



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

**FRANCISCO DAS CHAGAS SILVA BARBOSA**

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE MICROPLÁSTICOS NAS ÁGUAS  
SUPERFICIAIS DE UM ESTUÁRIO URBANO NO NORDESTE DO BRASIL**

**FORTALEZA**

**2024**

FRANCISCO DAS CHAGAS SILVA BARBOSA

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE MICROPLÁSTICOS NAS ÁGUAS  
SUPERFICIAIS DE UM ESTUÁRIO URBANO NO NORDESTE DO BRASIL

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Ciência, Tecnologia e Gestão Costeira e Oceânica.

Orientador: Prof. Dr. Michael Barbosa Viana.

FORTALEZA

2024

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)

---

B197v Barbosa, Francisco das Chagas Silva.

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE MICROPLÁSTICOS NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DE UM ESTUÁRIO URBANO NO NORDESTE DO BRASIL / Francisco das Chagas Silva Barbosa. – 2024.  
57 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2024.

Orientação: Prof. Dr. Michael Barbosa Viana.

1. Poluição marinha. 2. Partículas de plástico. 3. Polímeros sintéticos. I. Título.

CDD 551.46

---

FRANCISCO DAS CHAGAS SILVA BARBOSA

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE MICROPLÁSTICOS NAS ÁGUAS  
SUPERFICIAIS DE UM ESTUÁRIO URBANO NO NORDESTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Ciência, Tecnologia e Gestão Costeira e Oceânica.

Aprovada em: 27/05/2024.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Michael Barbosa Viana (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Tommaso Giarrizo  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Dra. Tamyrís Pegado de Souza e Silva  
Universidade Federal do Pará (UFPA)

À minha família.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pelas bênçãos e por ter me guiado até aqui.

Aos meus pais, João de Deus e Valnice, por serem a base da minha educação e de quem eu sou.

Aos meus irmãos Gabriel, Bezalel e em especial a minha irmã Flaviana, por todo incentivo e apoio desde o início de minha trajetória.

À minha linda namorada Mariany, por ser minha fonte de inspiração, minha companheira e meu porto seguro.

A minha sobrinha Alissa e meu sobrinho Otto pelos momentos de alegria que vocês me proporcionam.

À minhas cunhadas Mariny e Natália pela torcida e pelas palavras de incentivo.

Aos meus cunhados Bruno, Pedro e em especial ao Pedro Helton pelo apoio, incentivo e pelo auxílio.

Ao Professor Michael pelo aprendizado e orientação.

À banca examinadora, Prof. Dr. Tommaso Giarrizo e Dra. Tamyris Pegado pela disponibilidade e interesse.

Aos meus amigos do laboratório Ravena, João Paulo, Matheus, Tayane, Lara, Chrystian, Gabriel, Yan e Luiz Carlos pelos momentos de aprendizado, descontração e parceria.

Agradeço ao Laboratório de Zoobentos, representado pela Profa. Dra. Cristina Rocha e ao Laboratório de Plâncton, representado pela Dra. Tatiane Garcia por gentilmente ter disponibilizado os equipamentos para caracterização visual das amostras analisadas neste trabalho.

À Federação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Funcap), pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de fomento à pesquisa de mestrado.

Por fim, agradeço a todos que contribuíram de forma direta ou indireta para a realização deste trabalho.

## RESUMO

Os estuários urbanos são caracterizados por receber um grande aporte de poluentes, em decorrência de fatores relacionados ao uso e ocupação do solo no seu entorno, funcionando, assim, como via de entrada de diversos contaminantes nos oceanos, oriundos do lançamento de efluentes, de resíduos sólidos e do escoamento superficial. Dentre esses contaminantes, os microplásticos (polímeros sintéticos com tamanho variando entre 1  $\mu\text{m}$  e 5 mm) têm ganhado bastante destaque por conta do seu potencial em causar obstrução do trato gastrointestinal de animais aquáticos, bioacumulação e biomagnificação de micropoluentes. O objetivo deste trabalho é avaliar o perfil longitudinal e temporal de microplásticos nas águas do estuário do Rio Cocó (Fortaleza-CE). As amostras foram coletadas em três pontos distribuídos ao longo do estuário, nos períodos seco (outubro/2021) e chuvoso (abril/2022). A amostragem foi realizada com rede de plâncton de 120  $\mu\text{m}$ , com boias e fluxômetro acoplados a ela. Os arrastos tiveram um minuto de duração e com a rede posicionada na lateral do barco. O material retido no copo coletor foi imediatamente transferido para potes de vidro e as amostras foram armazenadas a -20 °C até o momento da análise em laboratório. O procedimento analítico consistiu nas etapas de digestão da matéria orgânica, separação por densidade e filtragem. A contagem e caracterização dos microplásticos contidos nos filtros foram feitas por visualização em estereomicroscópio. Todas as etapas seguiram os procedimentos de controle de contaminação. No período seco foi observada abundância média de  $5,68 \pm 3,16$  itens/ $\text{m}^3$ , que não teve diferença estatística ao valor encontrado no período chuvoso, que registrou uma média de  $6,45 \pm 2,84$  itens/ $\text{m}^3$ . No período seco, as abundâncias variaram significativamente e obtiveram um maior valor no ponto de coleta localizado no estuário superior ( $8,37 \pm 3,56$  itens/ $\text{m}^3$ ), diminuindo em direção ao estuário inferior ( $1,86 \pm 0,55$  itens/ $\text{m}^3$ ). No período chuvoso foi encontrada uma maior abundância na foz ( $8,98 \pm 3,5$  itens/ $\text{m}^3$ ), e a menor no ponto de amostragem localizado no estuário médio ( $3,80 \pm 0,98$  itens/ $\text{m}^3$ ). Nos dois períodos foi observada que fibras (53,6%) e fragmentos (27,4%) foram as formas mais encontradas. Microplásticos com tamanhos menores que 1 mm foram os mais presentes, com 65% do total. Uma variedade de cores foi observada, com destaque para a transparente (30%), a azul (20%), a preta (14,6%) e a branca (14,9%), que foram encontradas em maiores proporções. Conclui-se que o estuário do Rio Cocó não exporta MPs para o oceano durante o período seco, mas não é possível afirmar que o mesmo fenômeno ocorra no período chuvoso.

Palavras-chave: Poluição marinha. Partículas de plástico. Polímeros sintéticos.

## ABSTRACT

Urban estuaries are characterized by receiving a large influx of pollutants, as a result of factors related to land use and occupation in their surroundings, thus serving as a gateway for various contaminants into the oceans, originating from the discharge of effluents, solid waste, and surface runoff. Among these contaminants, microplastics (synthetic polymers ranging in size from 1  $\mu\text{m}$  to 5 mm) have gained considerable attention due to their potential to cause obstruction of the gastrointestinal tract of aquatic animals, bioaccumulation, and biomagnification of micropollutants. The aim of this study is to evaluate the longitudinal and temporal profile of microplastics in the waters of the Cocó River estuary (Fortaleza-CE). Samples were collected at three points distributed along the estuary during dry (October/2021) and rainy (April/2022) seasons. Sampling was performed using a 120  $\mu\text{m}$  plankton net equipped with buoys and a flow meter. Drifts lasted for one minute with the net positioned on the side of the boat. The material retained in the collector cup was immediately transferred to glass jars and stored at  $-20^{\circ}\text{C}$  until laboratory analysis. The analytical procedure involved organic matter digestion, density separation, and filtration. Microplastics counting and characterization from the filters were performed by visualization under a stereomicroscope. All steps followed contamination control procedures. During the dry period, an average abundance of  $5.68 \pm 3.16$  items/ $\text{m}^3$  was observed, which did not differ statistically from the value found during the rainy period, registering an average of  $6.45 \pm 2.84$  items/ $\text{m}^3$ . During the dry period, abundances varied significantly, with the highest value at the collection point located in the upper estuary ( $8.37 \pm 3.56$  items/ $\text{m}^3$ ), decreasing towards the lower estuary ( $1.86 \pm 0.55$  items/ $\text{m}^3$ ). During the rainy period, higher abundance was found at the mouth ( $8.98 \pm 3.5$  items/ $\text{m}^3$ ), and the lowest at the sampling point located in the middle estuary ( $3.80 \pm 0.98$  items/ $\text{m}^3$ ). In both periods, fibers (53.6%) and fragments (27.4%) were the most common forms encountered. Microplastics smaller than 1 mm were the most prevalent, comprising 65% of the total. A variety of colors were observed, with transparent (30%), blue (20%), black (14,6%), and white (14,9%) being the most common. It is concluded that the Cocó River estuary does not export MPs to the ocean during the dry period, but it cannot be affirmed that the same phenomenon occurs during the rainy period.

Keywords: Marine pollution. Plastic particles. Synthetic polymers.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização dos pontos de coleta no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).....	19
Figura 2 – Média mensal das precipitações pluviométricas (1974 – 2022) no município de Fortaleza, Ceará. ....	19
Figura 3 – Fluxograma da metodologia de extração de microplásticos empregada neste estudo. .....	21
Figura 4 – Abundância média total de MPs durante os períodos seco e chuvoso coletados no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. ....	24
Figura 5 – Abundância média de microplásticos obtida nos três pontos de amostragem durante o período seco no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).....	25
Figura 6 – Abundância média obtida nas três estações de coleta durante o período chuvoso no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1). ....	26
Figura 7 – Quantidade relativa de formas durante o período seco e chuvoso no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará.....	27
Figura 8 – Formas dos microplásticos encontrados no estuário do Rio Cocó.....	28
Figura 9 – Quantidade relativa de formas durante o período seco nos três pontos de amostragem no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).....	29
Figura 10 – Média relativa de formas durante o período chuvoso nos três pontos de amostragem no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).....	30
Figura 11 – Tamanho médio dos microplásticos coletados no estuário do Rio Cocó nos períodos seco e chuvoso. ....	31
Figura 12 – Tamanho médio dos microplásticos nos pontos de amostragem no período seco no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1). ....	32
Figura 13 – Tamanho médio dos microplásticos nos pontos de amostragem no período	

chuvoso no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).....	32
Figura 14 – Quantidade relativa dos microplásticos em diferentes faixas de tamanho no período seco (A) e chuvoso (B) nos pontos de amostragem localizados no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1)..	33
Figura 15 – Quantidade de cores dos microplásticos nos períodos seco e chuvoso no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará.....	34
Figura 16 – Quantidade de microplásticos nos pontos de amostragem no período seco no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1). .....	35
Figura 17 – Quantidade de microplásticos nos pontos de amostragem no período chuvoso no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1). .....	36
Figura 18 – Cores relacionadas com a quantidade relativa das formas de microplásticos coletados no estuário do Rio Cocó. ....	37

## **LISTA DE TABELAS**

Tabela 1 – Comparação das abundâncias de microplásticos encontradas na água de superfície de diferentes estuários tropicais do mundo.....	38
Tabela 2 – Comparação das formas, cores e tamanhos de microplásticos encontradas na água de superfície de diferentes estuários tropicais do mundo. ....	43

## SUMÁRIO

<b>APRESENTAÇÃO .....</b>	<b>13</b>
<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>17</b>
<b>2.1 Geral .....</b>	<b>17</b>
<b>2.2 Específicos .....</b>	<b>17</b>
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>18</b>
<b>3.1 Área de estudo e amostragem.....</b>	<b>18</b>
<b>3.2 Preparo e extração do microplástico.....</b>	<b>20</b>
<b>3.3 Caracterização visual .....</b>	<b>21</b>
<b>3.4 Análise de dados.....</b>	<b>21</b>
<b>3.5 Controle de contaminação e garantia de qualidade .....</b>	<b>22</b>
<b>4 RESULTADOS.....</b>	<b>24</b>
<b>4.1 Abundância temporal e espacial dos microplásticos nas águas superficiais do estuário do Rio Cocó .....</b>	<b>24</b>
<b>4.2 Características dos microplásticos .....</b>	<b>26</b>
<b>4.2.1 Forma.....</b>	<b>26</b>
<b>4.2.3 Tamanho.....</b>	<b>30</b>
<b>4.2.4 Cor.....</b>	<b>34</b>
<b>5 DISCUSSÃO .....</b>	<b>38</b>
<b>5.1 Abundância de microplásticos .....</b>	<b>38</b>
<b>5.2 Características morfológicas dos microplásticos .....</b>	<b>42</b>
<b>5.2.1 Forma.....</b>	<b>42</b>
<b>5.2.2 Tamanho.....</b>	<b>45</b>
<b>5.2.3 Cor.....</b>	<b>45</b>
<b>6 CONCLUSÕES.....</b>	<b>48</b>
<b>7 PROPOSTA DE TRABALHOS FUTUROS .....</b>	<b>49</b>

<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>50</b>
--------------------------	-----------

## APRESENTAÇÃO

Estuários são áreas costeiras onde rios encontram o mar, resultando em uma mistura de água doce e salgada que cria um ambiente altamente produtivo e diverso, fundamental para muitas espécies de plantas e animais. No entanto, esses ecossistemas estão cada vez mais ameaçados por diversos fatores incluindo a poluição por microplásticos, pequenos fragmentos de plástico medindo de 1  $\mu\text{m}$  a 5 mm. Esses microplásticos podem se acumular nos estuários devido à proximidade com áreas urbanas e industriais, sendo transportados por rios até o oceano. A presença de microplásticos pode prejudicar a vida marinha, afetar a cadeia alimentar e comprometer a saúde dos ecossistemas estuarinos, destacando a necessidade urgente de estratégias eficazes de gerenciamento e redução de resíduos plásticos.

Nesse contexto, o presente trabalho integra um projeto colaborativo internacional chamado i-Plastic, que conta com um consórcio multidisciplinar de pesquisadores de cinco instituições de pesquisa, de quatro países (Brasil, Portugal, Espanha e Itália), tendo o LABOMAR/UFC como única instituição brasileira incluída nessa parceria. A proposta do i-plastic é avaliar a dispersão e os impactos dos microplásticos nos oceanos tropicais e temperados, desde a interface regional continente-oceano até o oceano aberto. No Brasil, o estuário do Rio Cocó será a área estudada. No Brasil, o projeto também conta com o apoio financeiro da Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP). O estuário do Rio Cocó, localizado em Fortaleza, Ceará, consiste em um ecossistema de grande importância ecológica, social e econômica. Este estuário sustenta uma rica biodiversidade, servindo como habitat para várias espécies de peixes, aves, crustáceos e plantas, muitas das quais são endêmicas e desempenham papéis cruciais no equilíbrio ecológico local. Além disso, o estuário do Rio Cocó oferece serviços ambientais essenciais, como a filtragem de poluentes, proteção contra erosão costeira, e sequestro de carbono, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas. Portanto, compreender a extensão e os impactos da poluição por MPs nesse ambiente é crucial para desenvolver estratégias de mitigação, promover políticas públicas eficazes e garantir a conservação e sustentabilidade desse importante ecossistema urbano, além de dar condições representativas da dinâmica dos microplásticos em estuários tropicais e, assim, tornar viável a comparação com estuários temperados.

## 1 INTRODUÇÃO

Devido às características dos produtos plásticos, tais como sua maleabilidade, durabilidade e custo relativamente baixo, esses materiais têm encontrado ampla utilização em diversos setores da sociedade contemporânea (Zheng *et al.*, 2021). Apesar disso, o aumento da produção anual (Khoaele *et al.*, 2023) e o uso indiscriminado do plástico, somado ao descarte inapropriado (Walker; Fequet, 2023) desse material, faz aumentar também a quantidade de microplásticos (MPs) na natureza. Os MPs são partículas de natureza polimérica com tamanho entre 1  $\mu\text{m}$  e 5 mm (Thompson *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2020; Allen *et al.*, 2022) e podem ser classificados em duas categorias principais: primários e secundários. A primeira categoria abrange aqueles que são produzidos diretamente em escala microscópica, enquanto a segunda engloba partículas maiores que, ao longo do tempo, sofrem processos de fragmentação resultantes de interações físicas e químicas no ambiente (Qi *et al.*, 2020; Yang *et al.*, 2022). Essa heterogeneidade é um reflexo da disseminação generalizada e dos resíduos plásticos no ecossistema.

Em virtude da ampla gama de plásticos utilizados na indústria, os microplásticos manifestam-se em uma diversidade impressionante de formas, cores, tamanhos e composições poliméricas. Estudos anteriores têm ilustrado essa variabilidade em sistemas de água doce (Eerkes-Medrano; Thompson; Aldridge, 2015; Imhof *et al.*, 2013), em sedimentos (Mani *et al.*, 2019), oceano profundo (Peng *et al.*, 2018) e a mais de 4.000 metros de altitude (Jiang *et al.*, 2019). Além disso, há registros da ingestão dessas partículas por animais marinhos (Wesch *et al.*, 2016), assim como da sua presença no sangue humano (Leslie *et al.*, 2022).

Os MPs podem confundir os organismos que os ingerem, potencialmente levando à obstrução do trato gastrointestinal (Jiang *et al.*, 2020). Além disso, os microplásticos têm sido associados a danos físicos, problemas alimentares e impactos na reprodução e crescimento de animais, assim como a distúrbios metabólicos, imunológicos e neurológicos (Zhang *et al.*, 2022). Esses danos são causados pela capacidade dos microplásticos de adsorver substâncias tóxicas, como poluentes orgânicos persistentes (POPs) e metais pesados (Fred-Ahmadu *et al.*, 2020), e interagir com agentes patogênicos (Lai *et al.*, 2022). A formação de biofilmes na superfície dos microplásticos facilita a aderência de patógenos, tornando essas partículas veículos potenciais para agentes infecciosos (Amaral-Zettler; Zettler; Mincer, 2020; Kazour *et al.*, 2020; Forero-López *et al.*, 2022). Além disso, os microplásticos não estão restritos a um único nível na cadeia alimentar; eles podem ser encontrados em diversos níveis tróficos,

afetando organismos de várias espécies e posições ecológicas (Ferreira et al., 2016<sup>a</sup>; Mcgoran et al., 2020; Bruzaca et al., 2022). A ingestão de microplásticos pelos animais pode levar à bioacumulação e biomagnificação, representando uma ameaça para a saúde humana (Su et al., 2022).

Portanto, a problemática dos microplásticos e seu impacto ambiental abrangente reforçam a necessidade premente de ações para mitigar sua proliferação e minimizar os danos causados por sua presença nos ecossistemas naturais, como os estuários, que desempenham um papel de extrema relevância enquanto ecossistemas, proporcionando serviços de elevado valor tanto para a biodiversidade ambiental quanto para o bem-estar da sociedade (Costanza et al., 1997; Barbier et al., 2011). A configuração geográfica desempenha um papel crucial na modulação dos padrões temporais de fatores essenciais, como temperatura, salinidade e turbidez. (Nascimento et al., 2020). Dada sua posição intermediária entre sistemas fluviais e oceânicos, os estuários têm sido reconhecidos como áreas propensas a atuar como fontes ou sumidouros de poluentes, incluindo os resíduos plásticos (Chen et al., 2022).

Nos ambientes tropicais, a complexidade dos desafios relacionados à presença e aos impactos dos microplásticos é ampliada devido à uma combinação única de fatores climáticos distintos e atividades humanas intensificadas (Despasari et al., 2023). As características dessas regiões, como as altas temperaturas constantes e os regimes de chuvas, exercem um importante papel no processo de degradação dos plásticos, o que auxilia na liberação de microplásticos nos corpos d'água (Ye et al., 2020). Além disso, muitas regiões tropicais enfrentam desafios significativos em relação à gestão de resíduos, o que pode resultar em maior acúmulo de plásticos nos ecossistemas aquáticos (Sarkar et al., 2022).

A atividade agrícola, a indústria pesqueira e o turismo, frequentemente fundamentais para as economias tropicais, assume uma importância adicional nesse cenário, uma vez que pode significativamente potencializar a dispersão de microplásticos e dos contaminantes que lhes estão associados (Ferreira et al., 2016<sup>b</sup>; Naeji et al., 2020; Pariatamby et al., 2020). Compreender e abordar os desafios dos microplásticos em ambientes tropicais requer uma abordagem holística que leve em consideração tanto os fatores ambientais quanto as atividades humanas predominantes.

As principais fontes de partículas de MPs no ambiente estuarino estão vinculadas às atividades urbanas desempenhadas ao longo do rio, compreendendo a descarga de efluentes de esgoto, a contaminação proveniente de setores industriais, bem como as práticas relacionadas à pesca e à navegação (Li et al., 2024). Estas fontes de introdução estão sujeitas a variações consoante o grau de urbanização característico da região em análise (Wang et al., 2023). A



dinâmica dos microplásticos nos ecossistemas estuarinos é moldada por um espectro de processos físicos distintivos que operam neste contexto específico (Defontaine; Jalón-Rojas, 2023). A turbulência originada pela confluência das correntes, conjuntamente com as flutuações na velocidade e direção do fluxo, induzidas pelas oscilações das marés e pela mudança sazonal, exercem um efeito significativo sobre os trajetos percorridos pelas partículas MPs dentro dos estuários (Koelmans *et al.*, 2016). Ademais, os estuários também são locais de sedimentação, onde partículas suspensas tendem a se depositar devido ao fluxo, direção e velocidade da água (Andersen *et al.*, 2021). Nesse âmbito, as características dos MPs, incluindo seu tamanho, densidade e forma, são determinantes cruciais no que diz respeito à sua capacidade de mobilidade e deposição sedimentar (Lebreton *et al.*, 2018).

O estudo da variação temporal e longitudinal de microplásticos em estuários se torna essencial para compreender os padrões temporais e de dispersão desses materiais nesses ambientes tão complexos. Ao examinar as flutuações nos níveis de microplásticos ao longo do ano, torna-se possível identificar elementos sazonais que influenciam a sua presença, como as mudanças no clima e a intensidade das atividades humanas nas proximidades destas áreas (Feng *et al.*, 2023). É pertinente considerar as mudanças dos períodos ao analisar o comportamento dos microplásticos na água, tendo em vista que precipitações intensas têm o potencial de alterar a salinidade, escoamento hídrico e, conseqüentemente, o transporte de microplásticos de regiões terrestres para cursos d'água (Zaki *et al.*, 2021). Além disso, investigar como ocorre a distribuição dos microplásticos ao longo do curso do estuário ajuda a avaliar a influência de diferentes fontes de poluição em cada região (Radhakrishnan *et al.*, 2023). É importante ressaltar que a morfologia singular de cada estuário, juntamente com os padrões de fluxo estuarino e a variação na profundidade das águas, desempenham um papel fundamental no direcionamento e na modulação dessa distribuição dos microplásticos ao longo desses ambientes complexos (Wu *et al.*, 2020). O monitoramento contínuo dessas variações também permite identificar tendências a longo prazo e aprimorar as práticas de gestão ambiental, contribuindo para a conservação e proteção dos ecossistemas estuarinos e costeiros (Wei *et al.*, 2023).

Estudar a influência da sazonalidade e da distribuição espacial de microplásticos nos estuários desempenha um papel fundamental em entender como essas partículas se comportam com relação às variações ambientais. Além disso, auxilia na identificação de fontes poluidoras, enquanto proporciona uma visão mais clara da magnitude da contaminação por esses materiais. Este estudo examina a contaminação por microplásticos no estuário do Rio Cocó durante dois períodos sazonais diferentes e em três pontos de coleta no estuário. Espera-

se que durante o período chuvoso, a presença de microplásticos seja mais significativa em comparação com o período seco, e que a abundância seja mais elevada na foz do estuário, sugerindo uma exportação de microplásticos para o oceano. Com isso, é possível embasar a criação de políticas públicas de gestão ambiental, visando a redução dos impactos da poluição e a proteção do ecossistema estuarino.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Geral**

Avaliar o perfil longitudinal e temporal de microplásticos nas águas superficiais do estuário do Rio Cocó em Fortaleza, Ceará.

### **2.2 Específicos**

- Determinar a abundância de microplásticos ao longo do estuário, em períodos sazonais distintos;
- Caracterizar os microplásticos encontrados, quanto à cor, forma e tamanho.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo e amostragem

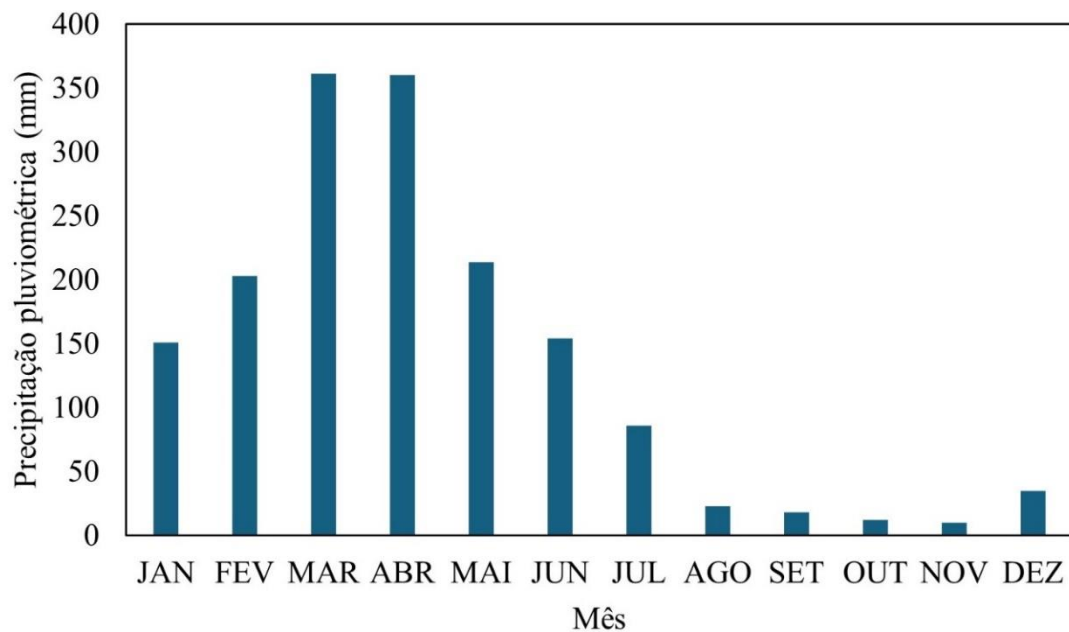
O estuário do Rio Cocó está localizado na cidade de Fortaleza, no estado do Ceará, Nordeste do Brasil (Figura 1). Este estuário possui 12 km de comprimento e é considerado um estuário raso, com profundidade menor que cinco metros, tendo vazão estimada em 3 m<sup>3</sup>/s no período seco e 6 m<sup>3</sup>/s no período chuvoso (Freitas; Menezes; Schettini, 2015). Ao longo do ano, as precipitações costumam se concentrar entre os meses de janeiro e junho, com os meses de março e abril apresentando os maiores volumes, chegando a mais de 300 mm mensais (Figura 2). Por outro lado, no período mais seco, entre julho e dezembro, a precipitação atinge seus menores valores entre setembro e novembro, com menos de 25 mm por mês (Figura 2). Por estar situado dentro da região metropolitana da capital brasileira com maior densidade populacional, o estuário sofre diferentes pressões antrópicas na sua área de entorno, tais como, despejo de resíduos domésticos e industriais, desmatamento e mudanças na sua morfologia (Nóbrega *et al.*, 2016), modificando o ecossistema negativamente.

Figura 1 – Localização dos pontos de coleta no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).



Fonte: elaborada pelo autor.

Figura 2 – Média mensal das precipitações pluviométricas (1974 – 2022) no município de Fortaleza, Ceará.



Fonte: FUNCEME, 2024.

As amostras de água foram coletadas em triplicata nos três pontos de coleta (Figura 1) ao longo do estuário do Rio Cocó, em duas campanhas de amostragem, compreendendo ao período seco (outubro de 2021) e ao chuvoso (abril de 2022), durante períodos de maré enchente. Durante a coleta, foi utilizada uma rede de plâncton de 120  $\mu\text{m}$  com boias e um fluxômetro (Model, 2030R, General Oceanic) acoplado a rede, que por sua vez foi posicionada na lateral do barco, a um metro de distância da borda. Foram realizados três arrastos consecutivos em cada ponto de coleta no sentido oposto ao da corrente, com duração de um minuto. O material retido no copo foi transferido para recipientes de vidro com tampa e levados ao Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL)/Labomar/UFC, onde foram armazenadas congeladas a  $-20^{\circ}\text{C}$  até o dia da extração.

### **3.2 Preparo e extração do microplástico**

Os procedimentos laboratoriais de preparo e extração de microplásticos ocorreram de acordo com o protocolo de Gago *et al* (2019). Os passos seguidos para esta etapa estão representados na Figura 3. Após descongeladas, as amostras foram passadas em duas peneiras (5 mm e 63  $\mu\text{m}$ , respectivamente) de aço inox, dispostas em série. Amostras maiores que 5 mm foram descartadas. As partículas retidas na peneira de 63  $\mu\text{m}$  foram transferidas para béqueres de vidro e, em seguida, adicionou-se solução de hidróxido de potássio 10% (KOH) na proporção de 1:3 (v/v). Essa mistura foi deixada em estufa a  $40^{\circ}\text{C}$ , durante 72 horas, para a digestão dos detritos não plásticos. Passado o tempo de digestão das amostras, a mistura foi peneirada novamente na peneira de 63  $\mu\text{m}$ . As partículas retidas foram então colocadas em funis de separação com solução de cloreto de zinco ( $\text{ZnCl}_2$ ) com densidade  $1,6 \text{ g/cm}^3$  com a finalidade das micropartículas serem separadas por densidade. Após 24 horas, o sobrenadante foi filtrado em filtros de fibra de vidro com abertura do poro de 0,7  $\mu\text{m}$ . Todos os filtros foram acondicionados em placas de petri após a filtração e levados ao dessecador.

Figura 3 – Fluxograma da metodologia de extração de microplásticos empregada neste estudo.



Fonte: elaborada pelo autor.

### 3.3 Caracterização visual

Inicialmente, foi realizado o procedimento de identificação e contagem dos microplásticos suspeitos, por meio de dois estereomicroscópios, um Leica S8 APO com câmera digital de alta resolução Leica EC3 e o outro Zeiss Stemi 508 equipado com AxioCam ERc5s. Foram utilizados os softwares Leica Application Suite (LAS EZ, versão 3.4.0/2016) e ZEN 3.6 (blue edition) para a medição das partículas e registro fotográfico. As cores foram separadas em sete categorias: azul, branca, verde, vermelha (inclui rosa), amarela, preta (inclui cinza), transparente e outros (roxa, laranja, marrom e multicolorida). As formas foram categorizadas como borracha, espuma, fibra, filme e fragmento. Quanto ao tamanho, foram classificados em cinco classes: 0,12 – 0,3 mm; 0,3 – 0,5 mm; 0,5 – 1 mm; 1 – 2 mm; 2 – 5 mm.

### 3.4 Análise de dados

Para determinar a abundância de MPs em cada estação de amostragem, o número de itens encontrados foi dividido pelo volume de água filtrada durante a amostragem, conforme

Equação 1. O volume de água filtrada, por sua vez, foi calculado a partir da Equação 2. A área de abertura da rede (A) foi dividida por 2 pelo fato de apenas a metade da circunferência ter ficado submersa.

$$Abundância = \frac{\text{número de itens de microplástico}}{\text{volume de água filtrado}} \quad (\text{Equação 1})$$

$$V = \frac{A}{2} \times R \times C \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

V = Volume de água filtrado (m<sup>3</sup>)

A = Área de abertura da rede (m<sup>2</sup>):  $A = \pi \times r^2 = 3,14... \times 0,152 = 0,07065 \text{ m}^2$

R = Número de rotações do fluxômetro (número final menos o inicial)

C = Constante de calibração = 0,3 m/rotações

A análise estatística dos dados coletados neste estudo envolveu uma série de métodos robustos para garantir uma interpretação precisa dos resultados. Inicialmente, a normalidade e a homogeneidade das variáveis foram avaliadas para garantir a aplicabilidade dos testes estatísticos. A análise de normalidade foi realizada utilizando teste de Shapiro-Wilk, enquanto a homogeneidade das variâncias foi verificada pelo teste de Levene. Posteriormente, foi empregado o teste t de Student para verificar diferenças estatísticas nos dados nos dois períodos sazonais e a análise de variância (ANOVA) para verificar as diferenças entre os três pontos de amostragem, dada a normalidade e homogeneidade dos dados. Após a realização da ANOVA e a determinação de uma diferença estatisticamente significativa entre os grupos, o teste de Tukey foi empregado para realizar comparações múltiplas, identificando quais pares de grupos diferem significativamente entre si. Foi adotado o nível de significância de 0,05. Todas as análises estatísticas foram feitas no software Statistica versão 10.0.

### 3.5 Controle de contaminação e garantia de qualidade

Para diminuir a contaminação externa durante o processo de análise e processamento das amostras, foram adotados os seguintes protocolos:

- Foram utilizados instrumentos laboratoriais não plásticos;
- Os pesquisadores utilizaram jalecos de algodão, na cor branca, durante todo processo;

- Foi utilizada água destilada filtrada em filtro com poro de 0,7  $\mu\text{m}$  durante os processos de preparo, extração e lavagem;
- As soluções de digestão e separação por densidade também foram filtradas;
- Materiais retidos maiores que 5 mm foram enxaguados com água destilada filtrada pelo menos três vezes antes de serem descartados;
- O processamento das amostras foi feito dentro da capela para evitar contaminação.

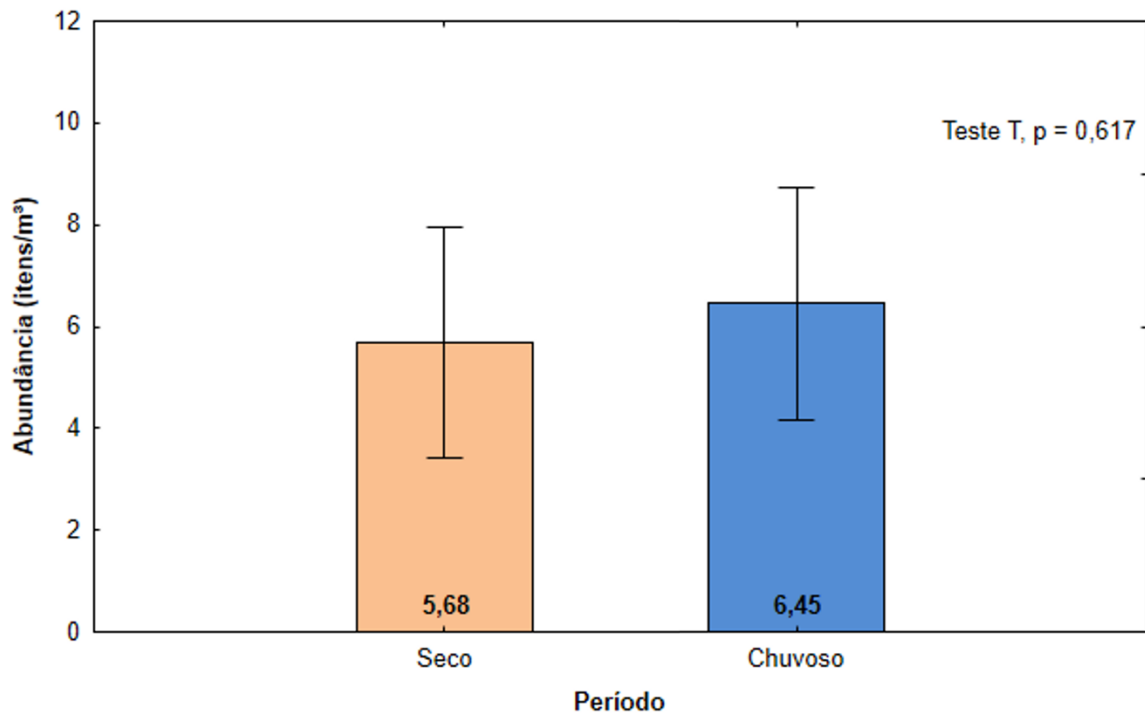


## 4 RESULTADOS

### 4.1 Abundância temporal e espacial dos microplásticos nas águas superficiais do estuário do Rio Cocó

Foi observada a presença de microplásticos (MPs) em todas as amostras de água superficial coletadas no estuário do Rio Cocó, totalizando 4.301 MPs suspeitos. A abundância geral de MPs variou de 1,94 a 12,41 itens/m<sup>3</sup>, com média de  $5,68 \pm 2,99$  itens/m<sup>3</sup>. A Figura 4 ilustra as variações na abundância de MPs durante os períodos sazonais estudados, mostrando uma média ligeiramente mais alta durante o período chuvoso ( $6,45 \pm 2,84$  itens/m<sup>3</sup>), em comparação com o período seco ( $5,68 \pm 3,16$  itens/m<sup>3</sup>). Entretanto, não houve diferença estatisticamente significativa entre as médias nos dois períodos (teste t,  $p = 0,617 > 0,05$ ).

Figura 4 – Abundância média total de MPs durante os períodos seco e chuvoso coletados no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará.

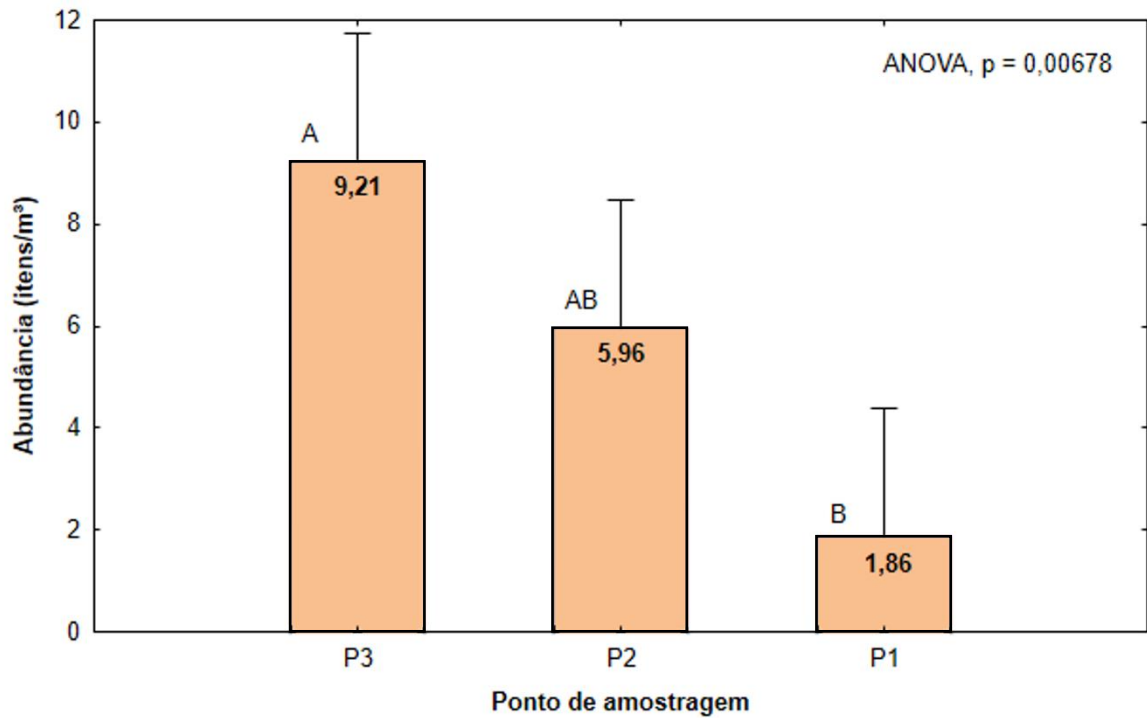


Fonte: elaborada pelo autor.

Com relação a influência espacial, durante o período seco (Figura 5), o ponto de coleta P3, situado no estuário superior, registrou a maior abundância média, com  $9,21 \pm 3,56$  itens/m<sup>3</sup>, seguida pelo ponto de coleta P2 ( $5,96 \pm 0,86$  itens/m<sup>3</sup>), enquanto o ponto P1, localizado na foz, apresentou a menor média, com  $1,86 \pm 0,55$  itens/m<sup>3</sup>. Nesse período houve

diferença significativa na abundância média entre os pontos de coleta P3 e P1 (ANOVA,  $p < 0,05$  e teste de TUKEY,  $p < 0,05$ ).

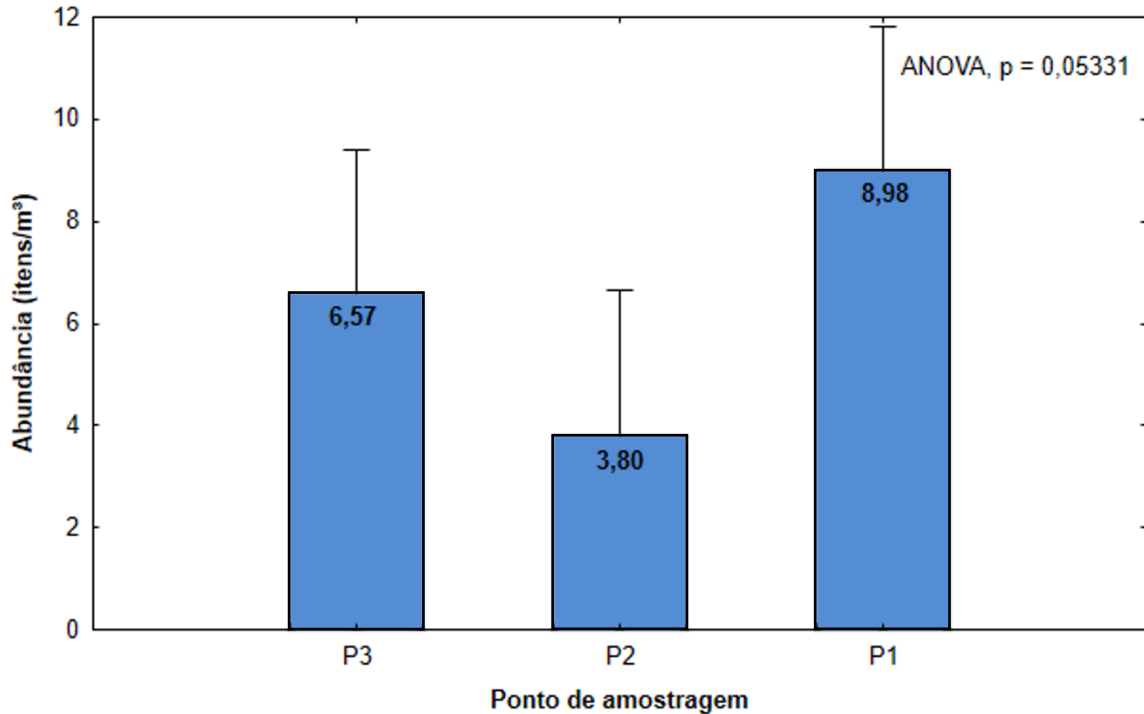
Figura 5 – Abundância média de microplásticos obtida nos três pontos de amostragem durante o período seco no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).



Fonte: elaborada pelo autor.

Já durante o período chuvoso, as médias não tiveram diferenças significativas (ANOVA,  $p > 0,05$ ) com a maior abundância média no ponto P1 com  $8,98 \pm 3,25$  itens/m<sup>3</sup>, seguido do P3 ( $6,57 \pm 0,77$  itens/m<sup>3</sup>) e com menor média no ponto P2 ( $3,80 \pm 0,98$  itens/m<sup>3</sup>) (Figura 6).

Figura 6 – Abundância média obtida nas três estações de coleta durante o período chuvoso no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).



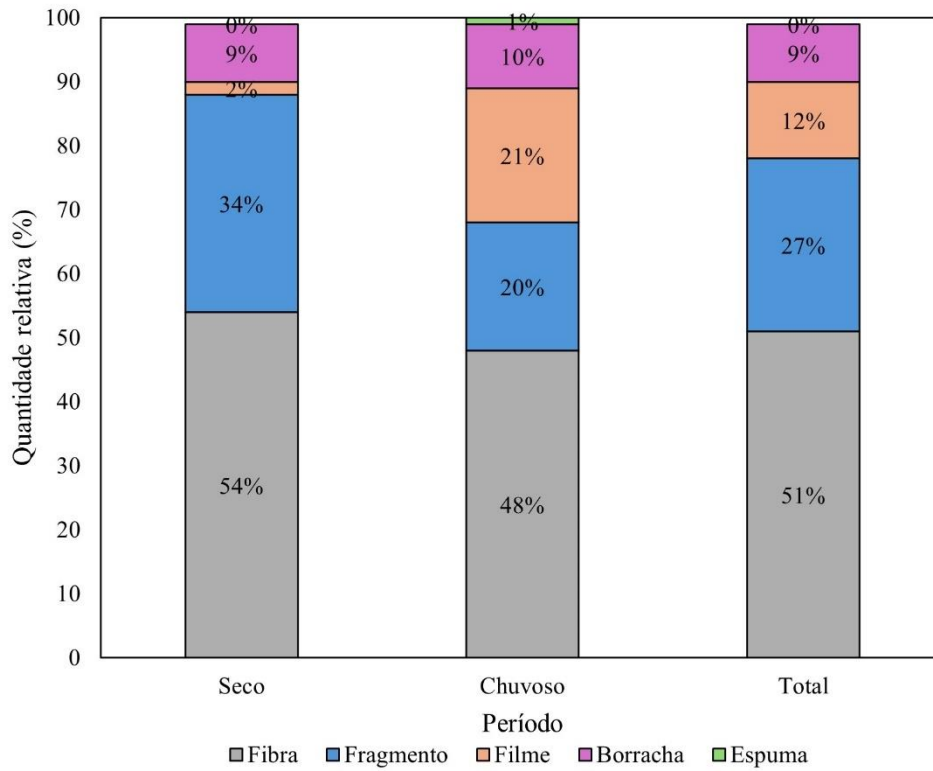
Fonte: elaborada pelo autor.

## 4.2 Características dos microplásticos

### 4.2.1 Forma

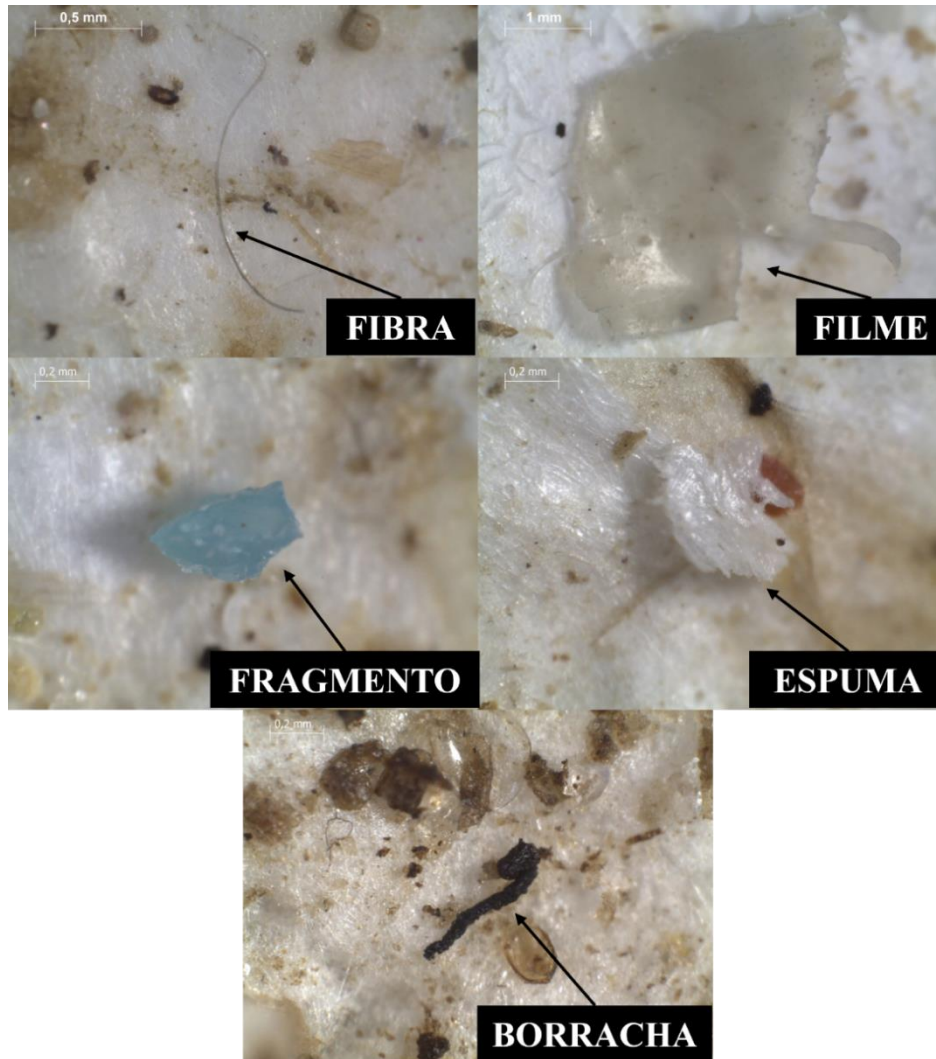
A análise das amostras de água superficial no estuário do Rio Cocó revelou uma predominância de fibras entre os microplásticos identificados, totalizando em média 51,3% do total de MP encontrados. O percentual restante foi representado por fragmentos (27,4%), filmes (11,7%), borrachas (9,1%) e espumas (0,4%) (Figura 7). No período seco e no período chuvoso, as fibras foram os microplásticos mais abundantes, representando 54,4% e 48,2% do total, respectivamente. Apesar das variações na distribuição das formas nos períodos seco e chuvoso, apenas os filmes revelaram uma diferença significativa, com uma quantidade aproximadamente 10 vezes maior durante o período chuvoso (teste T,  $p = 0,002$ ). As demais formas não apresentaram diferença significativa (teste T,  $p > 0,05$ ). Na Figura 8 estão representadas as formas de MPs que foram encontrados nas amostras coletadas no estuário do Rio Cocó.

Figura 7 – Quantidade relativa de formas durante o período seco e chuvoso no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará.



Fonte: elaborada pelo autor.

Figura 8 – Formas dos microplásticos encontrados no estuário do Rio Cocó.

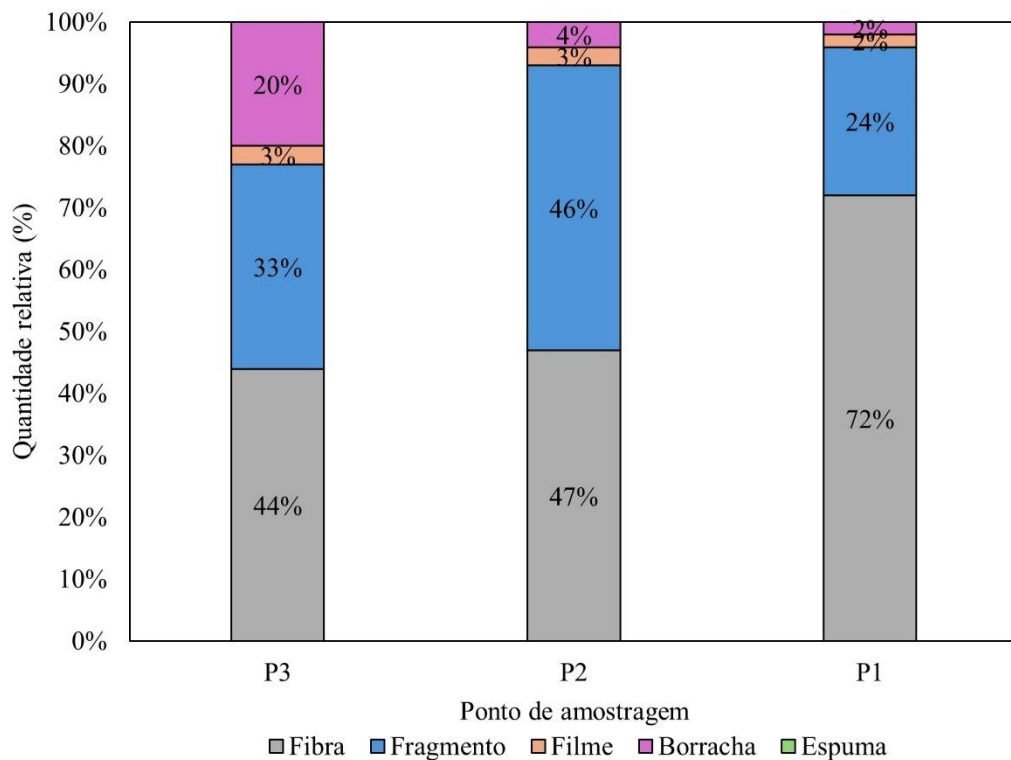


Fonte: elaborada pelo autor.

Nos três pontos de amostragem, a predominância das formas encontradas foi semelhante, sendo as fibras a forma dominante em ambos os períodos. Durante o período seco, a proporção de fibras variou de 72,4% a 43,8%, com uma tendência crescente em direção ao estuário inferior, enquanto os fragmentos foram encontrados em maior proporção na estação P2 (45,6%) e em menor proporção na estação P1 (24%), situada no estuário inferior. Por outro lado, a proporção das borrachas indicou uma diminuição significativa (ANOVA,  $p = 0,001$ ) em direção ao estuário inferior, com 19,8% no ponto P3 tendo a média maior (teste de TUKEY,  $p < 0,05$ ) comparada às médias dos pontos P2 (4,3%) e P1 (1,6%). A forma caracterizada como espuma também teve variação espacial significativa (ANOVA,  $p = 0,04$ ), sendo ausente no estuário inferior (P1) diferente de P3 com média de 0,5%. Os filmes tiveram percentuais semelhantes nos três pontos de amostragem, variando de 2,0% (P1) a 2,7% (P3) e não

apresentaram diferença significativa (ANOVA,  $p = 0,42$ ). Na Figura 9 demonstra as médias e desvios padrão das formas encontradas nos três pontos de amostragem localizados no estuário do Rio Cocó.

Figura 9 – Quantidade relativa de formas durante o período seco nos três pontos de amostragem no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).

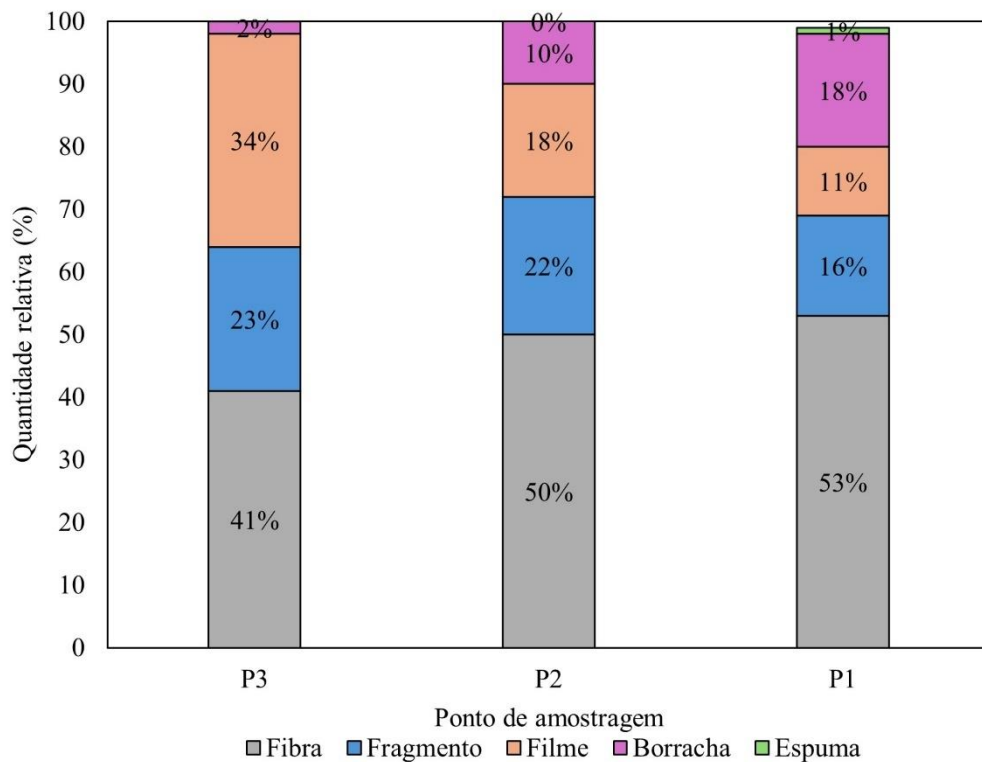


Fonte: elaborada pelo autor.

No período chuvoso (Figura 10), as fibras também foram observadas em maior quantidade média nos pontos de amostragem, variando entre 53,2% (P1) e 41,2% (P3). A segunda forma mais abundante (fragmento) teve média de 23% no estuário superior (P3), 22,1% no estuário médio (P2) e 16,2% no estuário inferior. Semelhantemente, os filmes foram registrados em maior proporção no estuário superior (P3) com 33,6%, enquanto o estuário médio (P2) obteve média de 18,1% e no estuário inferior (P1) a média foi de 11,2%. Já as borrachas tiveram maiores valores no ponto localizado no estuário inferior (P1), com média igual a 18%, seguida por P2 com 9,6% e P1 com 1,6%. As espumas foram ausentes no ponto

P2, mas presente nos demais pontos de amostragem, com 0,6% no P1 e 1,4% no P3. As formas encontradas no presente estudo não tiveram diferença significativa entre os pontos de amostragem durante o período chuvoso (ANOVA,  $p > 0,05$ ).

Figura 10 – Média relativa de formas durante o período chuvoso nos três pontos de amostragem no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).

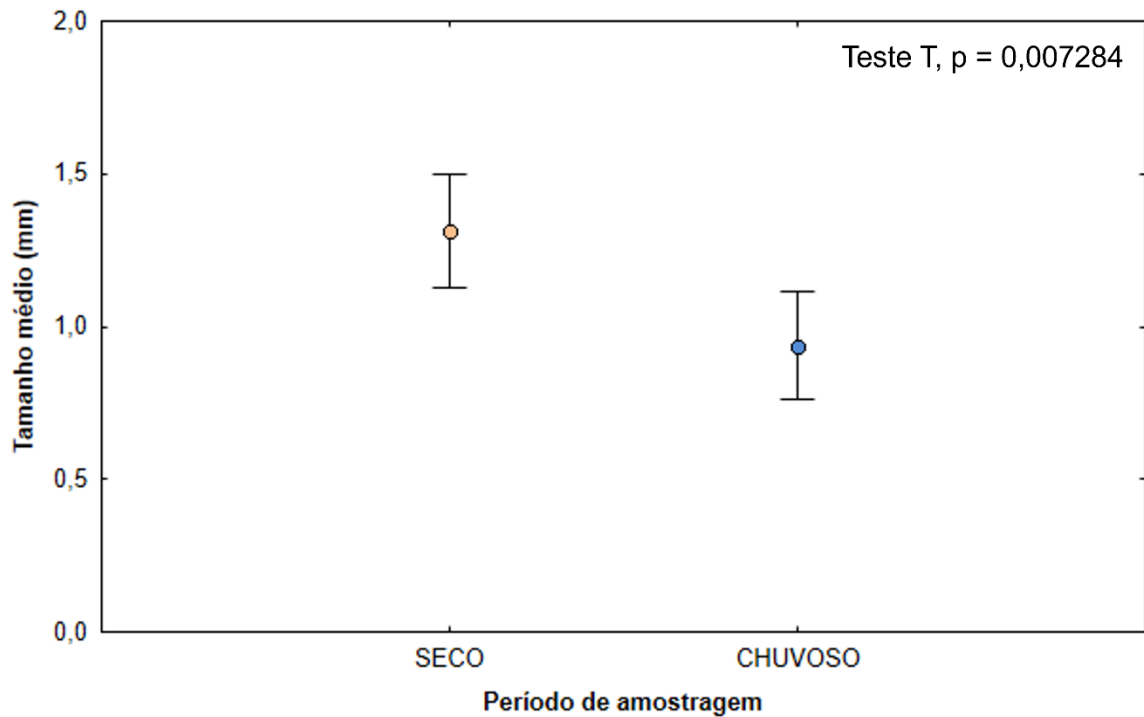


Fonte: elaborada pelo autor.

#### 4.2.3 Tamanho

Foi observada uma diferença significativa no tamanho médio dos microplásticos caracterizados no presente estudo, comparando-se os dois períodos sazonais estudados (Teste T,  $p = 0,007$ ). Durante o período seco, a média de tamanho foi de  $1,27 \pm 0,34$  mm e no período chuvoso a média foi de  $0,94 \pm 0,13$  mm (Figura 11).

Figura 11 – Tamanho médio dos microplásticos coletados no estuário do Rio Cocó nos períodos seco e chuvoso.

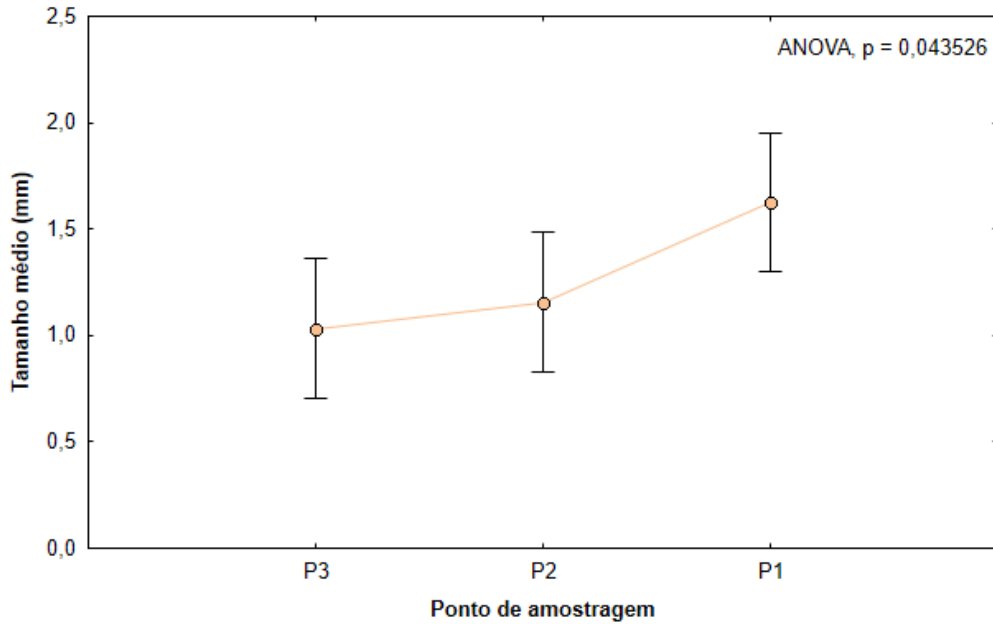


Fonte: elaborada pelo autor.

Durante o período seco, os tamanhos médios variaram significativamente (ANOVA,  $p=0,043 < 0,05$ ) entre os pontos de amostragem, com uma média mais elevada no ponto localizado no estuário inferior (P1), onde a média foi de 1,6 mm, seguido de P2 (1,15 mm) no estuário médio e P3 (1,03 mm) no estuário superior (Figura 12). Já durante o período chuvoso o tamanho médio não teve diferença estatística significativa (ANOVA,  $p = 0,35$ ) entre os pontos de amostragem, com média no estuário superior (P3) de 1,03 mm, 0,89 mm no estuário médio (P2) e 0,88 mm no estuário inferior (P1) (Figura 13).

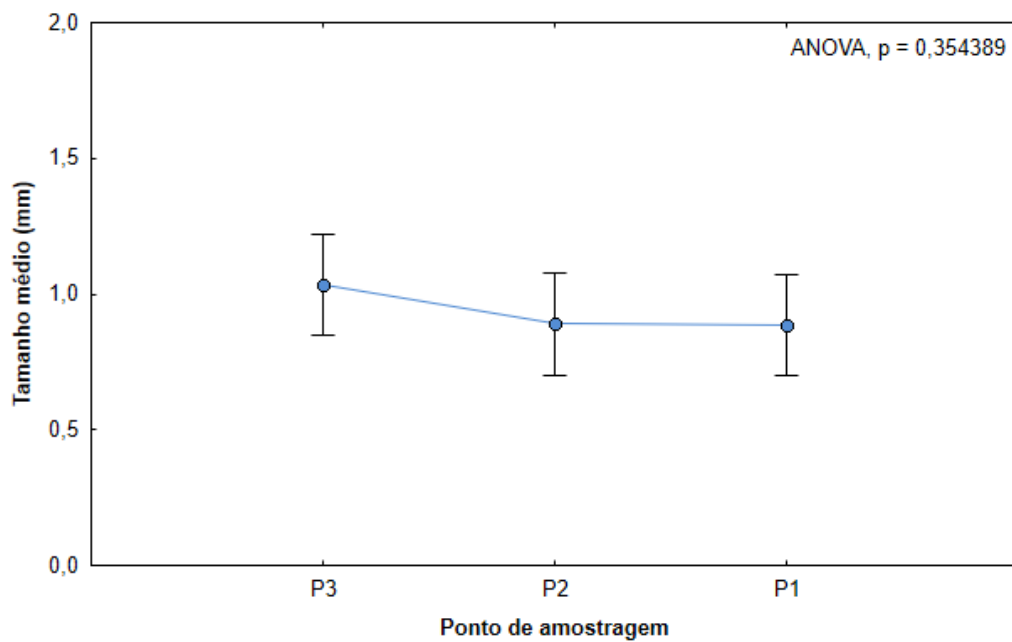


Figura 12 – Tamanho médio dos microplásticos nos pontos de amostragem no período seco no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).



Fonte: elaborada pelo autor.

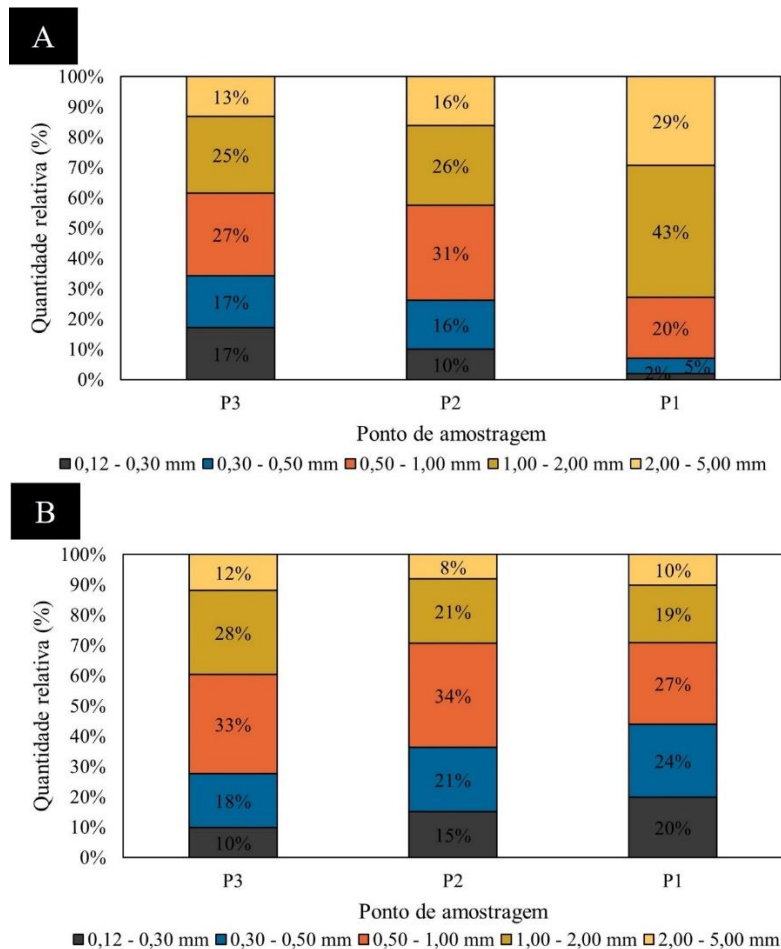
Figura 13 – Tamanho médio dos microplásticos nos pontos de amostragem no período chuvoso no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).



Fonte: elaborada pelo autor.

Os microplásticos (MPs) caracterizados de tamanhos menores que 1 mm (65%) foram predominantes em comparação com os tamanhos entre 1 mm e 5 mm (35%). A classe entre 0,5 – 1 mm teve o maior percentual, com 28%, seguida pelas classes 1 – 2 mm (23%), 0,30 – 0,50 mm (20%), 0,12 – 0,30 mm (17%) e 2 – 5 mm (12%). No período seco, somente a faixa de tamanho 1,00 – 2,00 mm teve diferença estatística significativa entre os pontos de amostragem (ANOVA,  $p < 0,05$ ), aumentando significativamente de 25% no ponto localizado no estuário superior (P3) para 43% no ponto localizado no estuário inferior (P1). No período chuvoso, a quantidade relativa dos MPs em diferentes faixas de tamanho não variou estatisticamente entre os pontos de amostragem (ANOVA,  $p > 0,05$ ). A Figura 14 mostra a quantidade relativa das faixas de tamanho nos três pontos de amostragem no estuário do Rio Cocó, no período seco e no período chuvoso.

Figura 14 – Quantidade relativa dos microplásticos em diferentes faixas de tamanho no período seco (A) e chuvoso (B) nos pontos de amostragem localizados no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).

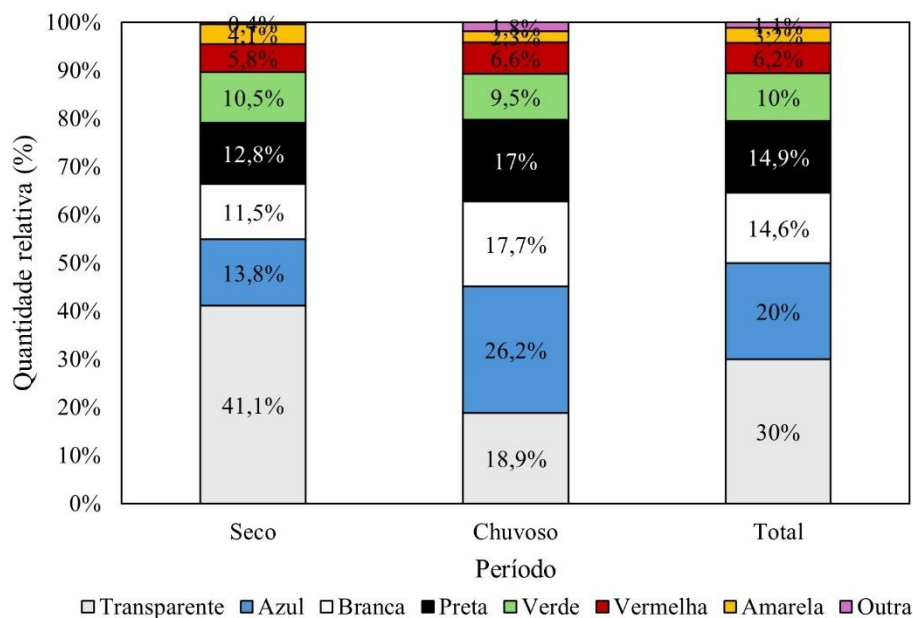


Fonte: elaborada pelo autor.

#### 4.2.4 Cor

Em ambos os períodos e em todas as estações de amostragem foi possível observar uma grande diversidade de cores dos microplásticos encontrados na presente pesquisa. De todas as partículas identificadas, os microplásticos transparentes foram os predominantes (30%), seguidos das cores azul (20%), preta (14,6%) e branca (14,9%). Em proporções menores ficaram as cores verde (10%), vermelha (6,2%), amarela (3,2%) e a soma de outras cores totalizou 1,1%. Comparando-se os períodos sazonais, um maior percentual foi observado de MPs da cor transparente (41,1%) no período seco (teste T,  $p < 0,05$ ). Enquanto no período chuvoso, a cor azul (26,2%) e a categoria “outra” (1,8%), foram as que tiveram um maior percentual (teste T,  $p < 0,05$ ). As demais cores não tiveram variação estatística significativa. A Figura 15 ilustra a quantidade média das cores encontradas nos dois períodos sazonais estudados.

Figura 15 – Quantidade de cores dos microplásticos nos períodos seco e chuvoso no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará.

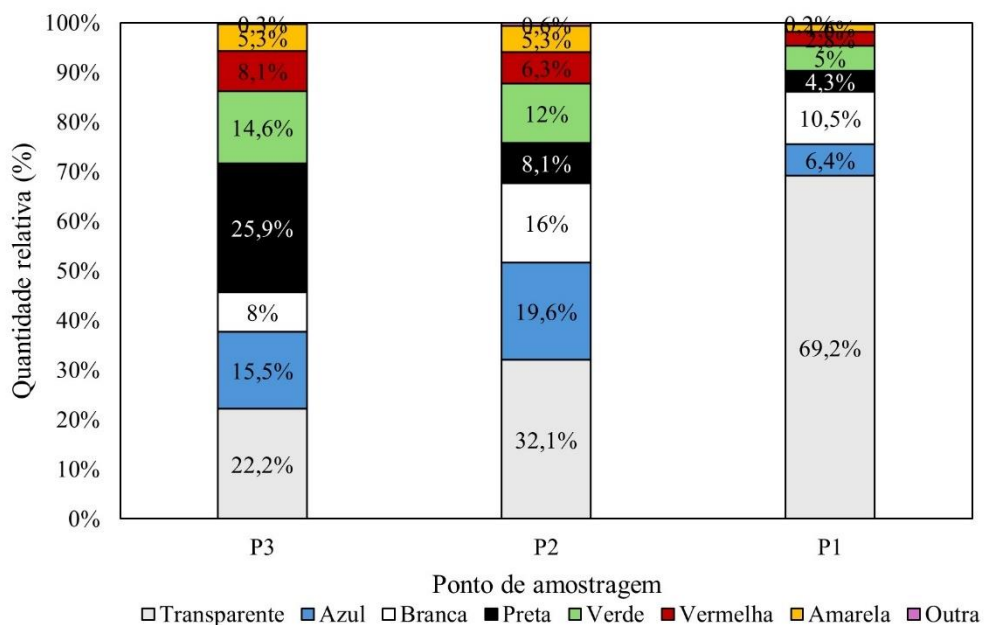


Fonte: elaborada pelo autor.

Nos pontos de coleta, no período seco, teve diferença significativa nas cores transparente, azul, preta, verde e vermelha (ANOVA,  $p < 0,05$ ). A cor transparente aumentou

em direção ao estuário inferior (P1) que registrou 69,2%. A cor azul diminuiu do estuário médio (P2) para o estuário inferior (P1), com 19,6% e 6,4% respectivamente. Semelhante ao observado com a cor azul, as cores preta, verde e vermelha diminuíram em direção ao estuário inferior. Nas demais cores, não foi encontrada diferença estatística significativa (ANOVA,  $p > 0,05$ ). A Figura 16 mostra a variação das cores nos pontos de amostragem no estuário do Rio Cocó no período seco.

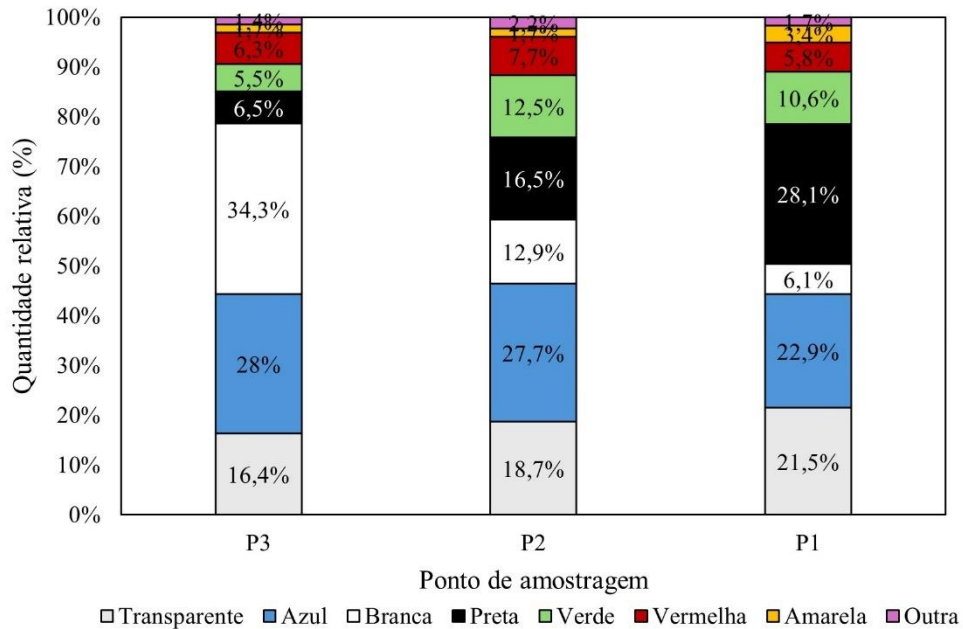
Figura 16 – Quantidade de microplásticos nos pontos de amostragem no período seco no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).



Fonte: elaborada pelo autor.

No período chuvoso, foi observada uma diminuição da cor branca nos MPs coletados em direção ao estuário inferior (P1), com 6,1%, enquanto no estuário superior foi registrada 34,3% de MPs da mesma cor (Figura 17). As cores categorizadas como “outra” teve aumento no ponto localizado no estuário médio (2,2%). O contrário ocorreu com a cor preta que apresentou maior quantidade no ponto de coleta localizado no estuário inferior (28,1%), enquanto o ponto P3 teve 6,5% MPs de mesma cor. As diferenças foram confirmadas por meio do teste ANOVA com  $p < 0,05$ . As cores transparente, azul, verde, vermelha e amarela não tiveram diferenças estatísticas significativas nos pontos de amostragem (ANOVA,  $p > 0,05$ ).

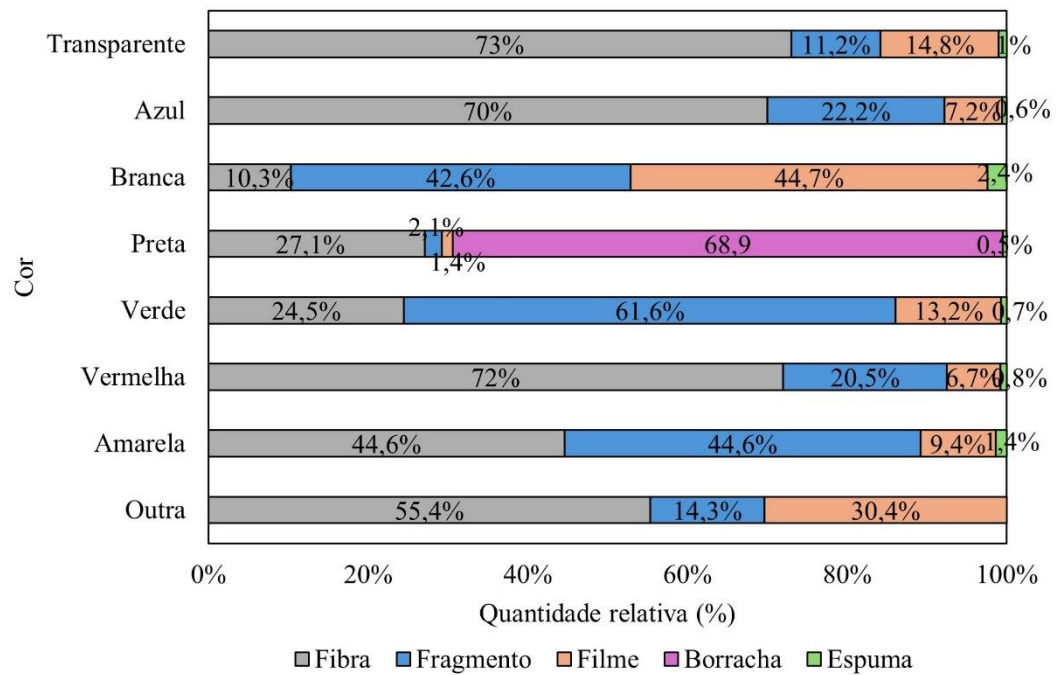
Figura 17 – Quantidade de microplásticos nos pontos de amostragem no período chuvoso no estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará. Estuário superior (P3), estuário médio (P2), estuário inferior (P1).



Fonte: elaborada pelo autor.

No estuário do Rio Cocó, 73% dos MPs transparentes eram fibras, bem como a maior parcela da cor azul (70%), vermelha (72%) e da categoria “outra” (55,4%). A cor branca está em maior quantidade associada a filmes (44,7%) e fragmentos (42,6%). Já na cor preta predominaram as borrachas (68,9%) e na cor amarela as fibras e os fragmentos estiveram na mesma proporção, com 44,6% cada (Figura 18).

Figura 18 – Cores relacionadas com a quantidade relativa das formas de microplásticos coletados no estuário do Rio Cocó.



Fonte: elaborada pelo autor

## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 Abundância de microplásticos

Na Tabela 1, os resultados encontrados na presente pesquisa são comparados a outros estudos que analisaram a influência da sazonalidade na poluição por microplásticos em estuários tropicais ao redor do mundo. Além da abundância de microplásticos, também é comparada a área da bacia hidrográfica, população, tipo de amostra e método de amostragem dos diferentes estudos citados.

Tabela 1 – Comparação das abundâncias de microplásticos encontradas na água de superfície de diferentes estuários tropicais do mundo.

Localização	População (habitantes)	Área da bacia hidrográfica (km <sup>2</sup> )	Método de Amostragem		Abundância (itens/m <sup>3</sup> )	Referência
			Ferramenta	Tamanho da malha		
Rio Cocó, Brasil	2,4 milhões	485	Rede de plâncton	120 µm	5,03 ± 3,16 (Seco) 6,45 ± 2,84 (Chuvoso)	Este estudo
Rio Yellow, China	38,4 milhões	752.443	Balde de aço inox, garrafa de 5 litros	-	380.000–582.000 (Chuvoso) 623.000–1.392.000 (Seco)	(Han <i>et al.</i> , 2020)
Rio Tecolutla, México	1,1 milhão	8.080	Garrafas de vidro de 5 litros	-	151.000	(Sánchez-hernández, <i>et al.</i> , 2021)
Rio Yangtze, China	78 milhões	1,8 milhões	Rede de manta	300 µm	1.838,9 ± 1.041,9 (Chuvoso)	(He <i>et al.</i> , 2021)
Rio Chao Phraya, Tailândia	20 milhões	160.000	Rede de manta	300 µm	48 ± 8 (Seco)	(Ta; Babel, 2023)
Rio Cocó, Brasil	2,4 milhões	485	Rede de plâncton	120 µm	12,8 – 40,0 (Seco) 11,0 – 32,5 (Chuvoso)	(Alves, 2024)

Rio Tallo, Indonésia	20 milhões	860	Rede de neuston	330 $\mu\text{m}$	1,48 $\pm$ 0,26 – 3,41 $\pm$ 0,13 (Seco) 0,74 $\pm$ 0,46 – 2,15 $\pm$ 0,68 (Chuvoso)	(Wicaksono <i>et al.</i> , 2021)
Rio Pearl, China	18,7 milhões	440.000	Rede de manta	330 $\mu\text{m}$	0,046 – 4,21 (Seco) 0,123 – 1,84 (Chuvoso)	(Lin <i>et al.</i> , 2023)
Sistema estuarino Mandovi-Zuari, Índia	-	-	Rede de plâncton	300 $\mu\text{m}$	0,099 $\pm$ 0,056 (Seco) 0,107 $\pm$ 0,031 (Chuvoso)	(Gupta <i>et al.</i> , 2021).

Fonte: elaborada pelo autor.

A abundância média de microplásticos no estuário do Rio Cocó foi notavelmente superior à abundância máxima registrada no Rio Pearl, na China, em ambos os períodos avaliados (Lin *et al.*, 2023), apesar de ter uma população sete vezes menor em sua bacia hidrográfica. A malha da rede utilizada no método de coleta também influencia na abundância de MPs, pois malhas maiores têm menor capacidade de reter essas partículas (Ta; Babel, 2023). Em contrapartida, o estuário do Rio Tallo, Indonésia, observou níveis comparativamente mais baixos que o encontrado no presente estudo, com a abundância variando de 1,48 $\pm$ 0,26 a 3,41  $\pm$  0,13 itens/m<sup>3</sup> durante o período seco e 0,74 $\pm$ 0,46 e 2,15 $\pm$ 0,68 itens/m<sup>3</sup> durante o período chuvoso (Wicaksono *et al.*, 2021). Essas abundâncias mais elevadas se devem ao menor volume de água durante o período seco e a menor diluição de MPs por meio do volume de água do rio ser reduzido durante este período (Lin *et al.*, 2023; Wicaksono *et al.*, 2021). No estuário do Rio Cocó esse fenômeno não foi observado, pois os valores de abundância de MPs encontrados não apresentaram comportamento semelhante ao relatado nesses estudos.

Alves (2024), analisou a influência da maré na abundância dos MPs no estuário do Rio Cocó e registrou uma abundância maior de 12,8 a 40 itens/m<sup>3</sup>, no período seco e 11 - 32 itens/m<sup>3</sup> no período chuvoso, em condição de maré enchente. O alto grau de urbanização e densidade populacional foram os motivos citados para essa abundância comparativamente alta, levando em conta que a abundância encontrada no presente estudo variou de 1,94 a 12,41 itens/m<sup>3</sup>. Também ressalta que o local de amostragem pode influenciar na abundância de MPs (Alves, 2024), tendo em vista que o presente estudo foi realizado em pontos diferentes do escolhido por Alves (2024).



No estuário do rio Yangtze, na China, no período chuvoso, foi encontrada uma abundância média de microplásticos (1838,9 itens/m<sup>3</sup>) maior que a detectada no estuário do Rio Cocó, nas mesmas condições sazonais (Tabela 1). Essa elevada abundância foi influenciada por ser uma área altamente povoada e pelo fato de a amostragem ter ocorrido em um evento de três dias de chuva, o que pode ter carregado uma quantidade elevada de MPs para o estuário (He *et al.*, 2021). De forma semelhante, no estuário do rio Chao Phraya, Tailândia, a abundância média foi aproximadamente nove vezes maior do que a encontrada no estuário do Rio Cocó durante o período seco (Ta; Babel, 2023). Nesse caso, as atividades antrópicas ao longo do Rio Chao Phraya e o método de amostragem que foi utilizado são os grandes fatores que diferem do presente estudo, e portanto, as principais influências para uma elevada abundância média de MPs nesse período (Ta; Babel, 2023). No sistema estuarino de Mandovi-Zuari também foi observada abundância média maior durante o período chuvoso com  $0,107 \pm 0,031$  itens/m<sup>3</sup> em comparação com o período seco ( $0,099 \pm 0,056$  itens/m<sup>3</sup>) (Gupta *et al.*, 2021), mas sem diferença significativa. Assim como o sistema estuarino Mandovi-Zuari, no estuário do Rio Cocó não foram observadas diferenças significativas na influência temporal sobre a abundância de microplásticos. Entretanto, houve um leve aumento na média da abundância durante o período chuvoso, possivelmente devido à entrada de água doce do Rio Cocó e à precipitação intensa, que transporta mais detritos plásticos terrestres para o estuário (Gupta *et al.*, 2021).

Na foz do rio Tallo, na Indonésia, onde a presença humana foi registrada como um dos indícios da elevada abundância de MPs devido a um assentamento localizado às margens do estuário, acima do ponto de coleta, sugere-se que essa área pode ser uma fonte significativa de MPs para a porção inferior do estuário (Wicaksono *et al.*, 2021). Já na porção superior do estuário do Rio Tecolutla, foi constatada uma maior abundância de MPs, atribuída à presença de uma refinaria de petróleo abandonada, localizada próximo ao ponto de coleta (Sánchez-Hernández *et al.*, 2021).

No ano de 2014, o uso da bacia hidrográfica do Rio Cocó foi caracterizado predominantemente como urbano-industrial, compreendendo 105,65 km<sup>2</sup>, enquanto apenas 10,96 km<sup>2</sup> consistiam em mata ciliar altamente degradada e 6,35 km<sup>2</sup> compreendiam manguezais (Santos; Souza, 2014). Essas áreas estão situadas próximo às margens do estuário, podendo ser o motivo da abundância média de MPs observada no ponto P3 (figura 5). Regiões com elevada urbanização influenciam na dispersão de microplásticos para o meio ambiente, principalmente de MPs secundários, como embalagens e outros tipos de descarte (Wu *et al.*, 2019). Esses dados corroboram com estudos anteriores, que mostram que áreas urbanizadas e

densamente povoadas tendem a apresentar elevada abundância de MPs. Na China, por exemplo, tanto no Rio Pearl, quanto no Rio Haihe foram observadas elevadas abundâncias de MPs justamente nestas regiões mais povoadas (Lin *et al.*, 2023; Liu *et al.*, 2020b; Yan *et al.*, 2019).

Os microplásticos podem surgir no estuário a partir de fontes pontuais e difusas ao longo da bacia hidrográfica (Shi *et al.*, 2022). No Rio Cocó, a poluição difusa está associada ao lançamento de esgotos domésticos sem tratamento, por meio de ligações clandestinas. Às margens do Rio Cocó, podem ser observadas grandes quantidades de moradias, tendo um provável lançamento de esgotos domésticos não tratados. Outra fonte de poluição para o rio é o antigo lixão Jangurussu que, apesar de desativado, ainda carrega resíduos, visto que não foi feita a recuperação do local após a desativação. As Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) estão localizadas ao longo da bacia do Rio Cocó e podem ser fontes de MPs para o rio, tendo em vista que ETEs tradicionais não conseguem reter com eficiência os MPs durante o processo de tratamento dos efluentes (Triebkorn *et al.*, 2019). Por sua vez, as fontes, como as ETEs e o Lixão do Jangurussu, relatadas neste estudo estão localizadas acima do ponto de coleta no estuário superior (P3) que pode ser um indício de influência na abundância mais elevada de MPs nesse ponto.

Entre os estudos comparados na Tabela 1, o estuário do Rio Yellow, na China (Han *et al.*, 2020), e o estuário do Rio Tecolutla, no México (Sánchez-Hernández, *et al.*, 2021), foram os que relataram maior abundância. Essas disparidades podem ser atribuídas não apenas às condições locais e padrões de uso da terra, mas também à metodologia de coleta utilizada. Devido ao volume relativamente baixo de água coletada (5L), esse método pode não conseguir refletir adequadamente a verdadeira abundância, o que pode resultar em uma superestimação. Como apontado por Montserrat (2015) e Shruti e Kutralam-Muniasamy (2023), diferentes métodos de amostragem podem levar a subestimação bem como a superestimação dos valores de abundância. Além disso, a falta de padronização nas questões metodológicas, como os procedimentos de amostragem, torna desafiador comparar dados entre estudos que investigam a poluição por microplásticos.

Ademais, a foz do Rio Cocó apresenta um acúmulo significativo de sedimentos, resultando na formação de bancos de areia na região. Essas formações têm o potencial de reter microplásticos durante determinados períodos, levando ao acúmulo dessas partículas por aprisionamento nesses locais (Harris, 2020). Além disso, as árvores de mangue no estuário podem servir como interceptadores de MPs (Jiao *et al.*, 2022), tendo em vista que as margens

do estuário do Rio Cocó também há presença de manguezais, com cerca de 6,35 km<sup>2</sup> de área (Santos; Souza, 2014). Os MPs retidos por essas áreas, podem se desprender ao serem ressuspensos na coluna d'água por meio da elevação do volume da água o Rio e do aumento da velocidade da corrente devido às precipitações mais intensas durante o período chuvoso (Govender et al., 2020), que pode explicar a abundância de MPs mais elevada no ponto de coleta P1.

Os resultados deste estudo fornecem informações importantes sobre a contaminação por microplásticos nas águas superficiais do estuário do Rio Cocó, indicando não apenas a presença desses resíduos, mas também apontam para a urbanização circundante como uma provável fonte de entrada. Essa associação entre a presença de microplásticos e a urbanização destaca a necessidade de uma gestão ambiental mais eficaz e medidas de controle de poluição nas áreas urbanas próximas ao estuário do Rio Cocó. Além disso, ressalta a importância de atividades de conscientização para reduzir a produção e o descarte inadequado de plásticos na região.

## **5.2 Características morfológicas dos microplásticos**

### **5.2.1 Forma**

Das formas encontradas neste estudo, as fibras foram as mais presentes nos dois períodos sazonais estudados. No estuário do Rio Cocó, as fibras tiveram uma proporção três vezes maior que a encontrada no sistema estuarino Mandovi-Zuari, na Índia, nos períodos seco e chuvoso (Gupta *et al.*, 2021), além de ter sido duas vezes maior que a proporção encontrada no estuário do Rio Chao Phraya, na Tailândia (Ta; Babel, 2023). Semelhante ao observado no presente trabalho, Alves (2024) observou que no estuário do Rio Cocó, ao longo do ciclo de maré, as fibras (50%) foram as mais presentes e ressalta que essa elevada quantidade de fibras são devido a alta densidade populacional e ao despejo de águas residuárias sem tratamento no rio. Outro fator que pode ter determinado a maior quantidade de fibras, podendo ser transportadas também por meio da precipitação atmosférica, assim como foi relatado por Lin et al. (2023), no Rio Pearl, na China. A Tabela 2 compara as formas, cores e tamanhos predominantes de MPs em diferentes estuários locais do mundo.

Tabela 2 – Comparação das formas, cores e tamanhos de microplásticos encontradas na água de superfície de diferentes estuários tropicais do mundo.

Localização do estuário	Formas predominantes	Cores predominantes	Tamanho predominante	Referência
Rio Cocó, Brasil	- Fibra (51,3%); - Fragmentos (27,4%); - Filme (11,7%); - Borracha (9,1%); - Espuma (0,4%).	- Transparente (30%); - Azul (20%); - Preta (14,6%); - Branca (14,9%); - Verde (10%); - Vermelha (6,2%); - Amarela (3,2%); - Outra (1,1%).	- 0,12 a 0,30 mm (17%); - 0,30 a 0,50 mm (20%); - 0,5 a 1 mm (28%); - 1 a 2 mm (23%); - 2 a 5 mm (12%).	Este estudo
Rio Yangtze, China	- Fragmento (47,9%); - Fibra (32,1%); - Espuma (17,4%); - Pellet (2,6%).	- Transparente (36,1%); - Branca (34,6%); - Vermelha (6,6%); - Azul (6,3%); - Amarela (5,4%); - Preta (0,9%); - Outra (5,2)	- 0,3 a 1mm (69,6%); - 1 a 2,8 mm (19,8%); - 2,8 a 5 mm (10,6%).	(He <i>et al.</i> , 2021)
Rio Chao Phraya, Tailândia	- Fragmento (>60%); - Fibra (18 - 34%); - Filme (3 - 10%); - Pellet (<2%).	- Branca (49-60%); - Azul (9-5%); - Vermelha (6-8%); - Verde (3-8%); - Amarela (1-5%).	- 0,05 a 0,3 mm (41%); - 0,3 a 0,5 mm (31%); - 0,5 a 1 mm (17%); - 1 a 5 mm (11%).	(Ta; Babel, 2023)
Rio Cocó, Brasil	- Fibras (50%); - Filmes (25%); - Borrachas (13%); - Fragmentos (10%); - Espumas (0,8%); - Microbeads (0,7%).	- Transparente (32%); - Branco (22%); - Preto (21%); - Azul (15%); - Vermelho (3%); - Verde (3%); - Amarelo (3%); - Outro (2%).	- 0,12 a 0,30 mm (23%); - 0,3 a 0,5 mm (20%); - 0,5 a 1,0 mm (29%); - 1 a 2 mm (20%); - 2 a 5 mm (8%).	(Alves, 2024)
Rio Tallo, Indonésia	- Fragmento (47,80–86,03%); - Fibra (12,50–47,80%); - Filme (1,47–6,78); - Pellets (0,55–5,63%).	- Azul (19,49–46,15%); - Transparente (14,29–38,14%); - Branca (10,17–20,59%); - Vermelha (6,62–18,31%); - Verde (0,85–8,45%); - Preta (3,30–12,71%).	- < 1 mm (30,99 - 50%); - 1 a 5 mm (50 - 69,01%);	(Wicaksono <i>et al.</i> , 2021)
Rio Pearl, China	- Fibra (80,9%); - Fragmento (18,9%); - Filme (2,2%).	Branca (65,6%)	- 0,02 a 1 mm (44,8%); - 1 a 2 mm (36,5).	(Lin <i>et al.</i> , 2023)
Sistema estuarino Mandovi-Zuari	- Fragmento (56,4%); - Filme (33,9%); - Fibra (10%).	- Preta (45%); - Laranja (16%); - Outra (39%).	- 0,02 a 0,1 mm (41%); - 0,1 a 0,3 mm (36,5%); - 0,3 a 1 mm (16%); - 1 a 5 mm (6,5%).	(Gupta <i>et al.</i> , 2021).

Fonte: elaborada pelo autor.

Esses MPs em forma de fibra podem ter origem relacionadas com a atividade pesqueira, devido ao descarte de artes de pesca (linhas e redes) no estuário que são fragmentadas ao ficarem expostas às intempéries ambientais (Yuan *et al.*, 2019). Além disso, as fibras no ambiente estuarino também podem ter relação com a lavagem de roupas sintéticas que, por meio da descarga de efluentes de máquinas de lavar, podem chegar ao estuário (Browne *et al.*, 2011; De Falco *et al.*, 2019).

Diferente do encontrado no presente estudo, fragmento é a forma com maior proporção em outros estuários tropicais, como no Rio Yangtze (47,9%), localizado na China, no Rio Chao Phraya (>60%), na Tailândia, no Rio Tallo (47,80–86,03%), na Indonésia e no sistema estuarino Mandovi-Zuari, na Índia com 69,36% no período seco e 43,16% no período chuvoso (Ta; Babel, 2023; He *et al.*, 2021; Wicaksono *et al.*, 2021; Gupta *et al.*, 2021). Além disso, a quantidade relativa de fragmentos no estuário do Rio Cocó foi comparativamente menor à encontrada nos estudos anteriormente citados. He *et al.* (2021), citaram que a principal razão para uma maior abundância de fragmentos seria a maior abertura da malha da rede de coleta (300  $\mu\text{m}$ ), o que proporciona menor poder de captura de materiais em outros formatos, como as fibras. O que pode explicar a predominância de fibras no presente estudo, visto que a malha da rede (120  $\mu\text{m}$ ) utilizada possuía um tamanho menor que o tamanho das fibras coletadas. A quantidade relativa de espumas encontradas no estuário do Rio Cocó teve menor proporção ao comparar com a encontrada no estuário do Rio Yangtze, na China, com 17,4% dos MPs caracterizados (He *et al.*, 2021), cerca de 43 vezes maior que a proporção encontrada no presente estudo.

Ao longo do Rio Cocó nota-se frequente poluição por resíduos sólidos (Cavalcante *et al.*, 2020), como o acúmulo de detritos observados às margens e na água do estuário. Os fragmentos e filmes estão relacionados a degradação de embalagens, além de utensílios que são frequentemente utilizados em atividades cotidianas e descartados de forma inadequada no meio ambiente (Akdogan; Guven, 2019) e são formas relatadas com alta frequência em amostras de águas superficiais (Lin *et al.*, 2023). Estradas e avenidas que cortam ou estão próximas ao Rio Cocó representam fontes potenciais de resíduos de borracha para o estuário, como evidenciado pela maior presença desses materiais nos pontos P3 (próxima à Av. Washington Soares) e P1 (próxima à ponte da Sabiaguaba) durante os períodos seco e chuvoso, respectivamente. Essas partículas se originam do desgaste dos pneus durante o tráfego de veículos (Leads; Weinstein, 2019), sendo transportadas pelos ventos e pelo escoamento superficial durante as chuvas (Klöckner *et al.*, 2020; Knight *et al.*, 2020).

### 5.2.2 Tamanho

O tamanho encontrado em maior quantidade no presente estudo foi semelhante ao encontrado no estuário do Rio Yangtze, na China, que foi observada uma predominância de microplásticos com tamanho inferior a 1 mm, representando cerca de 69,6% do total caracterizado (He *et al.*, 2021). No sistema estuarino Mandovi-Zuari, na Índia, foi encontrada uma proporção ainda mais elevada de MPs menores que 1 mm, com 92% das partículas caracterizadas (Gupta *et al.*, 2021). No estuário do Rio Chao Phraya, na Tailândia, 89% dos MPs foram menores que 1 mm (Ta; Babel, 2023), enquanto que no Rio Pearl, na China, os MPs encontrados em maior quantidade foram de tamanhos inferiores a 2 mm (Lin *et al.*, 2023).

A maior quantidade de MPs menores que 1 mm (73%) foi também observada por Alves (2024), que estudou a influência da maré na poluição por MPs no estuário do Rio Cocó, em um ponto no estuário e relata a rápida fragmentação dos plásticos como um dos fatores para essa predominância. A prevalência de microplásticos (MPs) com tamanho inferior a 1 mm pode ser afetada pelo método de coleta empregado, visto que quanto mais fina a malha utilizada na coleta, maior a probabilidade de capturar MPs de dimensões reduzidas (Lin *et al.*, 2023; He *et al.*, 2021).

A fotodegradação, a abrasão física e processos biológicos podem degradar gradualmente os MPs que ficam à deriva nas águas superficiais (Deocaris *et al.*, 2019; Gewert; Plassmann; Macleod, 2015), modificando essas partículas fisicamente (Fahrenfeld *et al.*, 2019). Boyle e Örmeci (2020), relata que microplásticos que ficam mais tempo em exposição as intempéries naturais podem diminuir de tamanho por meio da fragmentação das partículas. MPs menores que 1 mm podem ser facilmente ingeridos por organismos filtradores, como moluscos bivalves e plâncton (Pinheiro; Ivar do Sul; Costa, 2020, Botterell *et al.*, 2019). Além disso, MPs menores que 1 mm podem estar mais biodisponíveis, podendo entrar na teia alimentar por meio do zooplâncton (Wicaksono *et al.*, 2021), resultando em efeitos adversos à saúde e ao comportamento dos seres vivos (Elizalde-Velázquez; Gómez-Oliván, 2021; Guzzetti *et al.*, 2018).

### 5.2.3 Cor

As cores predominantes dos MPs encontrados no presente trabalho foram semelhantes às observadas no estuário do Rio das Yangtze, na China, que obteve maior quantidade de MPs transparentes, seguido das cores branca, vermelha, azul e amarela (Tabela

2) (He *et al.*, 2021). No estuário do Rio Cocó, Alves (2024) registrou uma maior quantidade de MPs transparentes (32%), analisando a influência da maré na poluição por MPs num ponto do estuário. Essa elevada quantidade de MPs pode ser causada pela perda de coloração por meio da radiação UV e outros agentes atmosféricos (Alves, 2024). Diferentemente, no Rio Tallo, na Indonésia, a cor azul foi a mais abundante dentre os MPs caracterizados, sendo a transparente a segunda mais abundante, seguida da cor branca, vermelha, preta e verde (Wicaksono *et al.*, 2021).

O intemperismo pode ser um grande fator para a maior quantidade de MPs transparentes no estuário do Rio Cocó, visto que esse fenômeno causa o desbotamento das cores dos MPs na natureza (Abaroa-Pérez *et al.*, 2022). Além de que a transformação dos detritos plásticos no ambiente marinho, incluindo a fotoxidação e mudanças na absorção e reflexão da luz, resulta em alterações na tonalidade e desenvolvimento de cores amareladas, as quais podem ser usadas como indicadores do tempo de exposição e estágios de degradação desses plásticos oceânicos (Martí *et al.*, 2020).

A cor branca foi a mais encontrada nas amostras de MPs no estuário do Rio Pearl, na China, com maior quantidade no período chuvoso (56,3%) comparado com o período seco (51,3%) (Li *et al.*, 2023). Li *et al.* (2023) atribuíram a maior quantidade de MPs para o branco por ser a cor de diversos materiais amplamente utilizados como sacolas, tubos e recipientes de plástico. Além disso, as cores básicas padrão na indústria são transparentes e brancas sendo adicionadas novas cores por meio de procedimentos de coloração (Ta; Babel, 2023).

A cor azul também foi uma das cores mais encontradas no estuário do Rio Tallo, na Indonésia, sendo uma das cores mais utilizadas na fabricação de produtos diversos, como roupas e tintas. Tendo em vista que MPs coloridos tem sua possível origem em produtos de consumo como utensílios e brinquedos (Gupta *et al.*, 2021). MPs de cores variadas podem ser confundidos com alimento para os animais marinhos, tendo em vista a preferência alimentar desses organismos (Verlis; Campbell; Wilson, 2013), onde os animais podem ingerir alimentos que possuam a mesma cor que suas presas. Além disso, MPs azuis e transparentes podem se tornar mais biodisponíveis devido a sua coloração mais fácil de distinguir em relação as cores presentes no ambiente natural.

No sistema estuarino Mandovi-Zuari, na Índia, MPs pretos foram mais abundantes, com 45% durante o período chuvoso e 28% durante o período seco (Gupta *et al.*, 2021). No Rio Tallo, na Indonésia e no Rio Yangtze, na China, a cor preta foi encontrada nas amostras de água, mas em pequenas frações (Wicaksono *et al.*, 2021; He *et al.*, 2021). MPs pretos encontrados no

estuário do Rio Cocó podem ser proveniente de desgaste de pneus (Ta; Babel, 2023), o que pode explicar o alto valor durante o período seco no ponto de coleta P3, localizado no estuário superior, onde há movimentação de carros nas avenidas que cortam o Rio Cocó. O que também ocorre no ponto P1 durante o período chuvoso, tendo em vista o carreamento superficial em decorrência das chuvas desse período.



## 6 CONCLUSÕES

- A abundância média de microplásticos no estuário do Rio Cocó durante o período chuvoso foi maior em comparação com o período seco, apesar de não ter sido estatisticamente diferente. Durante o período seco houve diferença significativa das abundâncias ao longo do estuário, diminuindo o valor no sentido do estuário superior em direção a foz. No período chuvoso não foi observada diferença estatística entre as abundâncias nos pontos de amostragem. Os resultados obtidos sugerem que o estuário do Rio Cocó não realiza exportação de MPs para o oceano durante o período seco, devido à alta abundância observada no ponto localizado no estuário superior em relação ao ponto localizado no estuário inferior. E no período chuvoso não fica claro a exportação de MPs para o oceano.
- Quanto às características dos microplásticos no estuário do Rio Cocó, foi possível concluir que:
  - As formas predominantes foram fibras, fragmentos, filmes e borrachas tanto nos períodos analisados como nos diferentes pontos de amostragem no estuário. Somente na proporção de filmes com aumento de 10 vezes no período chuvoso em comparação ao período seco. As borrachas e as espumas tiveram maior proporção no estuário superior no período seco.
  - Em geral, MPs com tamanhos menores que 1,0 mm predominaram no estuário do Rio Cocó. O tamanho médio foi maior no período seco do que no período chuvoso. MPs com intervalo de tamanho de 0,5 – 1,0 mm foram predominantes, seguido de 0,30 – 0,50 mm, 0,12 – 0,30 mm e 2 – 5 mm.
  - As cores predominantes foram transparente, azul, branca e preta nos dois períodos sazonais e pontos de amostragem. A cor amarela e as cores na categoria “outra” tiveram aumento no período chuvoso, enquanto a transparente diminuiu no mesmo período. As cores transparente e verde aumentaram em proporção em direção ao estuário inferior durante o período seco, e as cores azul, preta e vermelha diminuíram no mesmo sentido. As cores dentro da categoria “outra” e a cor preta aumentaram em direção ao estuário inferior durante o período chuvoso, enquanto MPs de cor branca diminuíram no mesmo sentido.

## 7 PROPOSTA DE TRABALHOS FUTUROS

- Realizar a caracterização polimérica dos MPs encontrados neste estudo (em andamento);
- Realizar estudos de MPs com maior quantidade de pontos de amostragem ao longo do estuário, correlacionando a geomorfologia e a hidrodinâmica;
- Correlacionar a abundância de MPs com os sólidos suspensos totais na água do estuário;
- Correlacionar a abundância de MPs na água com a abundância de MPs no sedimento;
- Correlacionar a abundância de MPs em diferentes compartimentos (água, sedimento e biota) no estuário do Rio Cocó.

## REFERÊNCIAS

- ABAROA-PÉREZ, Bárbara et al. Yellowing, weathering and degradation of marine pellets and their influence on the adsorption of chemical pollutants. **Polymers**, v. 14, n. 7, p. 1305, 2022.
- AKDOGAN, Zeynep; GUVEN, Basak. Microplastics in the environment: A critical review of current understanding and identification of future research needs. **Environmental pollution**, v. 254, p. 113011, 2019.
- ALLEN, S. et al. Micro(nano)plastics sources, fate, and effects: What we know after ten years of research. **Journal of Hazardous Materials Advances**, v. 6, p. 100057, maio 2022.
- ALVES, Ravana Santiago. O ciclo de maré influencia a dinâmica de microplásticos em um estuário do semi-areado brasileiro?. 2024.
- AMARAL-ZETTLER, L. A.; ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J. Ecology of the plastisphere. **Nature Reviews Microbiology**, v. 18, n. 3, p. 139–151, 1 mar. 2020.
- ANDERSEN, T. J. et al. Flocculation of PVC microplastic and fine-grained cohesive sediment at environmentally realistic concentrations. **Biological Bulletin**, v. 240, n. 1, p. 42–51, 1 fev. 2021.
- BARBIER, Edward B. et al. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological monographs**, v. 81, n. 2, p. 169-193, 2011.
- BOTTERELL, Zara LR et al. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. **Environmental Pollution**, v. 245, p. 98-110, 2019.
- BOYLE, Kellie; ÖRMECI, Banu. Microplastics and nanoplastics in the freshwater and terrestrial environment: A review. **Water**, v. 12, n. 9, p. 2633, 2020.
- BROWNE, M. A. et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 21, p. 9175–9179, 1 nov. 2011.
- BRUZACA, D. N. A. et al. Occurrence of microplastics in bivalve molluscs *Anomalocardia flexuosa* captured in Pernambuco, Northeast Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 179, 1 jun. 2022.
- CAVALCANTE, R. M. et al. Marine debris on a tropical coastline: Abundance, predominant sources and fate in a region with multiple activities (Fortaleza, Ceará, northeastern Brazil). **Waste Management**, v. 108, p. 13–20, 1 maio 2020.
- CHEN, Z. et al. Sources, behaviors, transformations, and environmental risks of organophosphate esters in the coastal environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 180, 1 jul. 2022.
- COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253–260, maio 1997.

DE FALCO, F. et al. The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, 1 dez. 2019.

DE OLIVEIRA SANTOS, Jader; DE SOUZA, Marcos José Nogueira. Abordagem geoambiental aplicada à análise da vulnerabilidade e dos riscos em ambientes urbanos. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 34, n. 2, p. 215-232, 2014.

DEFONTAINE, S.; JALÓN-ROJAS, I. Physical processes matters! Recommendations for sampling microplastics in estuarine waters based on hydrodynamics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 191, 1 jun. 2023.

DEOCARIS, C. C. et al. Occurrence of microplastic fragments in the pasig river. **H2Open Journal**, v. 2, n. 1, p. 92–100, 2019.

DESPASARI, B. et al. Temporal Variation of Microplastic Abundances and Characteristics in Surface Water of Banger River of Pekalongan City, Indonesia. **Journal of Ecological Engineering**, v. 24, n. 9, p. 39–49, 2023.

DIKAREVA, N.; SIMON, K. S. Microplastic pollution in streams spanning an urbanisation gradient. **Environmental Pollution**, v. 250, p. 292–299, 1 jul. 2019.

EERKES-MEDRANO, Dafne; THOMPSON, Richard C.; ALDRIDGE, David C. Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. **Water research**, v. 75, p. 63-82, 2015.

ELIZALDE-VELÁZQUEZ, Gustavo Axel; GÓMEZ-OLIVÁN, Leobardo Manuel. Microplastics in aquatic environments: A review on occurrence, distribution, toxic effects, and implications for human health. **Science of the Total Environment**, v. 780, p. 146551, 2021.

FAHRENFELD, N. L. et al. Source tracking microplastics in the freshwater environment. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 112, p. 248-254, 2019.

FENG, Q. et al. Identification of the driving factors of microplastic load and morphology in estuaries for improving monitoring and management strategies: A global meta-analysis. **Environmental Pollution**, v. 333, p. 122014, set. 2023.

FERREIRA, G. V. B. et al. Plastic debris contamination in the life cycle of Acoupa weakfish (*Cynoscion acoupa*) in a tropical estuary. **ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil**, v. 73, n. 10, p. 2695–2707, nov. 2016.

FILELLA, Montserrat. Questions of size and numbers in environmental research on microplastics: methodological and conceptual aspects. **Environmental Chemistry**, v. 12, n. 5, p. 527-538, 2015.

FORERO-LÓPEZ, A. D. et al. Plasticsphere on microplastics: In situ assays in an estuarine environment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 440, 15 out. 2022.

FRED-AHMADU, Omowunmi H. et al. Interaction of chemical contaminants with microplastics: principles and perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 706, p. 135978, 2020.

FREITAS, P. P. DE; MENEZES, M. O. B.; SCHETTINI, C. A. F. Hydrodynamics and suspended particulate matter transport in a shallow and highly urbanized estuary: the Cocó Estuary, Fortaleza, Brazil. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 33, n. 4, p. 579–590, 2015.

GAGO, J. et al. Standardised protocol for monitoring microplastics in seawater. **JPI Oceans BASEMAN project**. 2018.

GEWERT, Berit; PLASSMANN, Merle M.; MACLEOD, Matthew. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. **Environmental science: processes & impacts**, v. 17, n. 9, p. 1513-1521, 2015.

GOVENDER, Joelene et al. Towards characterising microplastic abundance, typology and retention in mangrove-dominated estuaries. **Water**, v. 12, n. 10, p. 2802, 2020.

GUPTA, P. et al. Spatial and seasonal variation of microplastics and possible sources in the estuarine system from central west coast of India. **Environmental Pollution**, v. 288, 1 nov. 2021.

GUZZETTI, Eleonora et al. Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects. **Environmental toxicology and pharmacology**, v. 64, p. 164-171, 2018.

HAN, Mei et al. Distribution of microplastics in surface water of the lower Yellow River near estuary. **Science of the total environment**, v. 707, p. 135601, 2020.

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

HE, Da et al. Microplastics contamination in the surface water of the Yangtze River from upstream to estuary based on different sampling methods. **Environmental Research**, v. 196, p. 110908, 2021.

IMHOF, Hannes K. et al. Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. **Current biology**, v. 23, n. 19, p. R867-R868, 2013.

JIANG, Baorong et al. Health impacts of environmental contamination of micro-and nanoplastics: a review. **Environmental health and preventive medicine**, v. 25, p. 1-15, 2020.

JIANG, C. et al. Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 91–98, 1 jun. 2019.

JIAO, M. et al. Mangrove forest: An important coastal ecosystem to intercept river microplastics. **Environmental Research**, v. 210, 1 jul. 2022.

KAZOUR, M. et al. Juvenile fish caging as a tool for assessing microplastics contamination in estuarine fish nursery grounds. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 4, p. 3548–3559, 1 fev. 2020.

KHOAELE, Katleho Keneuwe et al. A devastaco dos resduos plsticos no meio ambiente e os processos de remediao: uma reviso crtica. **Sustentabilidade**, v. 15, n. 6, pg. 5233, 2023.

KLÖCKNER, P. et al. Characterization of tire and road wear particles from road runoff indicates highly dynamic particle properties. **Water Research**, v. 185, 15 out. 2020.

KNIGHT, L. J. et al. Tyre wear particles: an abundant yet widely unreported microplastic? **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 15, p. 18345–18354, 1 maio 2020.

KOELMANS, Albert A. et al. Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. **Environmental science & technology**, v. 50, n. 7, p. 3315–3326, 2016.

LAI, Keng Po et al. Microplastics act as a carrier for wastewater-borne pathogenic bacteria in sewage. **Chemosphere**, v. 301, p. 134692, 2022.

LEADS, R. R.; WEINSTEIN, J. E. Occurrence of tire wear particles and other microplastics within the tributaries of the Charleston Harbor Estuary, South Carolina, USA. **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p. 569–582, 1 ago. 2019.

LEBRETON, L. et al. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, 1 dez. 2018.

LESLIE, Heather A. et al. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment international*, v. 163, p. 107199, 2022.

LI, T. et al. Environmental fate of microplastics in an urban river: Spatial distribution and seasonal variation. **Environmental Pollution**, v. 322, 1 abr. 2023.

LI, Yang et al. Occurrence and Distribution Characteristics of Microplastics in Surface Water of China: a Review. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 235, n. 1, p. 21, 2024.

LIN, L. et al. Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: A case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 375–381, 10 dez. 2018.

LIU, P. et al. Effect of weathering on environmental behavior of microplastics: Properties, sorption and potential risks. **Chemosphere**, v. 242, 1 mar. 2020a.

LIU, Y. et al. Occurrence and characteristics of microplastics in the Haihe River: An investigation of a seagoing river flowing through a megacity in northern China. **Environmental Pollution**, v. 262, 1 jul. 2020b.

MANI, T. et al. Microplastic Pollution in Benthic Midstream Sediments of the Rhine River. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 10, p. 6053–6062, 21 maio 2019.

MARTÍ, E. et al. The Colors of the Ocean Plastics. **Environmental Science and Technology**, v. 54, n. 11, p. 6594–6601, 2 jun. 2020.

MCEACHERN, K. et al. Microplastics in Tampa Bay, Florida: Abundance and variability in estuarine waters and sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 148, p. 97–106, 1 nov. 2019.

- MCGORAN, A. R. et al. High prevalence of plastic ingestion by *Eriocheir sinensis* and *Carcinus maenas* (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in the Thames Estuary. **Environmental Pollution**, v. 265, 1 out. 2020.
- NAEEJI, N. et al. Data on the microplastics contamination in water and sediments along the Haraz River estuary, Iran. **Data in Brief**, v. 32, 1 out. 2020.
- NASCIMENTO, J. E. F. DO et al. Variação sazonal de parâmetros físico-químicos na porção estuarina do município de Raposa - Ma. **Interfaces Científicas**, v. 8, n. 2, p. 257–271, 2020.
- NÓBREGA, G. N. et al. Edaphic factors controlling summer (rainy season) greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>) from semiarid mangrove soils (NE-Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 685–693, 15 jan. 2016.
- PARIATAMBY, A. et al. Status of microplastic pollution in aquatic ecosystem with a case study on cherating river, Malaysia. **Journal of Engineering and Technological Sciences**, v. 52, n. 2, p. 222–241, 2020.
- PENG, G. et al. Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. **Environmental Pollution**, v. 225, p. 283–290, 2017.
- PENG, X. et al. Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. **Geochemical Perspectives Letters**, v. 9, p. 1–5, 2018.
- PINHEIRO, Lara M.; DO SUL, Juliana A. Ivar; COSTA, Monica F. Uptake and ingestion are the main pathways for microplastics to enter marine benthos: A review. **Food webs**, v. 24, p. e00150, 2020.
- QI, R. et al. Behavior of microplastics and plastic film residues in the soil environment: A critical review. **Science of the Total Environment**, v. 703, 10 fev. 2020.
- RADHAKRISHNAN, K. et al. Characterization and distribution of microplastics in estuarine surface sediments, Kayamkulam estuary, southwest coast of India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 168, 1 jul. 2021.
- RADHAKRISHNAN, K. et al. Potential ecological risk assessment studies based on source and distribution of microplastics from the surface sediments of tropical backwaters, Kerala, India. **Total Environment Research Themes**, v. 7, p. 100063, set. 2023.
- SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, L. J. et al. Seasonal evidences of microplastics in environmental matrices of a tourist dominated urban estuary in Gulf of Mexico, Mexico. **Chemosphere**, v. 277, 1 ago. 2021.
- SARKAR, B. et al. Challenges and opportunities in sustainable management of microplastics and nanoplastics in the environment. **Environmental Research**, v. 207, 1 maio 2022.
- SHI, H. et al. Source-sink process of microplastics in watershed-estuary-offshore system. **Journal of Cleaner Production**, v. 338, 1 mar. 2022.
- SHRUTI, V. C.; KUTRALAM-MUNIASAMY, Gurusamy. Blanks and bias in microplastic research: Implications for future quality assurance. **Trends in Environmental Analytical Chemistry**, p. e00203, 2023.

- SU, Y. et al. Steam disinfection releases micro(nano)plastics from silicone-rubber baby teats as examined by optical photothermal infrared microspectroscopy. **Nature Nanotechnology**, v. 17, n. 1, p. 76–85, 1 jan. 2022.
- TA, Anh Tuan; BABEL, Sandhya. Occurrence and spatial distribution of microplastic contaminated with heavy metals in a tropical river: effect of land use and population density. **Marine Pollution Bulletin**, v. 191, p. 114919, 2023.
- THOMPSON, R. C. et al. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 7 maio 2004.
- TRIEBSKORN, Rita et al. Relevance of nano-and microplastics for freshwater ecosystems: A critical review. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 110, p. 375-392, 2019.
- VERLIS, K. M.; CAMPBELL, M. L.; WILSON, S. P. Ingestion of marine debris plastic by the wedge-tailed shearwater *Ardenna pacifica* in the Great Barrier Reef, Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 72, n. 1, p. 244–249, 15 jul. 2013.
- WAITE, H. R.; DONNELLY, M. J.; WALTERS, L. J. Quantity and types of microplastics in the organic tissues of the eastern oyster *Crassostrea virginica* and Atlantic mud crab *Panopeus herbstii* from a Florida estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 129, n. 1, p. 179–185, 1 abr. 2018.
- WALKER, T. R.; FEQUET, L. Current trends of unsustainable plastic production and micro(nano)plastic pollution. **TrAC - Trends in Analytical Chemistry**, v. 160, p. 1–7, 1 mar. 2023.
- WANG, T. T. et al. Abundance and characteristics of microplastics in the Wanquan River estuary, Hainan Island. **Marine Pollution Bulletin**, v. 189, 1 abr. 2023.
- WEI, N. et al. Dynamic signatures of microplastic distribution across the water column of Yangtze River Estuary: Complicated implication of tidal effects. **Marine Environmental Research**, v. 188, 1 jun. 2023.
- WESCH, Charlotte et al. Towards the suitable monitoring of ingestion of microplastics by marine biota: A review. **Environmental pollution**, v. 218, p. 1200-1208, 2016.
- WICAKSONO, E. A. et al. Distribution and seasonal variation of microplastics in tallo river, makassar, eastern indonesia. **Toxics**, v. 9, n. 6, 1 jun. 2021.
- WRIGHT, Stephanie L.; THOMPSON, Richard C.; GALLOWAY, Tamara S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. **Environmental pollution**, v. 178, p. 483-492, 2013.
- WU, P. et al. Spatial-temporal distribution of microplastics in surface water and sediments of Maozhou River within Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. **Science of the Total Environment**, v. 717, 15 maio 2020.
- WU, Panfeng et al. Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 184, p. 109612, 2019.



YAN, M. et al. Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou city and Pearl River estuary, China. **Chemosphere**, v. 217, p. 879–886, 1 fev. 2019.

YANG, X. et al. Aggregation of microplastics and clay particles in the nearshore environment: Characteristics, influencing factors, and implications. **Water Research**, v. 224, 1 out. 2022.

YE, X. et al. Microplastic acts as a vector for contaminants: the release behavior of dibutyl phthalate from polyvinyl chloride pipe fragments in water phase. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 33, p. 42082–42091, 1 nov. 2020.

YUAN, W. et al. Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 170, p. 180–187, 15 abr. 2019.

ZAKI, M. R. M. et al. Occurrence, abundance, and distribution of microplastics pollution: an evidence in surface tropical water of Klang River estuary, Malaysia. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 43, n. 9, p. 3733–3748, 1 set. 2021.

ZHANG, F. et al. Direct and indirect effects of microplastics on bivalves, with a focus on edible species: A mini-review **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 20, p. 2109–2143, 17 out. 2020.

ZHANG, Qian et al. Recent advances in toxicological research and potential health impact of microplastics and nanoplastics in vivo. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 27, p. 40415-40448, 2022.

ZHAO, S. et al. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 86, n. 1–2, p. 562–568, 2014.

ZHENG, Jie et al. Vitrímeros: Tendências atuais de pesquisa e suas aplicações emergentes. **Materiais Hoje**, v. 51, p. 586-625, 2021.