas. Microplásticos pequenos (0,5-1 mm) compreenderam mais de 70% do total de números de microplásticos. Alguns pontos deste trabalho tiveram concentrações similares no período chuvoso.

A poluição por MP é onipresente na costa de Fortaleza, entretanto, a concentração apresenta uma grande variabilidade espacial, pois a diferença entre a máxima e a mínima entre todos os meses é quase 36 vezes maior. A contaminação vista aqui está em um nível médio comparado ao de contaminação em outras regiões. Como em outros lugares, as fibras são o tipo dominante, pode-se presumir que a principal fonte são as descargas de esgoto e a drenagem pluvial com base na forma e nos componentes dos microplásticos (WANG et al., 2020).

Em um outro estudo realizado por Baysal, Saygin & Sirin (2020) no mar de Mármara (Istambul), onde foram coletadas dez amostras com draga Van Veen no ano de 2018 foram encontrados resultados semelhantes ao desse estudo, onde a concentração de MPs variou de 0,3 itens/kg a 86,6 itens/kg. A região tem as mesmas características desse estudo, alta densidade populacional e atividades humanas, corroborando os resultados encontrados aqui.

No Brasil, são observados estudos mais recentes, como na Baía de Guanabara (BAPTISTA NETO et al., 2019), onde foram coletadas 68 amostras de sedimento (1 a 2 Kg por amostra) com uma draga *Van veen* e o resultado obtido foi 1 microplástico a cada 10g de sedimento, ou seja, uma média de 100 microplásticos a cada quilo.. De acordo

com Baptista Neto *et al.* (2019), estudos de ocorrência e concentração de microplásticos no sedimento de fundo são menos frequentes e por isso precisam de atenção com novas pesquisas. Além de serem encontrados nas regiões costeiras, os microplásticos são encontrados em sedimentos de rios, como na região amazônica (REZENDE *et al.*, 2020).

Rezende *et al.* (2020) analisaram sedimentos (entre 5-10 cm) coletados em novembro/2011 (estação seca) em sete locais dos rios Solimões, rio Negro e Rio Amazonas e as concentrações variaram de 417 a 8178 partículas/kg de sedimento seco. As maiores concentrações de microplásticos foram observadas em amostras de locais de águas rasas (profundidade de água de 5-7 m) com menor velocidade da água do rio Negro ao redor de Manaus, e a menor concentração foi encontrada na amostra mais distante coletada em uma zona mais profunda (profundidade de água de 34 m) do rio Amazonas, cerca de 110 km a jusante de Manaus. A variação das concentrações de microplásticos dentro da área estudada pode estar relacionada às características hidráulicas que definem o comportamento erosivo-depositacional dos locais de amostragem e sua proximidade com Manaus. Portanto, observa-se que pontos amostrados mais perto da costa, podem ter maiores concentrações, de acordo com a dinâmica dos sedimentos.

Dessa forma, as concentrações de microplásticos, dependem muito do local de amostragem, das profundidades e da distância ao centro de atividade humana (WANG *et al.*, 2016). É provável que as atividades turísticas, pesqueiras e entrada de efluentes pelo emissário submarino e por via dos rios locais sejam as principais fontes de fibras nos sedimentos estudados e o sedimento do fundo do mar pode ser considerado um sumidouro de microplásticos, assim como constatado por Kanhai *et al.* (2019) (KANHAI *et al.*, 2019).

Tabela 15. Microplásticos em sedimento de fundo ao redor do mundo

| Área de estudo | Concentração de MP (itens/kg) | Tipo de amostrador | Profundidade (cm) | Referência |
|------------------------------------|-------------------------------|-------------------------------------|-------------------|------------------------------------|
| Golfo da Tailândia | 150,4 ± 86,2 | Draga de aço | 0 – 5 | Wang <i>et al.</i> (2020) |
| Rio Solimões, Rio Negro e Amazonas | 417 - 8178 | Draga <i>Van Veen</i> | 0 – 5 | Rezende <i>et al.</i> (2019) |
| Mar Mármara | 0,30 - 86,6 0 | Draga <i>Van Veen</i> | - | Baysal, Saygin & Sirin (2020) |
| Baía de Guanabara | 100,00 | Draga <i>Van Veen</i> | - | Baptista Neto <i>et al.</i> (2019) |
| Baía de Tóquio | 1845,00 | Amostrador gravimétrico | 8 – 11 | Matsuguma <i>et al.</i> (2017) |
| Golfo do México | 23,30 | - | 3 – 6 | Wessel <i>et al.</i> (2016) |
| Mar mediterrâneo | 270,00 | Tubos tipo <i>core</i> subaquáticos | 0 – 3,5 | Alomar <i>et al.</i> (2016) |
| Estados Unidos (sudoeste) | 43,00 - 443,00 | Anéis de metal em maré baixa | - | Yu <i>et al.</i> (2018) |
| Lagoa de Veneza | 12,00 – 1300,00 | <i>Box corer</i> | 0,5 -1 | Vianello <i>et al.</i> (2013) |

2.9.7 Polímeros Plásticos em amostras de água e sedimento

| MP > 0,3 | | | | | |
|---------------------|------|-------|-----------|--------------|--------|
| Área | Cocó | Barra | Emissário | Drenagem | Riacho |
| Coleta/ Polímero | PE | PP | PA | Desconhecido | |
| Abril/ 2018 | 248 | 135 | 0 | 3 | |
| Novembro/2018 | 350 | 80 | 1 | 6 | |
| Janeiro /2020 | 288 | 85 | 0 | 15 | |
| Total | 979 | 320 | 1 | 26 | |
| MP < 0,3 | | | | | |
| Área | Cocó | Barra | Emissário | Drenagem | Riacho |
| Coleta/ Polímero | PE | PP | PA | Desconhecido | |
| Abril/ 2018 | 248 | 135 | 0 | 3 | |
| Novembro/2018 | 350 | 80 | 1 | 6 | |
| Janeiro /2020 | 288 | 85 | 0 | 15 | |
| Total | 979 | 320 | 1 | 26 | |

2.3 CONCLUSÕES

Este estudo revelou a presença significativa de microplásticos em diversas áreas da costa de Fortaleza-Ceará, tanto em amostras de água superficial quanto de sedimento de fundo, com variações sazonais nas concentrações. A identificação de microplásticos em mais de 90% das amostras coletadas durante diferentes meses ressalta a preocupante disseminação desses materiais nos ecossistemas aquáticos locais. As análises morfológicas e químicas das amostras permitiram identificar formas predominantes e composição polimérica, evidenciando a predominância de polietileno e polipropileno.

A concentração mais alta de microplásticos na área próxima ao emissário submarino indica possíveis fontes de liberação, enquanto a foz do rio Ceará apresentou as concentrações mais baixas. Embora não tenha havido diferença estatística sazonal nas amostras de sedimento, as variações observadas refletem influências sazonais e fluviais.

Esses resultados reforçam a necessidade contínua de monitoramento e adoção de medidas para mitigar o impacto dos microplásticos nos ambientes costeiros. O entendimento das variações sazonais e das fontes potenciais de poluição contribui para o desenvolvimento de estratégias de gestão ambiental mais eficazes e para a preservação dos ecossistemas marinhos e fluviais.

A presença alarmante de microplásticos na região estudada, evidenciada pela alta porcentagem de amostras contendo essas partículas em diferentes meses, ressalta a urgência do problema da poluição por microplásticos nessa área. Esses resultados corroboram estudos prévios que identificaram concentrações elevadas de microplásticos em ambientes marinhos, como a pesquisa de Bertoldi (2022) que apontou a presença de microplásticos em todas as amostras coletadas no lago Guaíba.

A análise dos tamanhos dos microplásticos encontrados foi essencial para compreender sua distribuição na região em questão. A diversidade de faixas de tamanho observada neste estudo está em consonância com pesquisas anteriores, enfatizando a necessidade de monitorar e caracterizar microplásticos em diferentes categorias para uma avaliação abrangente.

A identificação de áreas específicas, como a região próxima ao emissário submarino, como pontos críticos de acúmulo de microplásticos, destaca a relevância de estratégias de gerenciamento e mitigação da poluição. Essas descobertas ressaltam a importância de avaliar e monitorar cuidadosamente áreas impactadas para desenvolver

abordagens eficazes na redução da poluição por microplásticos. As limitações técnicas enfrentadas na contagem de microplásticos menores que 0,3 mm, devido à precipitação de sal em algumas amostras, sublinham a complexidade da análise de microplásticos em ambientes marinhos.

Além disso, os microplásticos em água superficial e sedimento da plataforma interna de Fortaleza foram detalhados, evidenciando a presença de fibras e fragmentos, principalmente nas cores vermelha e azul. No geral, esta pesquisa oferece informações valiosas para a gestão e conservação do ecossistema marinho e destaca a necessidade contínua de investigações detalhadas sobre os impactos dos microplásticos.

Em conclusão, os resultados obtidos a partir das análises de massa de microplásticos em diferentes áreas de coleta ao longo de três meses revelam a presença significativa desses poluentes em diversos pontos da região estudada. Como também, a análise das concentrações de microplásticos em água e nos sedimentos ao longo dos diferentes meses de coleta revelou um cenário dinâmico e complexo devido às variáveis ambientais. Embora não tenhamos encontrado diferenças estatisticamente significativas entre as estações do ano, observamos padrões distintos que sugerem interações sutis entre fatores ambientais, como chuvas e processos de deposição.

Abril mostrou-se um mês com concentrações mais elevadas de microplásticos nos sedimentos e na água superficial, especialmente nas proximidades de pontos de drenagem, indicando uma possível influência das chuvas na arraste dos microplásticos para os sedimentos costeiros. Em contraste, novembro apresentou uma concentração mais alta na desembocadura do rio Cocó e em locais próximos, sugerindo uma complexa dinâmica de transporte desses materiais.

Janeiro, por sua vez, destacou pontos de drenagem, a Barra do Ceará e o Riacho Maceió como áreas de maior concentração, indicando uma relação potencial entre características específicas desses locais e a acumulação de microplásticos.

Essa análise sazonal proporciona uma visão mais abrangente da distribuição de microplásticos em diferentes locais de coleta, oferecendo subsídios para estratégias de gerenciamento e mitigação da poluição. No entanto, ressaltamos a necessidade de estudos adicionais para compreender os mecanismos exatos por trás desses padrões sazonais, permitindo um planejamento mais eficaz para proteção dos ecossistemas marinhos e da saúde humana, além de que a interpretação exata das fontes de microplásticos no litoral de Fortaleza não pode ser confirmada, necessitando de estudos com foco nessa problemática.

REFERÊNCIAS

- Almeida, C.C., De Araújo Cavalcante, W., Brito, C.D.A., Silva, L.N.G., Bochow, M., Santaella, S.T., 2022. Establishing a Standard-Basis for the Characterization of Marine Microplastic-Pellets. *J. Integr. Coast. Zo. Manag.* 22, 193–205. <https://doi.org/10.5894/rgci-n436>
- Alomar, C., Estarellas, F., Deudero, S., 2016. Microplastics in the Mediterranean Sea : Deposition in coastal shallow sediments , spatial variation and preferential grain size. *Mar. Environ. Res.* 115, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.01.005>
- Andrady, A.L., 2017. The plastic in microplastics: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 119, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>
- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Andrady, A.L., Neal, M.A., 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 1977–1984. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304>
- Avio, C.G., Gorbi, S., Regoli, F., 2017. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Mar. Environ. Res.* 128, 2–11. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.012>
- Baptista Neto, J.A., Carvalho, D.G. De, Medeiros, K., Drabinski, T.L., Melo, G.V. De, Silva, R.C.O., Ceddia, D., Silva, P., Batista, L.D.S., Tavares, G., Dias, M., Monteiro, E., Regis, J., 2019. The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro / Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 149, 110558. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110558>
- Barrett, J., Chase, Z., Zhang, J., Holl, M.M.B., Willis, K., Williams, A., Hardesty, B.D., Wilcox, C., 2020. Microplastic Pollution in Deep-Sea Sediments From the Great Australian Bight. *Front. Mar. Sci.* 7, 1–10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.576170>
- Bellas, J., Martínez-Armental, J., Martínez-Cámara, A., Besada, V., Martínez-Gómez, C., 2016. Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Mar. Pollut. Bull.* 109, 55–60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.026>

- Bertoldi, C.F., 2022. Distribuição espaçotemporal, abundância e caracterização de microplásticos em águas superficiais do Lago Guaíba 177.
- Browne, M.A., Niven, S.J., Galloway, T.S., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2013. Report Microplastic Moves Pollutants and Additives to Worms , Reducing Functions Linked to Health and Biodiversity. CURBIO 23, 2388–2392. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.012>
- Cai, L., Wang, J., Peng, J., Wu, Z., Tan, X., 2018. Observation of the degradation of three types of plastic pellets exposed to UV irradiation in three different environments. Sci. Total Environ. 628–629, 740–747. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.079>
- Carr, S.A., Liu, J., Tesoro, A.G., 2016. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. Water Res. 91, 174–182. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>
- Castro, R.O., Silva, M.L. da, Araújo, F.V. de, 2018. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. Ocean Coast. Manag. 165, 385–400. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.09.013>
- Cavalcante, R.M., Pinheiro, L.S., Teixeira, C.E.P., Paiva, B.P., Fernandes, G.M., Brandão, D.B., Frota, F.F., Filho, F.J.N.S., Schettini, C.A.F., 2020. Marine debris on a tropical coastline: Abundance, predominant sources and fate in a region with multiple activities (Fortaleza, Ceará, northeastern Brazil). Waste Manag. 108, 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.026>
- Cavalcante, R.M., Sousa, F.W., Nascimento, R.F., Silveira, E.R., Freire, G.S.S., 2009. The impact of urbanization on tropical mangroves (Fortaleza, Brazil): Evidence from PAH distribution in sediments. J. Environ. Manage. 91, 328–335. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.08.020>
- Cheung, P.K., Hung, P.L., Fok, L., 2019. River Microplastic Contamination and Dynamics upon a Rainfall Event in Hong Kong , China 253–264.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T.S., 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. Environ. Sci. Technol. 47, 6646–6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>
- Dantas, N.C.F.M., Duarte, O.S., Ferreira, W.C., Ayala, A.P., Rezende, C.F., Feitosa, C. V., 2020. Plastic intake does not depend on fish eating habits : Identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. Mar. Pollut. Bull. 153, 110959. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110959>

- de Morais, J.O., Tintelnot, M., Irion, G., Souza Pinheiro, L., 2006. Pathways of clay mineral transport in the coastal zone of the Brazilian continental shelf from Ceará to the mouth of the Amazon River. *Geo-Marine Lett.* 26, 16–22. <https://doi.org/10.1007/s00367-005-0011-1>
- Dias, F.J.S., 2011. Circulação e massas de água na plataforma continental leste do Ceará: modelagem numérica e observações 329.
- dos santos Leonor, D.A., 2020. Micro plásticos em águas e sedimentos da costa algarvia.
- Epa, 1992. Plastic Pellets in the Aquatic Environment: Sources and Recommendations. United States Environ. Prot. Agency 56. [https://doi.org/EPA 842-S-93-001](https://doi.org/EPA%20842-S-93-001)
- Fahrenfeld, N.L., Arbuckle-Keil, G., Naderi Beni, N., Bartelt-Hunt, S.L., 2019. Source tracking microplastics in the freshwater environment. *TrAC - Trends Anal. Chem.* 112, 248–254. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.030>
- Fernandino, G., Elliff, C.I., Silva, I.R., Bittencourt, A.C.S.P., 2015. How many pellets are too many ? The pellet pollution index as a tool to assess beach pollution by plastic resin pellets in Salvador , Bahia , Brazil * 15, 325–332. <https://doi.org/10.5894/rgci566>
- Freitas, P.P. DE, 2015. UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS MODELAGEM HIDRODINÂMICA DA CIRCULAÇÃO SOBRE A PLATAFORMA CONTINENTAL DO CEARÁ - BRASIL FORTALEZA , CEARÁ MODELAGEM HIDRODINÂMICA DA CIRCULAÇÃO SOBRE A P.
- Gall, S.C., Thompson, R.C., 2015. The impact of debris on marine life. *Mar. Pollut. Bull.* 92, 170–179. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>
- Garcia, T.M., Campos, C.C., Mota, E.M.T., Santos, N.M.O., Campelo, R.P. de S., Prado, L.C.G., Melo Junior, M., Soares, M. de O., 2020. Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). *Mar. Pollut. Bull.* 150. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110705>
- Harris, P.T., 2020. The fate of microplastic in marine sedimentary environments: A review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.* 158, 111398. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111398>
- Hermesen, E., Mintenig, S.M., Besseling, E., Koelmans, A.A., 2018. Quality Criteria for the Analysis of Microplastic in Biota Samples: A Critical Review. *Environ. Sci. Technol.* 52, 10230–10240. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01611>
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the

- marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. ... *Sci. Technol.* 46, 3060–75. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
- Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E.R., Farrington, J.W., Reddy, C.M., Peacock, E.E., Ward, M.W., 2011. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1683–1692. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.004>
- Horton, A.A., Walton, A., Spurgeon, D.J., Lahive, E., Svendsen, C., 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci. Total Environ.* 586, 127–141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- I.B. de G. e E. IBGE, População estimada, Inst. Bras. Geogr. e Estatística. (2020). <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/fortaleza/panorama> . Acesso em: 18 de julho 2023.
- Jaumot, J., 2020. Microplastics : A Critical Review of Sorption Factors ,.
- Kanhai, L.D.K., Johansson, C., Frias, J.P.G.L., Gardfeldt, K., Thompson, R.C., O'Connor, I., 2019. Deep sea sediments of the Arctic Central Basin: A potential sink for microplastics. *Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 145, 137–142. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2019.03.003>
- Knoppers, B., Ekau, W., Figueiredo, A.G., 1999. The coast and shelf of east and northeast Brazil and material transport 47, 171–178.
- Kooi, M., Reisser, J., Slat, B., Ferrari, F.F., Schmid, M.S., Cunsolo, S., Brambini, R., Noble, K., Lys-anne, S., Linders, T.E.W., Schoeneich-argent, R.I., Koelmans, A.A., 2016. The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean. *Nat. Publ. Gr.* 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep33882>
- Kowalski, N., Reichardt, A.M., Waniek, J.J., 2016. Sinking rates of microplastics and potential implications of their alteration by physical , biological , and chemical factors. *MPB* 109, 310–319. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.064>
- Li, X., Chen, L., Mei, Q., Dong, B., Dai, X., Ding, G., Zeng, E.Y., 2018. Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. *Water Res.* 142, 75–85. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.034>
- Li, Y., Zhang, H., Tang, C., 2020. A review of possible pathways of marine microplastics transport in the ocean. *Anthr. Coasts* 3, 6–13. <https://doi.org/10.1139/anc-2018-0030>
- Lisbeth, V.C., Lisa, D., Francois, G., Johan, R., R, J.C., Plateaustaat, J., 2015.

- Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects 111, 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>
- Liu, W., Zhang, J., Liu, H., Guo, X., Zhang, X., Yao, X., Cao, Z., Zhang, T., 2021. A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms. *Environ. Int.* 146, 106277. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106277>
- Lousada, Y.T.C., 2017. Mapeamento De Habitats Marinheiros Da Plataforma Continental Interna Da Praia De Iracema – Fortaleza – Ceará 57.
- Lozoya, J.P., Teixeira de Mello, F., Carrizo, D., Weinstein, F., Olivera, Y., Cedrés, F., Pereira, M., Fossati, M., 2016. Plastics and microplastics on recreational beaches in Punta del Este (Uruguay): Unseen critical residents? *Environ. Pollut.* 218, 931–941. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.041>
- Luo, H., Xiang, Y., Li, Y., Zhao, Y., Pan, X., 2020. Science of the Total Environment Weathering alters surface characteristic of TiO₂-pigmented microplastics and particle size distribution of TiO₂ released into water 729. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139083>
- Mak, C.W., Tsang, Y.Y., Leung, M.M.L., Fang, J.K.H., Chan, K.M., 2020. Microplastics from effluents of sewage treatment works and stormwater discharging into the Victoria Harbor, Hong Kong. *Mar. Pollut. Bull.* 157, 111181. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111181>
- Marino, M.T.R.D., Freire, G.S.S., Horn Filho, N.O., 2013. Variações granulométricas ao longo da costa da região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. *Rev. Gestão Costeira Integr.* 13, 267–282. <https://doi.org/10.5894/rgci411>
- Matsuguma, Y., Takada, H., Kumata, H., Kanke, H., 2017. Microplastics in Sediment Cores from Asia and Africa as Indicators of Temporal Trends in Plastic Pollution. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 73, 230–239. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0414-9>
- Mehdinia, A., Dehbandi, R., Hamzehpour, A., Rahnama, R., 2020. Identification of microplastics in the sediments of southern coasts of the Caspian Sea, north of Iran. *Environ. Pollut.* 258, 113738. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113738>
- Meijer, L.J.J., van Emmerik, T., van der Ent, R., Schmidt, C., Lebreton, L., 2021. More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Sci. Adv.* 7, 1–14. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>
- Menezes, E.A., Trindade, E.C.P., Costa, M.M., Freire, C.C.F., Cavalcante, M.D.S.,

- Cunha, F.A., 2004. Airborne fungi isolated from Fortaleza City, State of Ceará, Brazil. *Rev. Inst. Med. Trop. Sao Paulo* 46, 133–137. <https://doi.org/10.1590/S0036-46652004000300003>
- Mintenig, S.M., Int-Veen, I., Löder, M.G.J., Primpke, S., Gerdts, G., 2017. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Res.* 108, 365–372. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>
- Miranda, D. de A., de Carvalho-Souza, G.F., 2016. Are we eating plastic-ingesting fish? *Mar. Pollut. Bull.* 103, 109–114. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.035>
- Moore, C.J., 2008. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environ. Res.* 108, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>
- Moreira, F.T., Balthazar-Silva, D., Barbosa, L., Turra, A., 2016. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. *Environ. Pollut.* 218, 313–321. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.006>
- Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J.L., Pereira, T., 2015. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Mar. Pollut. Bull.* 101, 119–126. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.008>
- Nolasco, M.E., Lemos, V.A.S., López, G., Soares, S.A., Feitosa, J.P.M., Araújo, B.S., Ayala, A.P., de Azevedo, M.M.F., Santos, F.E.P., Cavalcante, R.M., 2022. Morphology, Chemical Characterization and Sources of Microplastics in a Coastal City in the Equatorial Zone with Diverse Anthropogenic Activities (Fortaleza city, Brazil). *J. Polym. Environ.* 30, 2862–2874. <https://doi.org/10.1007/s10924-022-02405-5>
- Olivatto, G.P., Clara, M., Martins, T., Montagner, C.C., Henry, T.B., Carreira, R.S., Bay, G., 2019. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay , Rio de Guanabara Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 139, 157–162. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.042>
- Orona-Návar, C., García-Morales, R., Loge, F.J., Mahlknecht, J., Aguilar-Hernández, I., Ornelas-Soto, N., 2022. Microplastics in Latin America and the Caribbean: A review on current status and perspectives. *J. Environ. Manage.* 309. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114698>
- Pabortsava, K., Lampitt, R.S., 2020. High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. *Nat. Commun.* 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41467->

020-17932-9

- Pakhomova, S., Berezina, A., Lusher, A.L., Zhdanov, I., Silvestrova, K., Zavialov, P., van Bavel, B., Yakushev, E., 2022. Microplastic variability in subsurface water from the Arctic to Antarctica. *Environ. Pollut.* 298, 118808. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118808>
- Pereira Lima Filho, R., 2019. VARIACÃO SAZONAL DA SEDIMENTAÇÃO E MORFOLOGIA DA PLATAFORMA CONTINENTAL INTERNA DE FORTALEZA/CE 112.
- Pereira Lima Filho, R., Pimenta de Novaes Castelo Branco, M., Souza Pinheiro, L. de, 2019. Contribuição do rio Cocó e riacho Maceió na sedimentação da plataforma interna de Fortaleza-CE. *Rev. Geociências do Nord.* 5. <https://doi.org/10.21680/2447-3359.2019v5n0id18474>
- Pereira, S.P., Rosman, P.C.C., Alvarez, C., Oliveira, R.S., Schetini, C.A.F., Vieira, R.H.S.F., 2011. Modeling of Coastal Water Contamination in Fortaleza (Northeast Of Brazil). *Int. Symp. Outfall Syst.*
- PLASTICSEUROPE. Plastic the Plastics – the Facts 2021 An analysis of European plastics production , demand and waste data 2021. n. October, 2021.
- PLASTICSEUROPE. Plastic the Plastics – the Facts 2022 An analysis of European plastics production , demand and waste data 2022. n. October, 2022.
- Porto Pereira, S., Rosman P, Alvarez C, Schetini C, Souza R, Vieira R, 2015. Modeling of coastal water contamination in Fortaleza (Northeastern Brazil). *water Sci. Technol.* 72, 928–936.
- Reed, S., Clark, M., Thompson, R., Hughes, K.A., 2018. Microplastics in marine sediments near Rothera Research Station, Antarctica. *Mar. Pollut. Bull.* 133, 460–463. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.068>
- Rezende, C., Nascimento, F., Oliveira, A., Henrique, C., Labuto, G., Semensatto, D., 2020. Microplastics in sediments from Amazon rivers , Brazil. *Sci. Total Environ.* 749, 141604. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141604>
- Rose, D., Webber, M., 2019. Science of the Total Environment Characterization of microplastics in the surface waters of Kingston Harbour. *Sci. Total Environ.* 664, 753–760. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.319>
- Singh, N., Mondal, A., Bagri, A., Tiwari, E., Khandelwal, N., 2021. Characteristics and spatial distribution of microplastics in the lower Ganga River water and sediment. *Mar. Pollut. Bull.* 163, 111960. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111960>

- Stifanese, R., Morgana, S., Ghigliotti, L., Est, N., Wieckzorek, A., Doyle, T., Christiansen, J.S., Faimali, M., Garaventa, F., 2018. Microplastics in the Arctic : A case study with sub-surface water and fish samples off Northeast Greenland * 242, 1078–1086. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.001>
- Stock, F., Kochleus, C., Bansch-Baltruschat, B., Brennholt, N., Reifferscheid, G., 2019. Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – A review. *TrAC - Trends Anal. Chem.* 113, 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.01.014>
- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M.C.M., Ni, B.J., 2019. Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Res.* 152, 21–37. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050>
- Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., Setälä, O., 2017. Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Res.* 123, 401–407. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>
- Taniguchi, S., Colabuono, F.I., Dias, P.S., Oliveira, R., Fisner, M., Turra, A., Izar, G.M., Abessa, D.M.S., Saha, M., Hosoda, J., Yamashita, R., Takada, H., Lourenço, R.A., Magalhães, C.A., Bicego, M.C., Montone, R.C., 2016. Spatial variability in persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons found in beach-stranded pellets along the coast of the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 106, 87–94. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.024>
- Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R.U., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Bjorn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H., 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 2027–2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Thompson, R.C., 2004. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science* (80-.). 304, 838–838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Turner, A., Holmes, L., 2011. Occurrence, distribution and characteristics of beached plastic production pellets on the island of Malta (central Mediterranean). *Mar. Pollut. Bull.* 62, 377–381. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.09.027>
- Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C.R., 2013. Microplastic

- pollution in deep-sea sediments. *Environ. Pollut.* 182, 495–499. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013>
- Veerasingam, S., Saha, M., Suneel, V., Vethamony, P., Rodrigues, A.C., Bhattacharyya, S., Naik, B.G., 2016. Characteristics, seasonal distribution and surface degradation features of microplastic pellets along the Goa coast, India. *Chemosphere* 159, 496–505. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.056>
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L., 2013. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 130, 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022>
- Vieira, R.H.S.F., Catter, K.M., Saker-sampaio, S., Rodrigues, D.P., Theophilo, G.N.D., 2002. THE STORMWATER DRAIN SYSTEM AS A POLLUTION VECTOR OF THE SEASHORE IN FORTALEZA (CEARÁ STATE , BRAZIL) 294–298.
- Vital, H., State, N., Stattegger, K., Schwarzer, K., Frazão, E.P., Tabosa, W.F., Silveira, I.M., 2008. A MODERN HIGH-ENERGY SILICICLASTIC – CARBONATE PLATFORM: CONTINENTAL SHELF ADJACENT TO NORTHERN RIO GRANDE DO NORTE STATE , NORTHEASTERN BRAZIL *Atl a n ti c O ce an* 175–188.
- Waller, C.L., Griffiths, H.J., Waluda, C.M., Thorpe, S.E., Loaiza, I., Moreno, B., Pacherres, C.O., Hughes, K.A., 2017. Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research. *Sci. Total Environ.* 598, 220–227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.283>
- Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., Li, M., 2016. The behaviors of microplastics in the marine environment. *Mar. Environ. Res.* 113, 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.10.014>
- Wang, W., Ndungu, A.W., Li, Z., Wang, J., 2017. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Sci. Total Environ.* 575, 1369–1374. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.213>
- Wang, Y., Zou, X., Peng, C., Qiao, S., Wang, T., Yu, W., 2020. Occurrence and distribution of microplastics in surface sediments from the Gulf of Thailand. *Mar. Pollut. Bull.* 152, 110916. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110916>
- Wessel, C.C., Lockridge, G.R., Battiste, D., Cebrian, J., 2016. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Mar. Pollut. Bull.* 109, 178–183.

- <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.002>
- Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ. Pollut.* 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Ximenes Neto, A.R., Morais, J.O. de, Ciarlini, C., 2018. Modern and relict sedimentary systems of the semi-arid continental shelf in NE Brazil. *J. South Am. Earth Sci.* 84, 56–68. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2018.03.004>
- Yan, M., Wang, L., Dai, Y., Sun, H., Liu, C., 2021. Behavior of Microplastics in Inland Waters: Aggregation, Settlement, and Transport. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 107, 700–709. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-03087-2>
- Yu, J., Wang, P., Ni, F., Cizdziel, J., Wu, D., Zhao, Q., 2019. Characterization of microplastics in environment by thermal gravimetric analysis coupled with Fourier transform infrared spectroscopy. *Mar. Pollut. Bull.* 145, 153–160. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.037>
- Yu, X., Ladewig, S., Bao, S., Toline, C.A., Whitmire, S., Chow, A.T., 2018. Science of the Total Environment Occurrence and distribution of microplastics at selected coastal sites along the southeastern United States. *Sci. Total Environ.* 613–614, 298–305. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.100>
- Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., Li, D., 2014. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System , China : First observations on occurrence , distribution. *Mar. Pollut. Bull.* 86, 562–568. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032>
- Zhou, Y., He, G., Jiang, X., Yao, L., Ouyang, L., 2021. Microplastic contamination is ubiquitous in riparian soils and strongly related to elevation , precipitation and population density. *J. Hazard. Mater.* 411, 125178. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125178>

CAPÍTULO 3

3.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em um cenário global onde a produção de produtos plásticos aumenta constantemente desde a década de 1950, a emergência dos microplásticos como uma forma alarmante de poluição marinha tornou-se uma preocupação na comunidade científica mundo, visto a quantidade de trabalhos realizados ao redor do globo. Essas minúsculas partículas, com dimensões inferiores a 5 mm, infiltram-se nos ecossistemas marinhos provenientes de diversas fontes terrestres e marinhas, resultando em impactos prejudiciais aos organismos marinhos e ao meio ambiente em geral. Com a dominância dos resíduos plásticos nos detritos marinhos (representando de 60% a 85%), a importância de compreender a extensão desse problema é cada vez mais evidente.

O estudo da poluição por microplásticos em ecossistemas aquáticos tem experimentado um crescimento substancial na última década, inclusive no Brasil. No entanto, a compreensão da dispersão, deposição e acumulação dessas partículas nas águas costeiras do Brasil, e principalmente do litoral de Fortaleza ainda carece de informações detalhadas. Nesse contexto, esta pesquisa desempenha um papel crucial ao se propôr a investigar variações sazonais na quantidade de microplásticos, além de realizar uma caracterização morfológica e química de amostras de água e sedimento coletadas ao longo da costa de Fortaleza, Brasil.

Ao considerar a complexidade dos ecossistemas costeiros e a crescente conscientização sobre os impactos ambientais dos resíduos plásticos, o estudo contribui para preencher uma lacuna de conhecimento. A comparação das variações sazonais na presença de microplásticos oferece uma visão sobre como as condições climáticas podem influenciar a dispersão dessas partículas. A caracterização detalhada da morfologia e composição química das amostras coletadas não apenas enriquece nossa compreensão das características desses microplásticos, mas também fornece insights para a origem e trajetória dessas partículas no ambiente costeiro.

À medida que os esforços para mitigar a poluição por plásticos ganham celeridade, este estudo tem o potencial de informar estratégias de gestão ambiental e sensibilização pública. Através da combinação de métodos de análise avançados e um escopo abrangente de amostragem, espera-se que os resultados deste estudo contribuam para um melhor

entendimento das dinâmicas da poluição por microplásticos nas águas costeiras de Fortaleza e inspirem ações concretas para preservar a saúde desses ecossistemas preciosos. Portanto, o estudo não apenas abre caminho para abordagens mais eficazes no manejo de resíduos plásticos, mas também destaca a importância de uma abordagem multidisciplinar (físico, químico, biológico e geológico) para lidar com os desafios ambientais contemporâneos.

Uma medida importante seria a aprovação de legislação referente à disposição e manejo de microplásticos, uma vez que no Brasil ainda não existe nenhuma legislação deste tipo. Ainda, tramita-se no Congresso Nacional brasileiro o projeto de lei Nº. 6528/2016, que prevê a proibição, importação e comercialização em território brasileiro de produtos que contenham esferas microplásticas, porém aguarda designação de relator na comissão de constituição e justiça e cidadania (CCJC), mostrando que no país não há uma preocupação urgente.

De toda forma, este projeto está muito aquém da magnitude do problema atual, pois trata apenas sobre microesfêrulas plásticas presentes apenas em produtos de higiene, excluindo-se, portanto, a matéria prima para produção de produtos plásticos (pellets), a questão do uso de sacolas plásticas, que apenas alguns Estados brasileiros adotam essa proibição (a exemplo Rio de Janeiro e São Paulo), a questão do tratamento de esgoto que pode ser capaz de impedir que as fibras cheguem até os corpos hídricos. Portanto, seriam necessárias medidas mais rígidas para a minimização dos impactos gerais causados pelos microplásticos. Por fim, ressalta-se a importância de desenvolver mais trabalhos englobando microplásticos na costa do Brasil, em especial no litoral fortalezense e cearense para fornecer dados mais precisos sobre os impactos e a poluição causada por eles e propor uma possível política de manejo para o problema.