



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

RAVENA SANTIAGO ALVES

**O CICLO DE MARÉ INFLUENCIA A DINÂMICA DE MICROPLÁSTICOS
EM UM ESTUÁRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO?**

FORTALEZA

2024

RAVENA SANTIAGO ALVES

O CICLO DE MARÉ INFLUENCIA A DINÂMICA DE MICROPLÁSTICOS
EM UM ESTUÁRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO?

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

Orientador: Prof. Dr. Michael Barbosa Viana.
Coorientador: Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo.

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)

- A482c Alves, Ravena Santiago.
O ciclo de maré influencia a dinâmica de microplásticos em um estuário do semiárido brasileiro? /
Ravena Santiago Alves. – 2024.
66 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.
Coorientação: Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo.
1. Dinâmica Estuarina. 2. Poluição Marinha. 3. Resíduos Sólidos. 4. Lixo. 5. Rio Cocó. I. Título.
CDD 551.46
-

RAVENA SANTIAGO ALVES

O CICLO DE MARÉ INFLUENCIA A DINÂMICA DE MICROPLÁSTICOS
EM UM ESTUÁRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO?

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

Aprovada em: 19/02/2024.

BANCA EXAMINADORA

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

Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo (Coorientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dra. Tatiane Martins Garcia
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus.

Aos meus pais, Valdenia e Reginaldo.

A minha avó, Maria Celeste (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Ao Projeto i-plastic (*Dispersion and impacts of micro- and nano-plastics in the tropical and temperate oceans: from regional land-ocean interface to open ocean*), financiado pela JPI Oceans International Consortium, através do apoio da Fundação Cearense de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP).

Ao Programa de Apoio à Pós-Graduação (PROAP) – CAPES pelo auxílio financeiro para minha estadia de uma semana em Barcelona, na Espanha, e participação no cruzeiro de pesquisa do projeto PYROWIND durante a XXVI Campanha Antártica do navio BIO Hespérides (A-33), com data de embarque de 23 de abril a 22 de maio de 2022.

A Secretaria do Meio Ambiente (SEMA) pela autorização de pesquisa nº 18/2021, processo nº 09721582/2021, para realização das amostragens no rio Cocó.

Ao Prof. Dr. Michael Barbosa Viana pela excelente orientação, compreensão e incentivo na participação de atividades necessárias para meu desenvolvimento acadêmico.

Ao Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo pelas excelentes orientações, confiança no meu trabalho e ideias para o desenvolvimento da pesquisa.

Aos membros da banca examinadora Dra. Tatiane Martins Garcia e Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

Ao Marcelo Soares coordenador do projeto i-plastic no Brasil e a Patrizia Ziveri e Michaël Grelaud coordenadores do projeto na Espanha. Aos pesquisadores que participaram do cruzeiro de pesquisa: Yasmin, Stéphanie, Andreia, Pau, Oriol, Eloise, Sam, Marina e Nuria.

Aos bolsistas de iniciação científica e voluntários que se dedicaram ao projeto i-plastic: Victória, Rebeca, Chrystian, Emanuelle, Gabriel, Yan e Beatriz. Ter o apoio de vocês significou muito para mim e foi essencial para o desenvolvimento do trabalho.

Ao Kleber, João e Araújo por conduzirem a embarcação durante as amostragens.

A toda equipe do Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL): Tayane, Matheus, Francisco, Lara, Victória, João Paulo e Luiz Carlos, pelas nossas conversas, momentos de descontração e trocas de ideia sobre as nossas pesquisas.

As equipes dos laboratórios do Labomar, que auxiliaram nos trabalhos em campo e laboratoriais. Ao LOF, Laboratório de Plâncton, Lacor e Laboratório de Zoobentos.

Aos colegas de mestrado e graduação, pelas reflexões e incentivos, por todo carinho e momentos que passamos juntos, vocês deixaram tudo mais leve.

O consumocentrismo atual provoca impactos sociais, ambientais e socioeconômicos, os quais estão alcançando um patamar de irreversibilidade gravíssimo. [...] Diante de dados tão significativos, a mudança na forma de consumir é mais que necessária, é imperativa se quisermos continuar habitando este planeta. (GIRELLI, 2017, p. 132).

RESUMO

Microplásticos (MPs) são polímeros sintéticos com tamanho entre 1 μm e 5 mm, e que são considerados contaminantes de crescente preocupação ambiental global, devido à sua ampla distribuição no ambiente e por ameaçarem a vida marinha. Os estuários são reconhecidos como uma das principais vias de entrada de MPs nos oceanos. Contudo, ainda é preciso compreender como fatores hidrodinâmicos e climáticos influenciam em seu transporte. Nesse contexto, o objetivo da pesquisa é avaliar a influência das flutuações de maré e sazonalidade na abundância e nas características morfológicas dos MPs nas águas superficiais do estuário do rio Cocó (Fortaleza – CE). As coletas ocorreram em um ponto fixo próximo a foz do rio, a cada 2h ao longo de um ciclo de maré, abrangendo três amostragens na maré vazante e três na maré enchente, durante duas estações sazonais (chuvosa e seca), em condições de maré de sizígia. As amostragens de água superficial foram feitas por meio de arrastos de 1 min, utilizando uma rede de plâncton (malha de 120 μm), posicionada ao lado do barco e mantida flutuando para coleta dos primeiros 15 cm da superfície. O material retido no copo coletor foi transferido para recipientes de vidro e armazenados a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ até o momento da análise. As amostras foram processadas através de peneiramento em malha de 5 mm e 63 μm , digestão da matéria orgânica com KOH 10%, separação das partículas por diferença de densidade com ZnCl_2 ($1,6\text{ g/cm}^3$) e filtração em filtros de fibra de vidro (0,7 μm de porosidade). Os filtros foram visualizados em estereomicroscópio para contagem e classificação dos MPs por forma, tamanho e cor. A abundância de MPs nas águas superficiais variou ao longo do ciclo de maré diário de 11,0 a 32,5 itens/ m^3 , na estação chuvosa e de 12,4 a 40,0 itens/ m^3 , na estação seca, diminuindo essa concentração durante a maré vazante e aumentando na maré enchente, em ambas as estações sazonais. Contudo, a abundância média de MPs não variou significativamente entre as estações chuvosa ($21,2 \pm 8,7$ itens/ m^3) e seca ($22,9 \pm 11,3$ itens/ m^3). As formas predominantes foram fibras (50%), filmes (25%), borrachas (13%) e fragmentos (10%). As classes de tamanho predominantes foram 0,5 – 1,0 mm (29%), 0,12 – 0,30 mm (23%), 0,3 – 0,5 mm (20%) e 1 – 2 mm (20%). As principais cores foram transparente (32%), branco (22%), preto (21%) e azul (15%). Identificar possíveis padrões de dinâmica de MPs durante um ciclo de maré pode fornecer medidas para estimar as taxas de MPs transportadas do rio ao oceano e vice-versa, determinar o melhor momento para amostragens mais representativas e adotar estratégias de controle da poluição.

Palavras-chave: dinâmica estuarina; poluição marinha; resíduos sólidos; lixo; rio Cocó.

ABSTRACT

Microplastics (MPs) are synthetic polymers ranging in size from 1 μm to 5 mm, which are considered contaminants of growing global environmental concern, due to their wide distribution in the environment and because they threaten marine life. Estuaries are recognized as one of the main routes for MPs to enter the oceans. However, it is still necessary to understand how hydrodynamic and climatic factors influence its transport. In this context, the objective of the research is to evaluate the influence of tidal fluctuations and seasonality on the abundance and morphological characteristics of MPs in the surface waters of the Cocó River estuary (Fortaleza – CE). Collections took place at a fixed point near the mouth of the river, every 2 hours throughout a tidal cycle, covering three samples at ebb tide and three at flood tide, during two seasonal seasons (rainy and dry), in spring tide conditions. Surface water sampling was done through 1-min trawls, using a plankton net (120 μm mesh), positioned next to the boat and kept floating to collect the first 15 cm of the surface. The material retained in the collection cup was transferred to glass jars and stored at $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ until analysis. The samples were processed through sieving through a 5 mm and 63 μm mesh, digestion of the organic matter with 10% KOH, separation of particles by density difference with ZnCl_2 (1.6 g/cm^3) and filtration on glass fiber filters (0.7 μm porosity). The filters were viewed under a stereomicroscope to count and classify the MPs by shape, size and color. The abundance of MPs in surface waters varied throughout the daily tidal cycle from 11.0 to 32.5 items/ m^3 in the rainy season and from 12.4 to 40.0 items/ m^3 in the dry season, decreasing this concentration during the ebb tide and increasing at the flood tide, in both seasonal seasons. However, the average abundance of MPs did not vary significantly between the rainy (21.2 ± 8.7 items/ m^3) and dry (22.9 ± 11.3 items/ m^3) seasons. The predominant forms were fibers (50%), films (25%), rubbers (13%) and fragments (10%). The predominant size classes were 0.5 – 1.0 mm (29%), 0.12 – 0.30 mm (23%), 0.3 – 0.5 mm (20%) and 1 – 2 mm (20%). The main colors were transparent (32%), white (22%), black (21%) and blue (15%). Identifying possible patterns of MPs dynamics during a tidal cycle could provide measures to estimate the rates of MPs transported from the river to the ocean and vice versa, determine the best time for more representative sampling, and adopt pollution control strategies.

Keywords: estuarine dynamics; marine pollution; solid waste; litter; Cocó River.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Precipitação mensal média histórica (1991–2020) e precipitação mensal durante o período do estudo (2022) no município de Fortaleza, Ceará	18
Figura 2	– Local de amostragem de água no estuário do rio Cocó (Fortaleza – CE)	19
Figura 3	– Área de amostragem de microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó (Fortaleza – CE). Registro fotográfico feito durante a maré baixa, na estação seca (29/07/2022)	20
Figura 4	– Amostragem de água superficial com rede de plâncton no estuário do rio Cocó (A) e recipientes de vidro com amostras coletadas durante a maré vazante e enchente, na estação seca (B)	21
Figura 5	– Etapa de fundeio do ADCP (A) e coleta de dados com o CTD (B)	21
Figura 6	– Etapas da análise laboratorial de microplásticos em amostras de água. Processo de peneiramento das amostras (A), digestão da matéria orgânica (B), separação das partículas por diferença de densidade (C) e filtragem das amostras em papel filtro (D)	22
Figura 7	– Abundância de microplásticos nas águas superficiais ao longo de um ciclo de maré no estuário do rio Cocó (Fortaleza – CE), na estação chuvosa (30/05/2022)	25
Figura 8	– Abundância de microplásticos nas águas superficiais ao longo de um ciclo de maré no estuário do rio Cocó (Fortaleza – CE), na estação seca (25/10/2022)	26
Figura 9	– Formação de bancos de areia ao longo do estuário inferior do rio Cocó durante a maré baixa (A) e alargamento da seção transversal do rio com o aumento do nível da água na maré alta (B). Datas das imagens: 07/2022 e 08/07/2019	27

Figura 10 – Pluma fluvial formada na maré vazante sendo transportada por correntes marinhas na estação chuvosa (data da imagem: 30/04/2022) (A) e frente estuarina de maré enchente adentrando o estuário na estação seca (data da imagem: 13/07/2020) (B), no estuário do rio Cocó (Fortaleza – CE)	29
Figura 11 – Proporção das formas de microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, na estação chuvosa (n=6) e seca (n=6)	34
Figura 12 – Exemplos das formas de microplásticos encontrados nas águas superficiais no estuário do rio Cocó: fibra azul (A); fragmento azul (B); filme preto (C); borracha preta (D); espuma amarela (E) e <i>microbead</i> branco (F)	34
Figura 13 – Proporção das formas de microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, em cada horário de amostragem durante a maré vazante (6am a 10am) e maré enchente (1pm a 5pm), na estação chuvosa e seca	36
Figura 14 – Características da aparência dos filmes brancos predominantes nas amostras de água superficial do estuário do rio Cocó	37
Figura 15 – Fragmentação de microplásticos frágeis encontrados nas amostras de água superficial do estuário do rio Cocó, em partículas cada vez menores	37
Figura 16 – Aterro desativado do Jangurussu próximo às margens do rio Cocó, localizado a aproximadamente 18 km da foz do rio (A) e ponto de acúmulo de lixo nas ruas do entorno do rio Cocó (B), registrado em fevereiro de 2022	38
Figura 17 – Exemplo de poluição por resíduos sólidos (sacolas, garrafas, tampas, isopores, pneus e outros) no estuário do rio Cocó próximo ao local de amostragem. Registros fotográficos feitos nos meses de fevereiro/2022, outubro/2022 e fevereiro/2023	39

Figura 18 – <i>Box plot</i> do tamanho dos microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, em cada horário de amostragem durante a maré vazante (6am a 10am) e maré enchente (1pm a 5pm), na estação chuvosa e seca	41
Figura 19 – Proporção das classes de tamanho de microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, na estação chuvosa (n=6) e seca (n=6)	42
Figura 20 – Proporção das classes de tamanho de microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, em cada horário de amostragem durante a maré vazante (6am a 10am) e maré enchente (1pm a 5pm), na estação chuvosa e seca	44
Figura 21 – Gráfico de dispersão mostrando a correlação entre a abundância de fibras e MPs nas classes de tamanho de 0,5 – 1,0 mm e 1 – 2 mm, nas estações chuvosa e seca	45
Figura 22 – Gráfico de dispersão mostrando a correlação entre a abundância de filmes e borrachas e MPs nas classes de tamanho de 0,3 – 0,5 mm e 0,12 – 0,30 mm, nas estações chuvosa e seca	45
Figura 23 – Proporção das cores de microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, na estação chuvosa (n=6) e seca (n=6)	47
Figura 24 – Proporção das cores de microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, em cada horário de amostragem durante a maré vazante (6am a 10am) e maré enchente (1pm a 5pm), na estação chuvosa e seca	48
Figura 25 – Proporção das cores com relação às formas de microplásticos (A) e proporção das formas com relação às cores de microplásticos (B) nas águas superficiais do estuário do rio Cocó	49
Figura 26 – Fibras azuis desbotadas e que perderam a cor ao longo do comprimento, encontradas nas amostras de água superficial do estuário do rio Cocó	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Características observadas para identificação das formas dos microplásticos	23
Tabela 2	– Comparação da abundância de microplásticos na água em um ciclo de maré diário em estuários de mesomarés em todo o mundo e respectivos métodos de amostragem. São apresentados os valores mínimo e máximo em um ciclo de maré e/ou a abundância média em condições de maré específicas, quando relatada no estudo. (a) População estimada da cidade ou província em que o estuário está localizado ou número de habitantes que estão na área de captação informada no estudo. (b) Área da bacia ou sub-bacia hidrográfica	31
Tabela 3	– Coeficiente de correlação de Spearman (ρ) entre a abundância das formas predominantes e as classes de tamanho de MPs nas amostras de água superficial (n=12). Valores em negrito referem-se à correlação estatisticamente significativa ($p < 0,05$)	43

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	17
2.1 Objetivo geral.....	17
2.2 Objetivos específicos.....	17
3. MATERIAL E MÉTODOS	18
3.1 Área de estudo.....	18
3.2 Método de amostragem	19
3.3 Análises laboratoriais	21
3.4 Identificação visual	22
3.5 Controle e garantia de qualidade	23
3.6 Análises estatísticas.....	24
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
4.1 Efeito das marés e sazonalidade na abundância de microplásticos	25
4.2 Efeito das marés e sazonalidade nas características dos microplásticos	33
4.2.1 <i>Forma</i>	33
4.2.2 <i>Tamanho</i>	41
4.2.3 <i>Cor</i>	47
5. CONCLUSÃO	51
6. PROPOSTA DE TRABALHOS FUTUROS	52
REFERÊNCIAS	53
APÊNDICE A – ABUNDÂNCIA DE MICROPLÁSTICOS NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DO ESTUÁRIO DO RIO COCÓ (FORTALEZA – CE), AO LONGO DE UM CICLO DE MARÉ DIÁRIO DURANTE AS ESTAÇÕES CHUVOSA E SECA	65

1. INTRODUÇÃO

A produção mundial de plásticos praticamente duplicou nos últimos 20 anos, alcançando cerca de 390 milhões de toneladas em 2021 (PlasticsEurope, 2014, 2022). Em consequência da má gestão pública dos resíduos sólidos, estima-se que a emissão anual de plásticos nos oceanos foi de 19 a 23 milhões de toneladas, em 2016 (Borrelle *et al.*, 2020). Cerca de 80% desses detritos são provenientes de fontes terrestres (Andrady, 2011), sendo os rios a principal via de transporte para os oceanos (Lebreton; Andrady, 2019). Estima-se que as emissões fluviais globais variam entre 0,8 e 2,7 milhões de toneladas por ano (Meijer *et al.*, 2021).

A poluição marinha por plásticos tornou-se uma ameaça global devido sua natureza difusa e movimentos transfronteiriços (Cózar *et al.*, 2014), sendo agravado em razão da fragmentação desses polímeros em partículas menores, resultando na formação de microplásticos (MPs), i.e., com tamanho variando entre 1 μm e 5 mm (Thompson *et al.*, 2004). Além do mecanismo de formação de MPs descrito anteriormente, é possível encontrar também MPs de origem primária nos corpos d'água e sedimentos aquáticos, i.e., quando esses polímeros são produzidos em sua escala de tamanho típica, como *pellets* utilizados na fabricação de produtos plásticos e microesferas utilizadas em produtos de limpeza e higiene pessoal que, de alguma forma, chegam aos corpos d'água (Cole *et al.*, 2011).

A investigação da poluição por MPs ganhou destaque na última década, pois essas partículas são onipresentes, sendo encontradas na atmosfera (Chen; Feng; Wang, 2020), nos ambientes aquáticos (Lu *et al.*, 2021) e marinhos (Chen *et al.*, 2023), alcançando até mesmo áreas mais remotas, como regiões polares (Bergman *et al.*, 2022), ilhas desabitadas (Tan *et al.*, 2020) e zonas abissais (Abel *et al.*, 2021). A ingestão de MPs está sendo relatada em diversas espécies marinhas (Monteiro *et al.*, 2022) e sua ocorrência também tem sido registrada em sangue e tecidos humanos (La Porta *et al.*, 2023; Leslie *et al.*, 2022).

Quando ingeridos, os MPs podem biocumular nos organismos e serem transferidos ao longo da teia trófica, no processo de biomagnificação (Elizalde-Velázquez; Gómez-Oliván, 2021). Os potenciais efeitos toxicológicos dos MPs para biota e saúde humana estão sendo amplamente estudados e incluem lesão física, perturbações alimentares, redução do desempenho reprodutivo e de crescimento, distúrbios no metabolismo energético, imunotoxicidade e neurotoxicidade (Anbumani; Kakkar, 2018; Zhang *et al.*, 2022). Além disso, os MPs funcionam como vetores de contaminantes (Caruso, 2019; Fred-Ahmadu *et al.*, 2020) e agentes patogênicos (Lai *et al.*, 2022), pois podem adsorver metais pesados e poluentes

orgânicos persistentes (POPs) (Brennecke *et al.*, 2016; Tang, 2021), além de bactérias e fungos patogênicos (Junaid *et al.*, 2022; Gkoutselis *et al.*, 2021).

Os MPs podem advir de diversas fontes pontuais e difusas ao longo da bacia hidrográfica, e concentram-se nos estuários antes de chegarem aos oceanos (Shi *et al.*, 2022). As fontes pontuais incluem aterros sanitários, Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs), lançamentos irregulares de águas residuais, atividades domésticas, industriais e agrícolas e as fontes difusas podem incluir carreamentos de resíduos pelas chuvas e ventos, desgaste de pneus no tráfego de veículos e deposição atmosférica (Kataoka *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2022). O aporte de MPs por fontes difusas é a mais comum e difícil de controlar, por exemplo, na bacia do rio Yangtzé, na China, as contribuições para poluição microplástica por fontes difusas foram 12 vezes maior que por fontes pontuais (Li *et al.*, 2022). É importante destacar que a poluição por MPs é mais elevada em rios e estuários que fluem através de bacias hidrográficas metropolitanas de regiões com altas densidades populacionais e urbanização (Kataoka *et al.*, 2019).

Por isso, os estuários são considerados *hotspots* de MPs (Wang *et al.*, 2022), que além de exportar MPs para o oceano, podem se comportar como sumidouros (López *et al.*, 2021), retendo MPs nos sedimentos (Simon-Sánchez *et al.*, 2019) ou aprisionando-os na vegetação de margem (Stead *et al.*, 2020). Os estuários possuem uma dinâmica complexa de trocas de fluxos entre o rio e o mar, impulsionados pelos ciclos de marés e sazonalidades, por isso, diversos fatores hidrodinâmicos podem influenciar no transporte de MPs nesta região (Malli *et al.*, 2020). No estuário inferior, a abundância de MPs na água varia principalmente conforme as flutuações da maré e, portanto, amostras instantâneas podem não representar o verdadeiro grau de poluição por MPs, sendo fortemente recomendada a realização de amostragens de alta frequência temporal (Defontaine; Jalón-Rojas, 2023).

Recentemente, alguns pesquisadores têm dado maior relevância à influência das marés no transporte de MPs (Li *et al.*, 2023; Wei *et al.*, 2023), e relataram que as maiores abundâncias de MPs são encontradas na maré enchente. Os estudos sobre influência das marés na abundância de MPs em estuários estão concentrados em países da Ásia (China e Tailândia) e na Europa (Inglaterra) (Rowley *et al.*, 2020; Stead *et al.*, 2020; Sukhsangchan *et al.*, 2020; Wu *et al.*, 2022). Até o momento não existem estudos na América do Sul avaliando o efeito das marés na abundância de MPs na água, há apenas um estudo que avaliou a influência das marés lunares na composição da assembleia de ictioplâncton e detritos plásticos (micro e macroplásticos) em riachos de mangue do Nordeste do Brasil (Lima *et al.* 2016).

Sendo assim, são necessários mais estudos para uma investigação aprofundada do papel das marés nas características da dinâmica de MPs nos estuários. Identificar possíveis padrões de transporte de MPs durante um ciclo de maré diário poderia fornecer medidas para estimar as taxas de MPs transportadas do rio ao oceano e vice-versa, determinar o melhor momento para amostragens mais representativas e adotar estratégias de controle da poluição.

Portanto, neste estudo foi feita uma avaliação da influência do ciclo de maré na abundância MPs nas águas superficiais de um estuário urbano do semiárido brasileiro, situado na quarta capital com maior densidade populacional do país e sujeito a fortes pressões antrópicas. Em consequência das características geomorfológicas e hidrodinâmicas deste estuário, acredita-se que a abundância de MPs diminui na maré vazante, pois estes acabam se depositando nos sedimentos ou ficando retidos na vegetação de mangue, sendo novamente dispersos pelas correntes marinhas na maré enchente, o que resulta no aumento da abundância de MPs na água.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a influência das flutuações de maré e sazonalidade na abundância e nas características morfológicas dos microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó (Fortaleza – CE).

2.2 Objetivos específicos

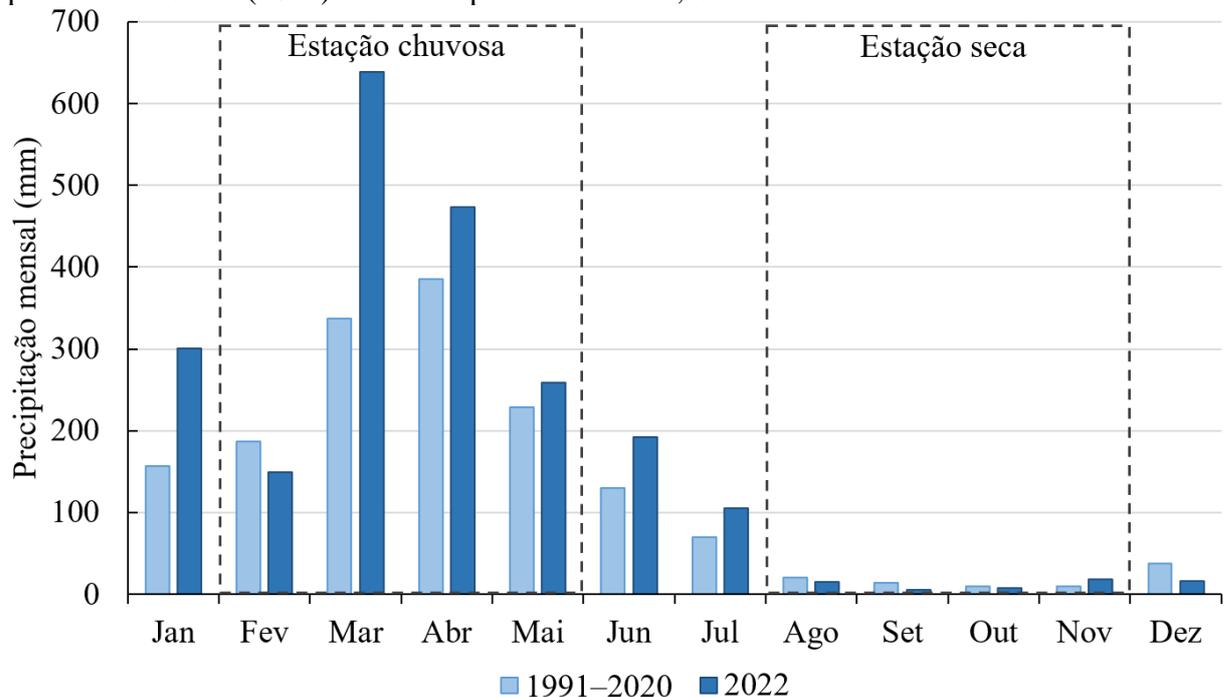
- Determinar a abundância de microplásticos nas águas superficiais ao longo de um ciclo de maré diário (uma maré vazante e enchente) em duas estações sazonais (chuvosa e seca);
- Caracterizar os microplásticos, quanto à forma, tamanho e cor, ao longo de um ciclo de maré diário (uma maré vazante e enchente) em duas estações sazonais (chuvosa e seca).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O rio Cocó está localizado no nordeste do Brasil, tem cerca de 50 km de extensão e bacia hidrográfica de aproximadamente 485 km² (SEMACE, 2010). A área de captação abrange grande parte da cidade de Fortaleza, quarta cidade mais populosa do país, com mais de 2,4 milhões de habitantes (IBGE, 2022). O clima é tropical semiárido, com precipitação média anual de 1.584 mm e temperatura média de 27 °C. A precipitação acumulada na estação chuvosa (fevereiro a maio) é de 1.137,9 mm, enquanto que na estação seca (agosto a novembro) esse valor é de apenas 52,9 mm (INMET, 2020). A vazão do rio foi estimada em 6 e 3 m³/s durante a estação chuvosa e seca, respectivamente (Molisani; Cruz; Maia, 2006). A vazão é controlada principalmente pela descarga regulada de uma represa a montante do rio, que atingiu sua capacidade máxima durante um evento excepcional de chuvas fortes no quadrimestre de 2022, com precipitação acumulada de 1.518,8 mm (FUNCEME, 2022) (Figura 1). Os ventos na região costeira são menos intensos e mais parecidos com brisas em março (~3 m/s), e mais fortes e estáveis em outubro (~6,5 m/s) (Pereira *et al.*, 2015).

Figura 1 – Precipitação mensal média histórica (1991–2020) e precipitação mensal durante o período do estudo (2022) no município de Fortaleza, Ceará



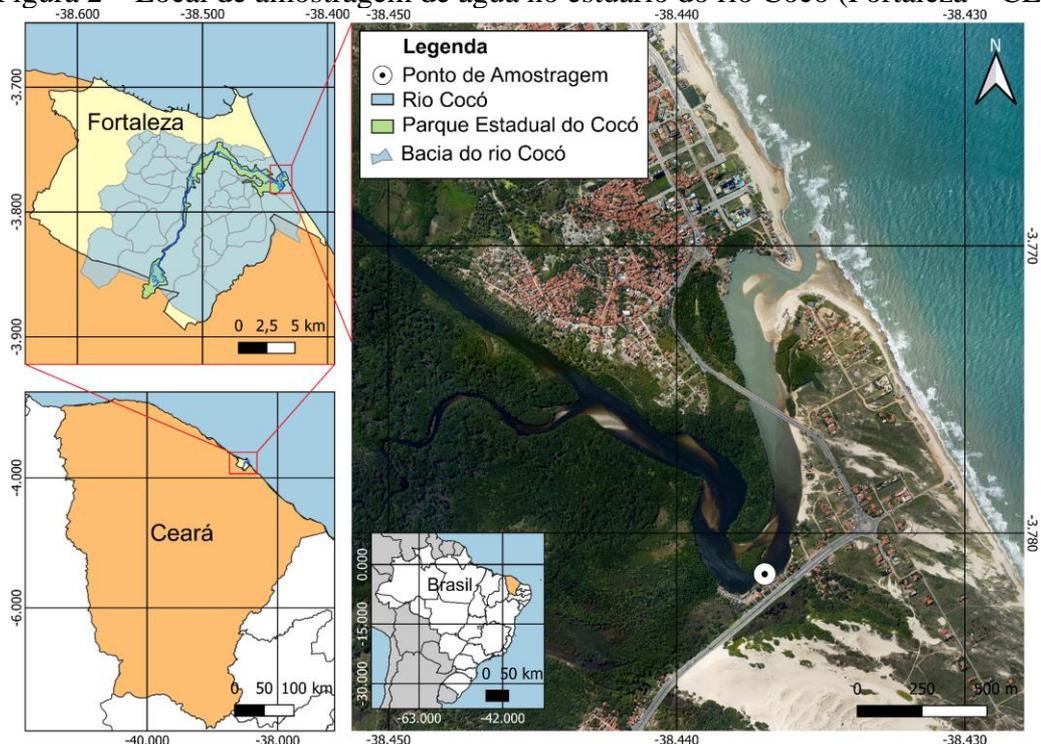
Fonte: Adaptado de INMET (2023) e FUNCEME (2022).

O estuário do rio Cocó é influenciado pelas marés por cerca de 12 km rio acima, está submetido ao regime de mesomarés e fluxos de marés semidiurnas, com amplitudes que variam, em média, de 1 m (durante as marés de quadratura) a 3 m (durante as marés de sizígia) (Pereira *et al.*, 2015). O rio é considerado raso, pois grande parte tem profundidade inferior a 2 m. O estuário está situado dentro do Parque Estadual do Cocó, uma Unidade de Conservação de Proteção Integral dominada por cerca de 375 hectares de manguezais, que percorre áreas densamente povoadas e industrializadas. As principais fontes de poluentes no rio são despejos de efluentes domésticos e industriais, descarte de resíduos sólidos, drenagem urbana, atividades de pesca, navegação e recreativas (Cavalcante *et al.*, 2020).

3.2 Método de amostragem

A amostragem foi realizada próximo a foz do rio, no ponto de maior profundidade (7 metros) do estuário inferior ($3^{\circ}46.893'S$, $38^{\circ}26.231'O$), apresentado nas Figuras 2 e 3. Os arrastes ocorreram a cada 2h, sendo três deles durante a maré vazante e outros três na maré enchente, totalizando seis amostras coletadas ao longo de um ciclo de maré. A amostragem ocorreu tanto na estação chuvosa (30 de maio de 2022) como na estação seca (25 de outubro de 2022), sempre em condições de maré de sizígia (lua nova).

Figura 2 – Local de amostragem de água no estuário do rio Cocó (Fortaleza – CE)



Fonte: elaborada pela autora.

Figura 3 – Área de amostragem de microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó (Fortaleza – CE). Registro fotográfico feito durante a maré baixa, na estação seca (29/07/2022)

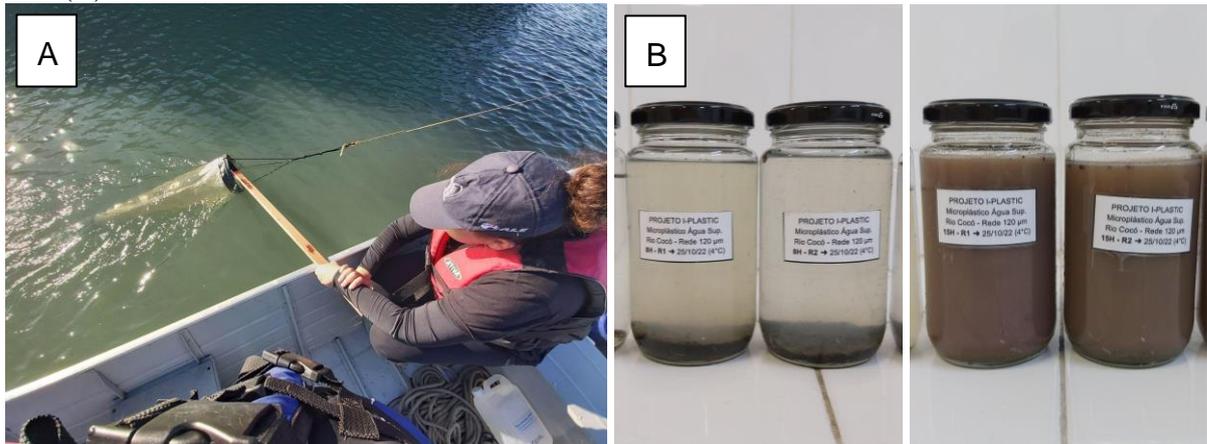


Fonte: elaborada pela autora.

As amostras de água superficial foram coletadas com uma rede de plâncton (120 μm ; \varnothing 0,3 m; 1 m) posicionada ao lado do barco e mantida flutuando contra o fluxo de água por 1 min, em baixa velocidade constante (aproximadamente 1 m/s) para coleta dos 15 cm superiores da coluna d'água (Figura 4A). Um fluxômetro mecânico (Model, 2030R, General Oceanic) foi instalado na abertura da rede para medir o volume de água filtrado durante cada arrasto. Após o arrasto, a rede foi completamente enxaguada por fora com água do rio pré-filtrada através de uma peneira de aço inoxidável de 63 μm e o copo coletor foi lavado com água destilada pré-filtrada em malha de 0,7 μm . As amostras, então, foram transferidas para frascos de vidro (Figura 4B) e armazenadas a -20 °C até a etapa de extração dos MPs em laboratório.

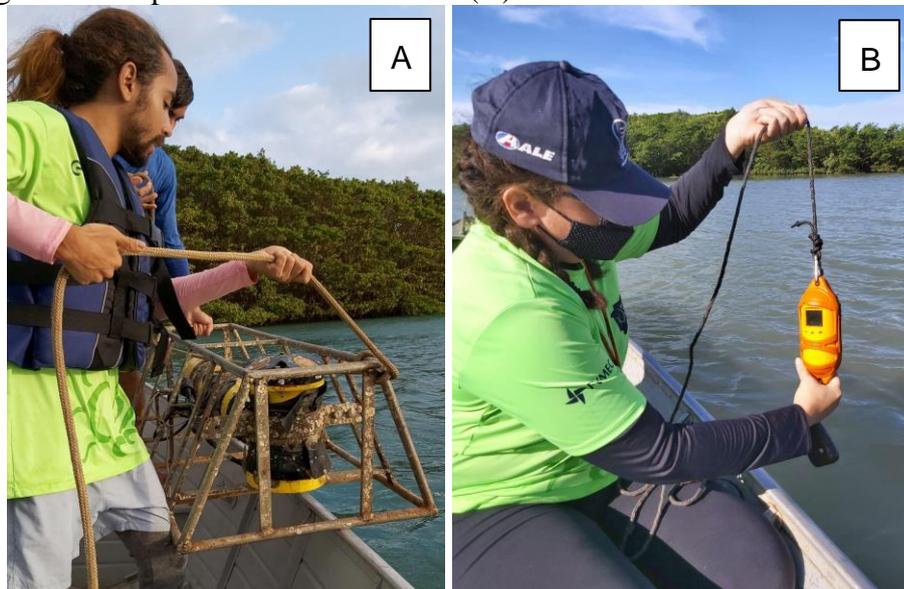
Para coleta de dados hidrodinâmicos, no ponto de amostragem foi fundeado um Perfilador de Corrente Doppler Acústico (ADCP) para registrar o nível da água, perfis verticais de velocidade e direção da corrente, durante um período de 13h nos dias de coleta de amostras (Figura 5A). Os dados do ADCP ainda estão sendo processados, portanto, por ora, para elaboração dos gráficos foi utilizada a altura da maré do Porto do Mucuripe, em Fortaleza, nos dias de coleta, obtida da tábua de maré da Marinha do Brasil. Além disso, os perfis de profundidade, temperatura e salinidade foram medidos *in situ* em intervalos de 10 a 30 min, através de uma sonda *CastAway*-CTD (Figura 5B).

Figura 4 – Amostragem de água superficial com rede de plâncton no estuário do rio Cocó (A) e recipientes de vidro com amostras coletadas durante a maré vazante e enchente, na estação seca (B)



Fonte: elaborada pela autora.

Figura 5 – Etapa de fundeio do ADCP (A) e coleta de dados com o CTD (B)



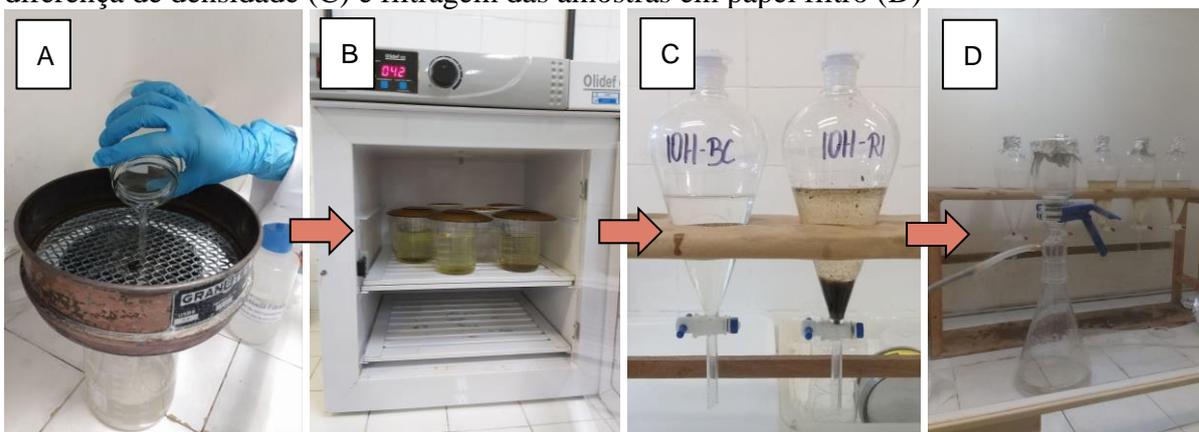
Fonte: elaborada pela autora.

3.3 Análises laboratoriais

Os procedimentos de análise foram baseados na metodologia descrita por Gago *et al.* (2018) e apresentados na Figura 6. Após o descongelamento, as amostras de água foram filtradas, em sequência, por meio de peneiras de aço inoxidável com malha de 5 mm e 63 µm para remover detritos grandes e concentrar a amostra coletada. Em seguida, as amostras concentradas na peneira foram transferidas para béqueres e uma solução de hidróxido de potássio 10% (KOH) foi adicionada às amostras na proporção de 1:3 (v/v) para promover a

digestão da matéria orgânica em estufa a 40 °C por 72h. Devido a grande quantidade de detritos e material particulado em suspensão nas amostras, foi feita a separação dos MPs por diferença de densidade usando uma solução de cloreto de zinco (ZnCl_2) com densidade de $1,6 \text{ g/cm}^3$, por 24h em funis de separação. Após isso, o sobrenadante foi filtrado em filtro de fibra de vidro com porosidade de $0,7 \mu\text{m}$ (GF-1, 47 mm Ø, Macherey-Nagel), com auxílio de uma bomba de vácuo. Por fim, os filtros foram colocados em placas de Petri e secos em dessecador em temperatura ambiente ($25 \text{ }^\circ\text{C}$) por 24h para observação posterior.

Figura 6 – Etapas da análise laboratorial de microplásticos em amostras de água. Processo de peneiramento das amostras (A), digestão da matéria orgânica (B), separação das partículas por diferença de densidade (C) e filtragem das amostras em papel filtro (D)



Fonte: elaborada pela autora.

3.4 Identificação visual

Os filtros foram cuidadosamente inspecionados sob um estereomicroscópio Leica S8 APO (ampliação máxima de 80x) equipado com uma câmera digital de alta resolução Leica EC3. As partículas foram medidas e fotografadas por meio do *software Leica Application Suite* (LAS EZ Version 3.4.0/2016). Os potenciais MPs foram examinados visualmente quanto à aparência característica e testados manualmente quanto à flexibilidade e fragilidade. As partículas plásticas extraídas foram quantificadas e classificadas quanto à forma, cor e tamanho.

Os MPs foram classificados quanto a forma em fibras, fragmentos, filmes, borrachas, espumas e *microbead* (Tabela 1), e quanto a cor em azul, preto (incluindo cinza), branco, transparente, vermelho (incluindo rosa), verde, amarelo e outros (inclui laranja, roxo, marrom e multicolor). Os MPs foram categorizados em cinco classes de tamanho diferentes: 0,12 – 0,30 mm; 0,3 – 0,5 mm; 0,5 – 1,0 mm; 1 – 2 mm e 1 – 5 mm (Gago *et al.*, 2018).

Tabela 1 – Características observadas para identificação das formas dos microplásticos

Forma	Características dos microplásticos
Fibra	Partículas finas e alongadas. Fibras de cordas, redes ou linhas de pesca.
Fragmento	Partículas rígidas, com formato irregular ou com superfície rachada.
Filme	Partículas finas e flexíveis.
Borracha	Partículas de desgaste de pneus, de formato alongado/cilíndrico, com superfície rugosa e consistência de borracha, que exhibe altas propriedades elásticas ao rebote de volta quando esmagada com uma pinça.
Espuma	Partículas esponjosas, compressíveis e/ou leves.
<i>Microbead</i>	Esferas perfeitas.

Fonte: Adaptado de Bråte *et al.*, 2018; Gago *et al.*, 2018; Kooi *et al.*, 2016; Sá *et al.*, 2022; Vibhatabandhu; Srithongouthai, 2022.

3.5 Controle e garantia de qualidade

Para evitar a contaminação amostral, várias medidas de controle de qualidade foram tomadas durante os processos de amostragem, extração e identificação (Prata *et al.*, 2021). A fim de reduzir a possibilidade de contaminação por fibras sintéticas, foram usados jalecos de algodão e luvas de nitrilo durante o processamento das amostras em capela de exaustão. Todos os recipientes e instrumentos usados foram de vidro ou aço inoxidável. Todas as soluções utilizadas, incluindo a água destilada, foram pré-filtradas através de um filtro de fibra de vidro (poro de 0,7 µm, GF-1, Macherey-Nagel). Todas as superfícies foram limpas com etanol 70% e os aparatos experimentais foram imersos em uma solução ácida (1% HNO₃) e enxaguados com água destilada filtrada três vezes antes do uso e cobertos com papel alumínio.

Para verificar a contaminação do ar foi deixado exposto um filtro de fibra de vidro em placa de Petri ao lado do local de trabalho durante a amostragem, análise laboratorial e identificação no estereomicroscópio. Além disso, um branco de controle foi executado a cada bateria de análise, substituindo a amostra pelo mesmo volume de água destilada filtrada, analisada da mesma maneira que as amostras. Os filtros dos brancos foram posteriormente examinados para contagem e classificação dos eventuais microplásticos encontrados. A contaminação encontrada nos brancos de controle foi usada para corrigir a quantidade de MPs encontrados nas amostras, levando em consideração as características combinadas das partículas, como forma, cor e classes de tamanho, assim foram subtraídos MPs semelhantes (Munno *et al.*, 2023).

3.6 Análises estatísticas

A abundância de MPs em cada amostra foi calculada com base na razão entre o número de MPs com tamanhos entre 120 μm e 5 mm, e o volume de água filtrada (m^3), sendo relatada em itens/ m^3 , para permitir a comparação entre os estudos. O volume de água filtrada foi calculado levando em consideração o número de rotações do fluxômetro e que apenas metade da área de abertura da rede estava submersa para coleta (15 cm). Para determinação do volume de água filtrada e abundância de MPs, foram utilizadas as Equações 1 e 2, respectivamente:

$$V = \frac{A}{2} \times R \times C \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

V = Volume de água filtrado (m^3)

A = Área de abertura da rede (m^2): $A_{\text{base}} = \pi \times r^2 = 3,14 \times 0,15^2 = 0,07065 \text{ m}^2$

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

C = Constante de calibração (m/rotações): igual a 0,3

$$\text{Abundância (itens/m}^3\text{)} = \frac{\text{número de microplásticos}}{\text{volume de água filtrado}} \quad (\text{Equação 2})$$

Os dados de abundância, forma, cor e tamanho foram processados no Excel 2021 e analisados utilizando o suplemento *Real Statistics*. Os dados de abundância são relatados como média \pm desvio padrão (DP). Os dados foram testados quanto à normalidade e homogeneidade de variância pelo teste de Shapiro-Wilk e o teste de Levene para definir se seriam aplicados testes estatísticos paramétricos ou não paramétricos.

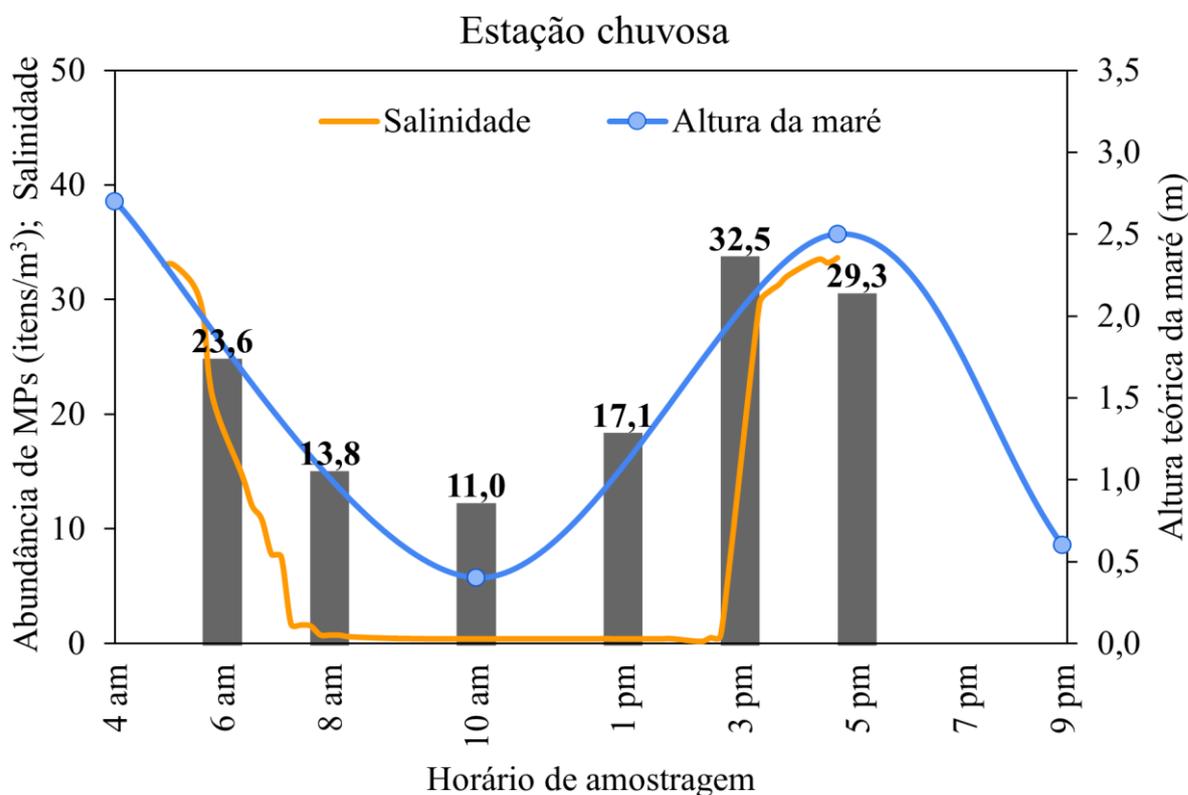
Dada a normalidade dos dados de abundância de MPs, o teste t de amostra independente foi usado para testar a diferença entre as amostras das duas estações. Dada a não normalidade dos dados de tamanho dos MPs, foi realizado o teste de Mann-Whitney para testar diferenças entre as estações e o teste de Kruskal-Wallis com post-hoc de Dunn para diferenças entre os horários de amostragem em diferentes estações. Os dados de tamanho dos MPs foram plotados no Origin 2022 e apresentados em gráficos *boxplot*. O coeficiente de correlação de Spearman foi utilizado para testar a correlação entre as formas dos MPs e as classes de tamanho. O nível de significância adotado para todos os testes foi de 0,05.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Efeito das marés e sazonalidade na abundância de microplásticos

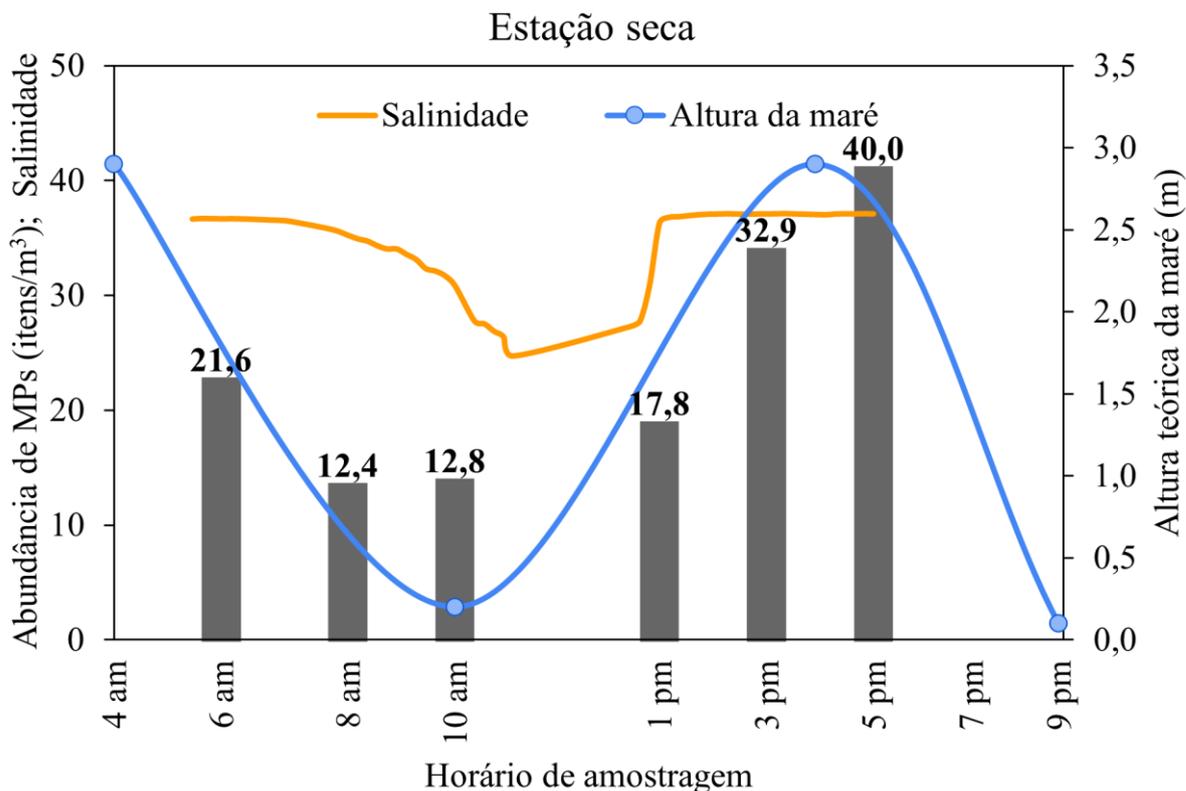
Um total de 5.307 MPs suspeitos foram detectados nas amostras de água superficial do estuário do rio Cocó (Apêndice A). As variações da abundância de MPs durante o ciclo de maré diário (um período de maré vazante e enchente) na estação chuvosa e seca são mostradas nas Figuras 7 e 8, respectivamente. A abundância de MPs nas águas superficiais variou de 11,0 a 32,5 itens/m³, na estação chuvosa e de 12,4 a 40,0 itens/m³, na estação seca. Contudo, a abundância de MPs em todo o ciclo de maré não variou significativamente entre as estações sazonais (teste $t_{(10)} = 0,29$, $p = 0,77 > 0,05$), com média de $21,2 \pm 8,7$ itens/m³, na estação chuvosa e $22,9 \pm 11,3$ itens/m³, na estação seca.

Figura 7 – Abundância de microplásticos nas águas superficiais ao longo de um ciclo de maré no estuário do rio Cocó (Fortaleza – CE), na estação chuvosa (30/05/2022)



Fonte: elaborada pela autora.

Figura 8 – Abundância de microplásticos nas águas superficiais ao longo de um ciclo de maré no estuário do rio Cocó (Fortaleza – CE), na estação seca (25/10/2022)



Fonte: elaborada pela autora.

A abundância de MPs apresentou um padrão claro com relação às marés nas duas estações sazonais, diminuindo gradualmente ao longo da maré vazante e aumentando rapidamente na maré enchente. Esse resultado pode ser atribuído às características hidrodinâmicas do estuário do rio Cocó que, em condições de maré de sizígia, apresenta predominância de um longo período de maré vazante e um rápido aumento do nível da água na maré enchente (Schettini; Valle-Levinson; Truccolo, 2017). Resultados semelhantes foram encontrados no rio Dong, na China, onde a abundância de MPs variou de 11,15 a 95,26 itens/m³, em função do nível da água e da direção do fluxo das marés (Li *et al.*, 2023). Outros estudos também relataram uma maior abundância de MPs na água em períodos de maré enchente (Figueiredo; Vianna, 2018; Oo *et al.*, 2020; Stead *et al.*, 2020; Wei *et al.*, 2023).

Com a diminuição do nível da água durante a maré vazante, os MPs podem se depositar nos sedimentos de fundo ou ficarem retidos na vegetação de mangue. Estudos no estuário do rio Xixi, na China, mostraram que as abundâncias de MPs na água em áreas de manguezais foram aproximadamente 4 a 10 vezes maiores às de áreas sem manguezais, sugerindo que os MPs transportados pelo fluxo de água do rio, ficam parcialmente aprisionados

nas florestas de mangue e não fluem completamente para o oceano (Liu *et al.*, 2022). Esses resultados corroboram com descobertas de Li *et al.* (2022), que observaram que a abundância de MPs em folhas de mangue submersas foi maior do que em folhas não submersas, o que indica que os MPs na água foram interceptados pela vegetação, principalmente em condições de fluxos de água mais lentos, que tornaram a retenção propícia.

O estuário do rio Cocó é caracterizado por possuir um acúmulo de sedimentos marinhos em sua desembocadura, que pode atenuar a energia das ondas e correntes de marés, favorecendo os processos de sedimentação e acúmulo de sedimentos trazidos pelo rio na área interna do estuário (Rosseti, 2008). Portanto, em consequência da baixa profundidade do rio e baixo fluxo fluvial durante a maior parte do ano, quando não há contribuições das águas pluviais, ocorre geralmente a formação de bancos de areia ao longo do estuário inferior durante a maré baixa (Figura 9A), que funcionam como armadilhas para interceptação de MPs, que são mais suscetíveis a deposição em ambientes de baixa energia (Harris, 2020).

Figura 9 – Formação de bancos de areia ao longo do estuário inferior do rio Cocó durante a maré baixa (A) e alargamento da seção transversal do rio com o aumento do nível da água na maré alta (B). Datas das imagens: 07/2022 e 08/07/2019



Fonte: Google Earth Pro (2023).

O aumento do nível da água e da velocidade do fluxo durante a maré enchente (Figura 9B) pode ressuspender os sedimentos de fundo e dispersar MPs depositados nos sedimentos de margem ou retidos na vegetação de mangue, resultando no aumento da abundância de MPs na água (Govender *et al.*, 2020). Essa hipótese da ressuspensão de MPs

pode ser sustentada pelas descobertas de Freitas, Menezes e Schettini (2015), que relataram que a concentração de material particulado em suspensão no estuário do rio Cocó aumenta durante a maré enchente devido esses fatores, e sugeriram uma elevada capacidade de aprisionamento de materiais suspensos no estuário.

Estudos em estuários do Golfo de Beibu, na China, mostraram que a abundância de MPs nos sedimentos de manguezais foi significativamente maior nas zonas de maré alta, pois a alta velocidade do fluxo da água nas zonas de maré baixa dificultou a deposição de MPs (Zhang *et al.*, 2022). Esses resultados estão de acordo com as descobertas de Liu *et al.* (2022), que encontraram correlação positiva entre a abundância de MPs na água e a turbidez que aumentou durante a maré enchente devido à ressuspensão de sedimentos. Além disso, o fluxo de alta velocidade pode liberar os MPs fixados em folhas de mangue (Li *et al.*, 2022).

O estuário do rio Cocó é parcialmente misturado, tendendo a ser verticalmente homogêneo, devido a baixa descarga fluvial (Freitas; Menezes; Schettini, 2015). Desse modo, as águas rasas favorecem a mistura vertical constante da coluna d'água, o que resulta na dispersão horizontal de cisalhamento contínuo do fluxo marinho e transporte até zonas de estagnação das massas de água a montante (Harvey *et al.*, 2022; Silva; Marti; Imberger, 2014), o que diminui a taxa de renovação da água e aumenta o tempo de residência dos MPs no estuário. Isso pode ocorrer principalmente durante a estação seca, quando há predominância de água salina durante a maior parte do ciclo de maré (Figura 8), que apresentou salinidade média de $34,7 \pm 3,5$, com valor mínimo de 24,7 observado às 11 am após a maré baixa e com valor máximo de 37,2 às 1 pm durante a maré enchente. As condições salinas do estuário na estação seca destacam o baixo papel do rio na troca de fluxos durante essa estação, o que favorece a retenção de MPs no estuário.

Em contraponto, o estuário do rio Cocó pode ter maior capacidade de exportação de MPs durante a estação chuvosa, quando há predominância de água doce durante a maior parte do ciclo de maré (Figura 7). Na amostragem do período chuvoso, a água apresentou salinidade média de $9,2 \pm 13,0$, com valor mínimo de 0,2 observado às 8 am durante a maré vazante e com valor máximo de 33,7 às 4 pm na maré alta. Nessa estação, o fluxo fluvial aumenta devido a intensa descarga de águas pluviais e efluentes domésticos a montante do rio, o que contribui para o transporte de poluentes terrestres para o mar, visto que após eventos de fortes chuvas, a frente da pluma fluvial pode percorrer longas distâncias da região costeira adjacente (Figura 10A).

Figura 10 – Pluma fluvial formada na maré vazante sendo transportada por correntes marinhas na estação chuvosa (data da imagem: 30/04/2022) (A) e frente estuarina de maré enchente adentrando o estuário na estação seca (data da imagem: 13/07/2020) (B), no estuário do rio Cocó (Fortaleza – CE)



Fonte: Google Earth Pro (2023).

Durante a maré enchente, os MPs convergem com frentes estuarinas de intensa turbulência (Figura 10B), que progridem através do canal do rio na maré alta e são transportados a montante do estuário até a dissipação da frente, dispersando os MPs (Giddings *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2022), que serão levados novamente a jusante durante a maré vazante do próximo

ciclo de maré (Wu *et al.*, 2022). Desse modo, as frentes estuarinas podem estar funcionando como uma barreira que promove o acúmulo de detritos no interior do estuário (Acha *et al.*, 2003), incluindo MPs (Wang *et al.*, 2022), o que sugere que o estuário do rio Cocó estaria atuando como potencial sumidouro de MPs.

As abundâncias de MPs nas águas superficiais do estuário do rio Cocó foram comparadas com as de outros estuários em diferentes regiões do mundo de estudos que também investigaram a influência das marés sob a abundância de MPs na água, conforme listados na Tabela 2. Devido às diferentes estratégias de desenho amostral e métodos de amostragem, é difícil comparar fielmente os resultados encontrados com outros estudos, mas ajuda a fornecer informações dos níveis de poluição por MPs nas respectivas áreas.

Tabela 2 – Comparação da abundância de microplásticos na água em um ciclo de maré diário em estuários de mesomarés em todo o mundo e respectivos métodos de amostragem. São apresentados os valores mínimo e máximo em um ciclo de maré e/ou a abundância média em condições de maré específicas, quando relatada no estudo. (a) População estimada da cidade ou província em que o estuário está localizado ou número de habitantes que estão na área de captação informada no estudo. (b) Área da bacia ou sub-bacia hidrográfica

Localização	População (habitantes) ^a	Área da bacia hidrográfica (km ²) ^b	Tipo de maré (altura)	Amostra	Método de amostragem		Abundância de MPs (itens/m ³)	Referência
					Ferramenta	Tamanho da malha		
Rio Cocó, Brasil	2,4 milhões	485	Mesomarés semidiurnas (0,1 a 2,9 m)	Água superficial	Rede de plâncton	120 µm	Chuvosa: 11,0 – 32,5 Seco: 12,4 – 40,0	Este estudo
Rio Dong, China	10 milhões	35.340	Mesomarés (-0,62 a ~1 m)	Água subsuperficial	Rede de plâncton	64 µm	Ciclo: 11,15 – 95,26	(Li <i>et al.</i> , 2023)
Rio Yangtze, China	78 milhões	1.808.000	Semidiurna irregular (~0,1 a ~3,2 m; ~1,5 a ~4,0 m)	Coluna d'água	Bombas submersas de aço inox (100L)	330 µm	Chuvosa: 15,6 – 121,1 Seco: 28,9 – 218,9 Vazante: 41,1 ± 18,9 Enchente: 72,8 ± 42,1	(Wei <i>et al.</i> , 2023)
Rio Jiulong, China	4 milhões	14.700	Mesomarés semidiurnas (~1,6 a ~4,6 m)	Água superficial	Balde inox (105L)	45 µm	Ciclo: 312,4 – 1106,1	(Wu <i>et al.</i> , 2022)
Rio Tapi, Tailândia	1 milhão	5.460	Mesomarés Marés mistas (~-1,0 a 1,0 m)	Água subsuperficial	Recipiente de 5L	5 µm	Maré baixa: 1,37 ± 0,22 itens/L Maré alta: 0,50 ± 0,09 itens/L	(Chinfak <i>et al.</i> , 2021)
Rio Chao Phraya, Tailândia	20 milhões	177.000	Mesomaré semidiurna	Água superficial	Rede de manta	335 µm	Vazante: 3,11 Enchente: 5,16	(Oo <i>et al.</i> , 2021)
Rio Chao Phraya, Tailândia	20 milhões	160.000	Mesomaré semidiurna (1,4 a 4,6 m)	Água superficial	Rede de nêuston	330 µm	Ciclo: 0,17 – 0,59	(Sukhsangchan <i>et al.</i> , 2020)

Fonte: elaborada pela autora.

A abundância média de MPs em todo o ciclo de maré ($22,1 \pm 9,6$ itens/m³) no estuário do rio Cocó foi 20 vezes maior do que os estuários do rio Tapi ($\sim 0,83 \pm 0,50$ itens/L) e rio Chao Phraya ($0,35 \pm 0,16$ itens/m³), na Tailândia (Chinfak *et al.*, 2021; Sukhsangchan *et al.*, 2020). Os baixos valores encontrados no rio Tapi podem estar relacionados à coleta de um pequeno volume de amostras instantâneas (5L), o que resulta naturalmente na captura de menos MPs. Isso pode diminuir a precisão dos resultados, devido a perda de partículas pela coleta apenas de uma subamostra do sistema, que não chega a ser representativa (Watkins; Sullivan; Walter, 2021). No rio Chao Phraya, a maioria dos MPs encontrados tinham um tamanho inferior a malha da rede de amostragem (330 μ m) (Sukhsangchan *et al.*, 2020), o que indica seu provável entupimento, que pode ter reduzido a eficiência de filtração da água. Isso demonstra que em futuros estudos, o emprego de outros métodos de amostragem deve ser cogitado para determinar a abundância de MPs nesses estuários.

A abundância de MPs no rio Cocó variou em três ordens de magnitude ao longo do ciclo de maré e está dentro dos intervalos de valores encontrados em outros estuários de mesomares na China. No estuário do rio Dong, a abundância média de MPs ($53,46 \pm 29,63$ itens/m³) foi cerca de 2 vezes maior do que a encontrada no estuário do rio Cocó (Li *et al.*, 2023). Isso pode estar atrelado a menor malha da rede de plâncton (64 μ m) utilizada, que possibilita capturar um maior número de MPs de menor tamanho (Zheng *et al.*, 2021). Diferentemente, no estuário do rio Yangtze, foi usada uma malha de filtragem maior (330 μ m) que a do presente estudo, apesar disso, uma alta abundância média de MPs foi encontrada na estação chuvosa (60,3 itens/m³) e seca (124,3 itens/m³) (Wei *et al.*, 2023). Isto pode ser atribuído a estratégia de coleta em três profundidades da coluna d'água usando uma bomba submersa de aço inoxidável para melhor representatividade da amostragem, visto que a distribuição vertical de MPs é irregular, sendo maior nas águas superficiais em comparação com as camadas inferiores da coluna d'água (superfície (0 – 0,3m): 82,5 itens/m³, meio (0,3 – 5m): 76,2 itens/m³ e fundo (>5m): 75,8 itens/m³) (Wei *et al.*, 2023).

As abundâncias de MPs no estuário do rio Cocó foram substancialmente menores do que as relatadas no estuário do rio Jiulong, na China (312,4 a 1.106,1 itens/m³) (Wu *et al.*, 2020). Este estudo coletou amostras de água superficial com um balde inox e filtrou em uma malha muito fina (45 μ m) comparada com os estudos citados anteriormente, que coletou MPs de maior faixa de tamanho. Além disso, os pesquisadores escolheram um local de amostragem onde havia uma faixa branca visível de detritos flutuantes, o que colaborou para grande quantidade de MPs capturados.

Estudos anteriores na plataforma continental interna da área de estudo relataram uma abundância de MPs muito inferior (0,24 itens/m³; rede de plâncton de 120 µm) à encontrada no estuário do Cocó (Garcia *et al.*, 2020). Isso sugere que a descarga do rio é a principal fonte de emissões de MPs para o oceano, e que a abundância diminui nas águas marinhas em decorrência da alta taxa de diluição no oceano. Esses resultados estão de acordo com os achados de Oo *et al.* (2020), que descobriram que no rio Chao Phraya, a abundância de MPs diminui espacialmente do estuário em direção ao mar independente das condições de marés, com valores mais altos na foz durante a maré enchente (5,16 itens/m³) em comparação com a maré vazante (3,11 itens/m³), o que sugere que os MPs que são eventualmente transportados para o mar durante a maré vazante são reintroduzidos no estuário durante a maré enchente e vice-versa.

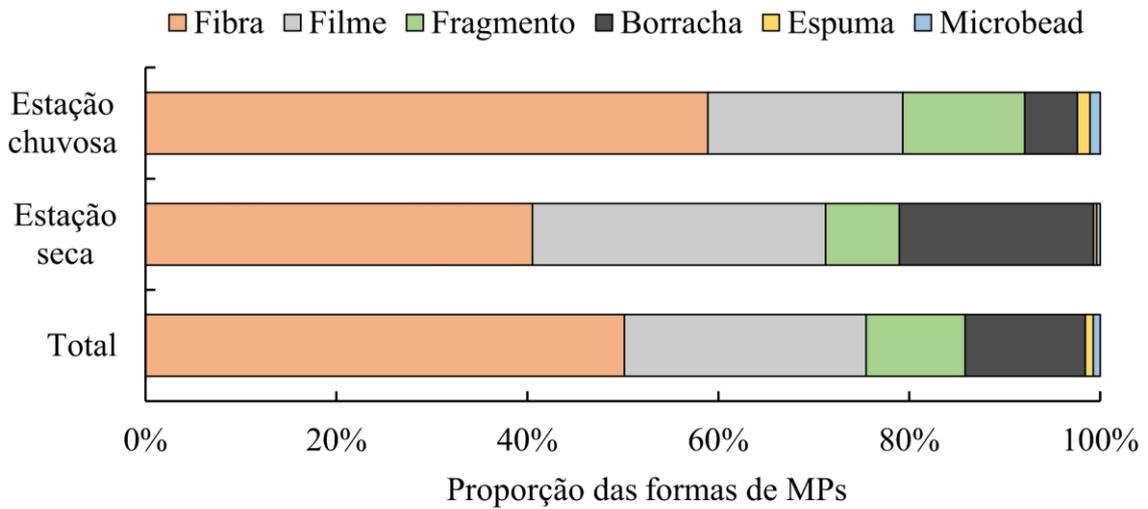
Apesar do rio Cocó ser um rio de pequeno porte, este apresentou níveis altos de poluição por MPs, devido ao alto grau de urbanização e densidade populacional, pois o uso e ocupação do solo desempenham um papel maior no transporte de resíduos por terra do que a área da bacia hidrográfica (Meijer *et al.*, 2021). Estima-se que a emissão de plástico anual do rio Cocó seja de 454 toneladas por ano, estando entre os 1.000 rios responsáveis por quase 80% das emissões globais anuais de plástico ribeirinho para os oceanos (THEOCEANCLEANUP, 2024). Assim, o potencial de contribuição de exportação de MPs pelo estuário deve ser considerado.

4.2 Efeito das marés e sazonalidade nas características dos microplásticos

4.2.1 Forma

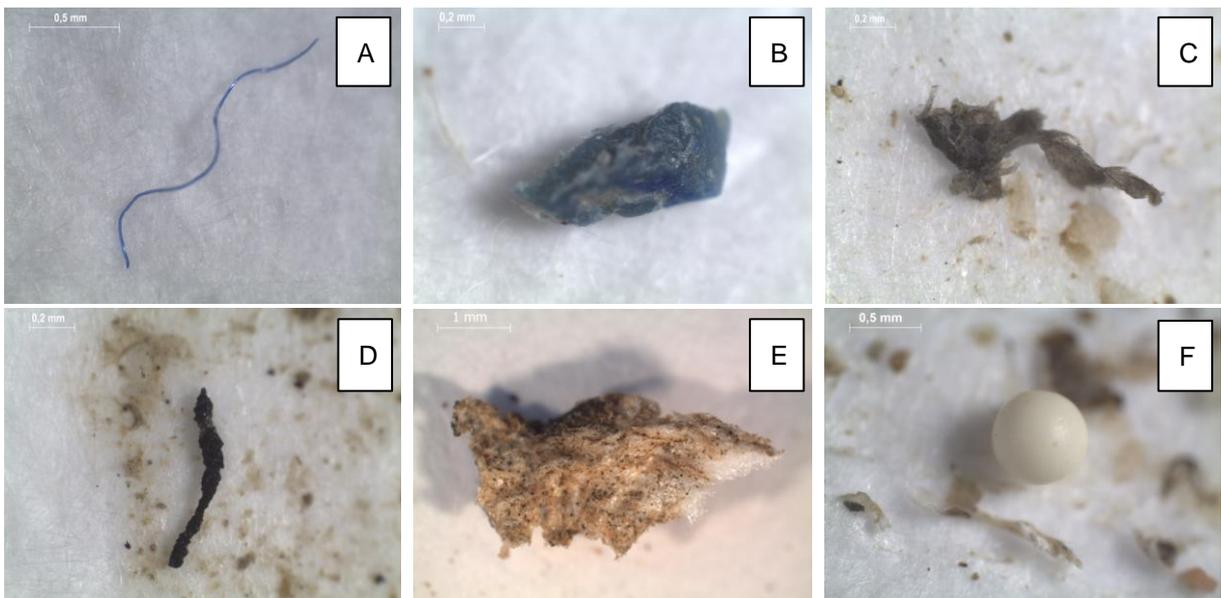
As formas predominantes foram fibras (50%), filmes (25%), borrachas (13%) e fragmentos (10%), enquanto espumas (0,8%) e *microbeads* (0,7%) representaram as menores frações do total de MPs encontrados nas águas superficiais (Figura 11). É perceptível que as porcentagens das formas variaram entre as estações, no entanto, não apresentaram diferenças estatisticamente significativas (teste t, $p > 0,05$). A diversidade de formas de MPs detectadas pode estar associada aos níveis de perturbação antrópica da região, como alta densidade populacional e múltiplas práticas de uso da terra (Govender *et al.*, 2020). Na Figura 12 são apresentados exemplos das formas de MPs encontradas nas amostras.

Figura 11 – Proporção das formas de microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, na estação chuvosa (n=6) e seca (n=6)



Fonte: elaborada pela autora.

Figura 12 – Exemplos das formas de microplásticos encontrados nas águas superficiais no estuário do rio Cocó: fibra azul (A); fragmento azul (B); filme preto (C); borracha preta (D); espuma amarela (E) e *microbead* branco (F)



Fonte: elaborada pela autora.

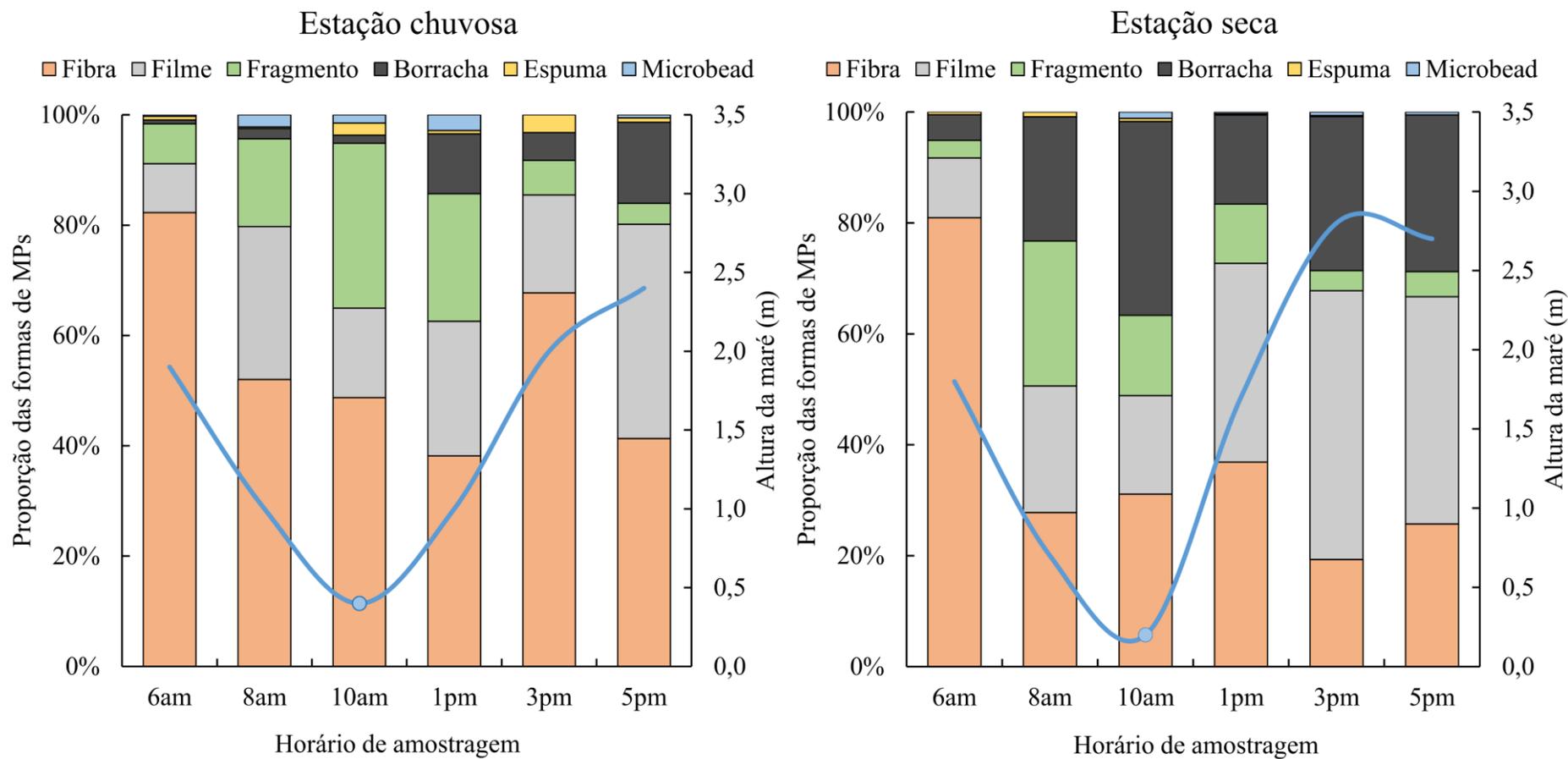
A maior porcentagem de fibras na estação chuvosa (59%), em comparação com a estação seca (41%), está de acordo com as descobertas de Queiroz *et al.* (2022), que relataram que as fibras variaram em proporções semelhantes ao presente estudo entre as estações chuvosa (58%) e seca (39%) em amostras de água da Plataforma Continental Amazônica. O mesmo padrão foi observado nas águas superficiais de manguezais inundados na Tailândia, onde as

fibras foram predominantes na estação chuvosa, diminuindo a proporção de 65% para 40% na estação seca, ao mesmo tempo que fragmentos e pellets tiveram aumento de 32% para 55% (Jittalerk; Babel, 2024). O aumento da abundância de fibras na estação chuvosa pode ser devido às águas da chuva favorecerem a maior deposição de fibras da atmosfera na superfície da cidade, e seu consequente escoamento para os ambientes aquáticos (Dris *et al.*, 2016).

As formas de MPs variaram ao longo do ciclo de maré (Figura 13). A proporção de fibras foi maior no início da manhã (6am) e apresentou um declínio contínuo ao longo da maré vazante em ambas as estações. Isso sugere que as fibras estão sendo trazidas de contribuições de fontes terrestres a montante do rio, principalmente durante a estação chuvosa, devido ao aumento da descarga pluvial intensificada pelos eventos de precipitação (Wong; Löwemark; Kunz, 2020).

As fibras são derivadas do processo de lavagem doméstica e industrial de tecido têxtil e liberadas no ambiente aquático principalmente através do lançamento de efluentes de ETEs, pois os processos convencionais não são eficientes na remoção de fibras (Acharya *et al.*, 2021). Em Fortaleza, 44% da população não é atendida pelo sistema de esgotamento sanitário (SNIS, 2021). Por isso, as águas residuárias sem tratamento que são lançadas no rio e em seus afluentes podem ser uma via dominante para a difusão de MPs (Woodward *et al.*, 2021). Atrelado a isso, a presença de inúmeras ligações clandestinas de esgoto na rede de drenagem urbana é um problema recorrente no município de Fortaleza, e contribuem fortemente para a poluição por MPs no ambiente (Fortaleza, 2023).

Figura 13 – Proporção das formas de microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, em cada horário de amostragem durante a maré vazante (6am a 10am) e maré enchente (1pm a 5pm), na estação chuvosa e seca



Fonte: elaborada pela autora.

A proporção de fragmentos, filmes e borrachas exibiu uma tendência crescente ao longo da maré vazante na estação chuvosa (Figura 13). Essas três formas representaram quase 60% dos MPs encontrados na estação seca (Figura 11). A maioria dos filmes apresentavam características semelhantes e pareciam ser derivados da degradação de sacolas plásticas (Figura 14). Alguns fragmentos eram frágeis e apresentavam rachaduras, podendo ser facilmente repartidos quando tocados com uma pinça (Figura 15).

Figura 14 – Características da aparência dos filmes brancos predominantes nas amostras de água superficial do estuário do rio Cocó



Fonte: elaborada pela autora.

Figura 15 – Fragmentação de microplásticos frágeis encontrados nas amostras de água superficial do estuário do rio Cocó, em partículas cada vez menores



Fonte: elaborada pela autora.

Os fragmentos e filmes são derivados da degradação de garrafas plásticas, sacos plásticos e embalagens de alimentos, por exemplo (Osman *et al.*, 2023). A formação dessas micropartículas não ocorre somente no ambiente, mas também no uso cotidiano de embalagens plásticas, sendo geradas no simples ato de abrir recipientes e embalagens de plástico (Sobhani *et al.*, 2020). Essas partículas podem entrar no ambiente aquático através da lixiviação dos resíduos em aterros sanitários ou até mesmo pelo descarte de lixo diretamente nos rios ou nas ruas (Golwala *et al.*, 2021; He *et al.*, 2019).

Nas margens do rio Cocó, a cerca de 18 km a montante da foz, encontra-se o aterro sanitário do Jangurussu, que foi desativado há 25 anos, mas que ainda acumula cerca de 40

metros de altura de lixo consolidado coberto por vegetação em uma área de 24 hectares (Figura 16A). A área ocupada pelo aterro não passou por processo de recuperação e o chorume ainda é drenado para o rio deixando o lençol freático suscetível à contaminação e as águas do rio Cocó sujeitas ao aporte de MPs (Sabadia *et al.*, 2000). Além disso, em consequência da ineficiência da gestão de resíduos sólidos na cidade, existem vários pontos de acúmulo de lixo próximos ao rio (Figura 16B), que podem ser eventualmente transportados pelo vento ou pela água das chuvas até o corpo hídrico, incluindo MPs resultantes da fragmentação desses detritos (Chen; Feng; Wang, 2020).

Figura 16 – Aterro desativado do Jangurussu próximo às margens do rio Cocó, localizado a aproximadamente 18 km da foz do rio (A) e ponto de acúmulo de lixo nas ruas do entorno do rio Cocó (B), registrado em fevereiro de 2022



Fonte: Google Earth Pro (2023).

A poluição do rio Cocó por descarte de resíduos sólidos é recorrente (Cavalcante *et al.*, 2020). Esses detritos são transportados para o estuário pelo fluxo do rio durante a maré vazante, mas parte deles acabam não chegando ao mar, pois são aprisionados na vegetação de mangue ou acumulando-se nas margens do rio, até que possam ser novamente dispersos na maré enchente (Figura 17). A exposição desses resíduos às intempéries e a intensa incidência solar da região favorece o ressecamento do plástico, o que acelera o processo de desgaste e fragmentação em MPs (Sorasan *et al.*, 2022). A fragilidade dos MPs também pode indicar que estes estão por um período prolongado de tempo no ambiente (Pan *et al.*, 2019), sugerindo a retenção dos MPs no estuário.

Figura 17 – Exemplo de poluição por resíduos sólidos (sacolas, garrafas, tampas, isopores, pneus e outros) no estuário do rio Cocó próximo ao local de amostragem. Registros fotográficos feitos nos meses de fevereiro/2022, outubro/2022 e fevereiro/2023



Fonte: elaborada pela autora.

A borracha foi a terceira forma mais abundante nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, sendo encontrada principalmente na estação seca (20%) (Figura 11). Essas partículas são resultantes do desgaste de pneus nas estradas e são uma importante fonte furtiva de MPs no meio ambiente (Arias *et al.*, 2022). Estima-se que 74% das borrachas de pneus liberadas no meio ambiente permanecem nas margens das estradas, 22% são levadas para as águas superficiais e 4% são depositados em solos (Sieber; Kawecki; Nowack, 2020).

As partículas de desgaste de pneus entram no ambiente aquático principalmente através do escoamento pluvial e por deposição aérea (Kole *et al.*, 2017), sendo relatadas em amostras de águas pluviais urbanas (Järnskog *et al.*, 2020; Goehler *et al.*, 2022) e zonas úmidas de tratamento de águas pluviais (Ziajahromi *et al.*, 2020). No entanto, poucos estudos quantificaram partículas de borracha do total de MPs em estuários, como riachos de marés (Ertel; Weinstein; Gray, 2023), sedimentos fluviais (Kovocich *et al.*, 2023), águas estuarinas (Leads; Weinstein, 2019) e sedimentos intertidais estuarinos (Leads *et al.*, 2023).

Partículas de borracha sintética representaram uma pequena porcentagem (2%) dos MPs encontrados em amostras de água superficial na ria de Vigo, na Espanha (Díez-Minguito *et al.*, 2020) e em amostras de microcamada da superfície do mar (0,3%), na Baía de Jinhae, na Coreia do Sul (Song *et al.*, 2015). Por outro lado, no estuário do porto de Charleston, nos EUA, as borrachas foram a segunda forma de MPs mais abundante, representando 17,1% do total em amostras de sedimentos entre marés, sedimentos subtidal e microcamada da superfície do mar (Leads; Weinstein, 2019).

Os altos níveis de borracha no estuário do rio Cocó podem estar associados com a proximidade de pontes e rodovias de tráfego intenso de veículos e locais de desembarques de barcos (Leads; Weinstein, 2019). Nas águas costeiras da área de estudo, borrachas de pneus representaram 6,8% do total de MPs encontradas (Nolasco *et al.*, 2022). Estes resultados apoiam a noção de que os rios podem facilitar o transporte de partículas de desgaste de pneus para o oceano. Além disso, a considerável poluição por borrachas é resultado da alta urbanização da cidade e representa um risco para os organismos marinhos. Por exemplo, Parker *et al.* (2020) encontraram o primeiro registro de borrachas em cinco espécies de peixes de um estuário urbanizado do porto de Charleston, após Leads e Weinstein (2019) relatarem altas concentrações dessas partículas nas águas do estuário, o que torna essas espécies mais suscetíveis a contaminação por MPs.

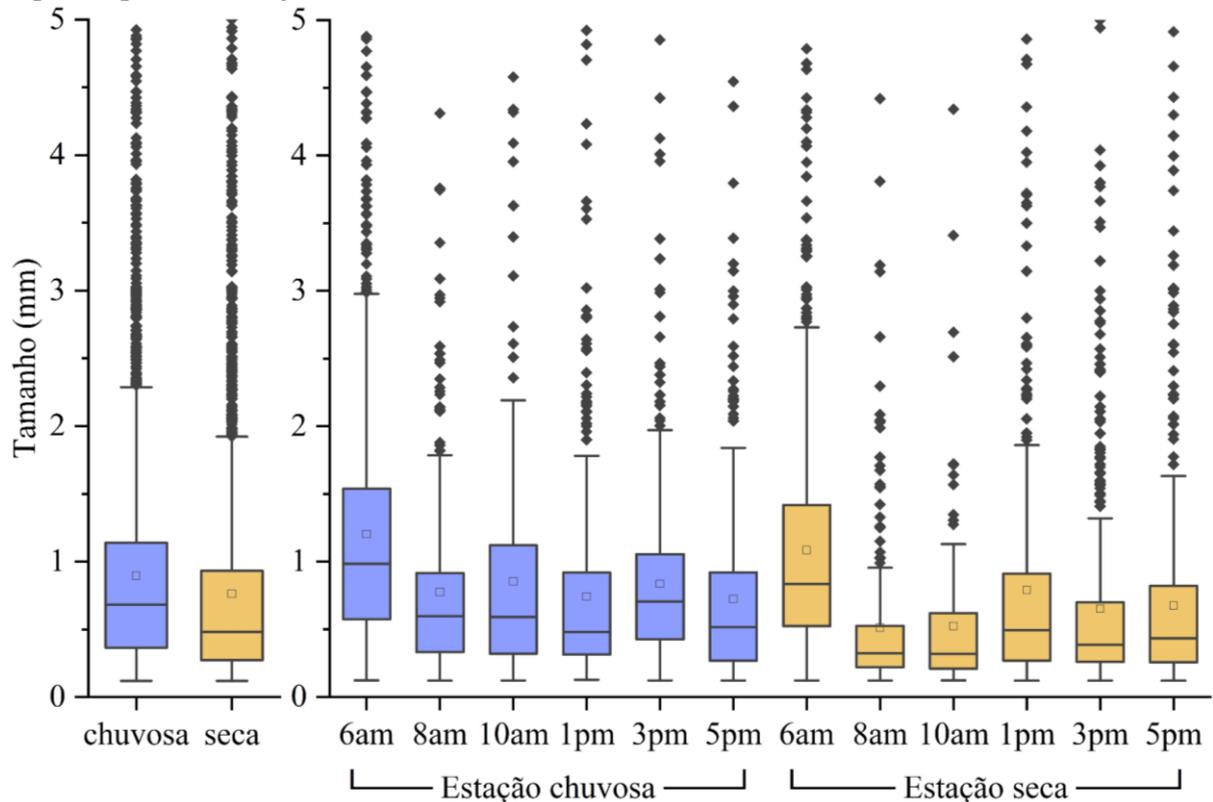
É importante ressaltar que partículas de borracha $<100 \mu\text{m}$ são as mais comuns no ambiente e o método utilizado no presente estudo não abrange essa faixa de tamanho. Por exemplo, Järnskog *et al.* (2020) relataram que em águas pluviais, o número de partículas $\geq 100 \mu\text{m}$ foi de até 3 partículas/L e $\geq 20 \mu\text{m}$ foi de até 5.900 partículas/L, o que demonstra a importância de adotar métodos que quantifiquem partículas $<100 \mu\text{m}$ em estudos futuros na área de estudo, devido a significativa contaminação do estuário por partículas de borracha.

Estudos de toxicidade geralmente utilizam borrachas $<20 \mu\text{m}$ ou até nanopartículas de borracha produzidas em laboratório para testar seu potencial de toxicidade (Cunningham *et al.*, 2022; Siddiqui *et al.*, 2022). A exposição de diferentes espécies de peixes e crustáceos a essas partículas alteraram significativamente os comportamentos de natação e reduziram seu crescimento (Siddiqui *et al.*, 2022), podendo também causar mortalidade e anormalidades no desenvolvimento (Cunningham *et al.*, 2022). Além disso, os compostos lixiviados das partículas de desgaste de pneus nas estradas têm um efeito negativo no crescimento do fitoplâncton (Page *et al.*, 2022) e são uma fonte adicional de nutrientes para bactérias de crescimento rápido (Sathicq *et al.*, 2022).

4.2.2 Tamanho

O tamanho dos MPs nas águas superficiais variou significativamente entre as estações (Mann-Whitney, $U = 2907942$, $p < 0,05$), com tamanho médio maior na estação chuvosa ($0,896 \pm 0,767$ mm), em comparação com a estação seca ($0,763 \pm 0,777$ mm) (Figura 18). O tamanho dos MPs também variou ao longo do ciclo de maré em ambas as estações (Kruskal-Wallis, $p = 4,03 \times 10^{-129}$), apresentando um padrão semelhante, com MPs maiores no início da maré vazante (6am) e menores nos horários seguintes (Figura 18). No entanto, essa variação não aparenta ter relação exclusiva com o estado da maré, pois não houveram diferenças no tamanho dos MPs entre as demais amostras da maré vazante (8am e 10am) e enchente (1pm, 3pm e 5pm), com exceção durante a estação seca, na qual os MPs foram significativamente menores na maré vazante, em comparação com a maré enchente. No entanto, essa variação pode estar relacionada com outros fatores, como as formas predominantes de MPs em cada horário de amostragem, como será discutido adiante.

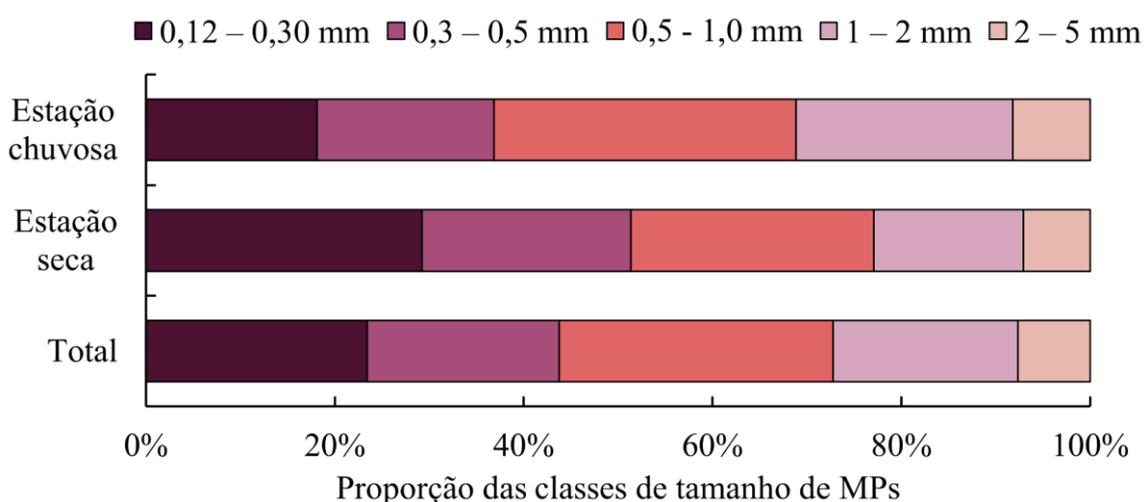
Figura 18 – *Box plot* do tamanho dos microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, em cada horário de amostragem durante a maré vazante (6am a 10am) e maré enchente (1pm a 5pm), na estação chuvosa e seca



Fonte: elaborada pela autora.

Os MPs encontrados estavam distribuídos em todas as classes de tamanho e foram predominantes em 0,5 – 1,0 mm (29%), seguido de 0,12 – 0,30 mm (23%), 0,3 – 0,5 mm (20%), 1 – 2 mm (20%) e 2 – 5 mm (8%) (Figura 19). Os menores tamanhos médios observados na estação seca são resultantes da maior quantidade de MPs <0,5 mm (51%), enquanto na estação chuvosa, MPs >0,5 mm foram predominantes (63%) (Figura 19). Contudo, a variação da abundância de MPs nas classes de tamanho não apresentou diferenças estatisticamente significativas entre as estações (teste t, $p > 0,05$).

Figura 19 – Proporção das classes de tamanho de microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, na estação chuvosa (n=6) e seca (n=6)



Fonte: elaborada pela autora.

Partículas menores que 1 mm corresponderam a 73% do total de MPs encontrados no estuário do Cocó, semelhante as descobertas de Praved *et al.* (2024), que relataram que partículas <1 mm representaram mais de 72% dos MPs nas águas superficiais do estuário de Cochin, na Índia. Resultados semelhantes foram registrados na baía de Guanabara, no Brasil (Olivatto *et al.*, 2019), no rio Chao Phraya, na Tailândia (Oo *et al.*, 2021) e em estuários de Xangai, na China (Zhang *et al.*, 2019).

A predominância de MPs de pequena dimensão se deve à rápida fragmentação progressiva dos detritos plásticos no ambiente (Banik *et al.*, 2024). O tamanho dos MPs influencia na biodisponibilidade para os organismos aquáticos, uma vez que partículas menores são mais propensas a serem ingeridas por organismos de níveis tróficos inferiores, como fitoplâncton e zooplâncton (Wright; Thompson; Galloway, 2013). Sendo assim, a ingestão de MPs ocorre de forma seletiva e depende das características das partículas, do nível trófico e do tamanho dos organismos (Siddique *et al.*, 2024). Por exemplo, estudos sobre a ingestão de MPs

por organismos aquáticos mostraram que fibras de tamanhos entre 0,5 e 2,0 mm foram predominantes em espécies de mexilhões e peixes, enquanto que em espécies de zooplâncton de pequeno porte não foram detectados MPs (Kankılıç *et al.*, 2023). Além disso, quanto menor o tamanho do MPs, maior sua área superficial específica (área/volume), e conseqüentemente, maior será seu potencial de adsorver poluentes (Cunningham *et al.*, 2022).

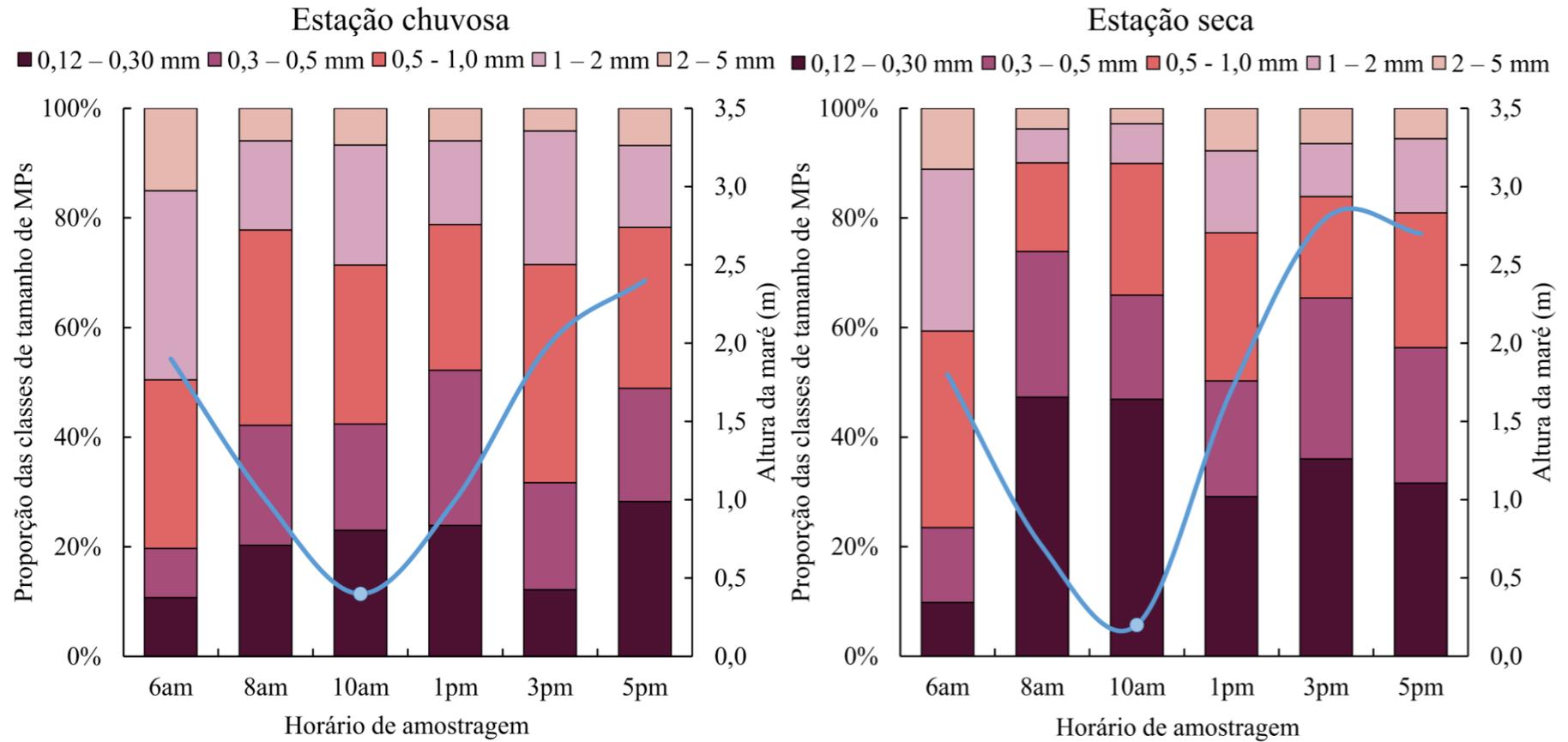
As classes de tamanho apresentaram correlação com as formas dos MPs encontrados (Tabela 3), variando ao longo do ciclo de maré em função dessa característica. Na estação chuvosa durante a maré vazante, observa-se que a proporção de MPs <0,5 mm aumenta à medida que diminui a proporção de fibras e aumenta da quantidade de fragmentos, filmes e borrachas (Figura 20 e 13). Essa relação também ocorre na estação seca, na qual os horários seguintes do início da maré vazante apresentam uma proporção de MPs <0,5 mm ainda maior que na estação chuvosa, justamente devido a diminuição de fibras grandes e aumento de partículas menores, principalmente borrachas <0,3 mm.

Tabela 3 – Coeficiente de correlação de Spearman (ρ) entre a abundância das formas predominantes e as classes de tamanho de MPs nas amostras de água superficial (n=12). Valores em negrito referem-se à correlação estatisticamente significativa ($p < 0,05$)

	0,12–0,30 mm	0,3–0,5 mm	0,5–1,0 mm	1–2 mm	2–5 mm
Fibras	-0,322	0,168	0,888	0,895	0,720
Filmes	0,768	0,954	0,486	0,196	0,287
Fragmentos	-0,161	-0,119	-0,542	-0,563	-0,690
Borrachas	0,943	0,705	0,094	-0,119	0,017

Fonte: elaborada pela autora.

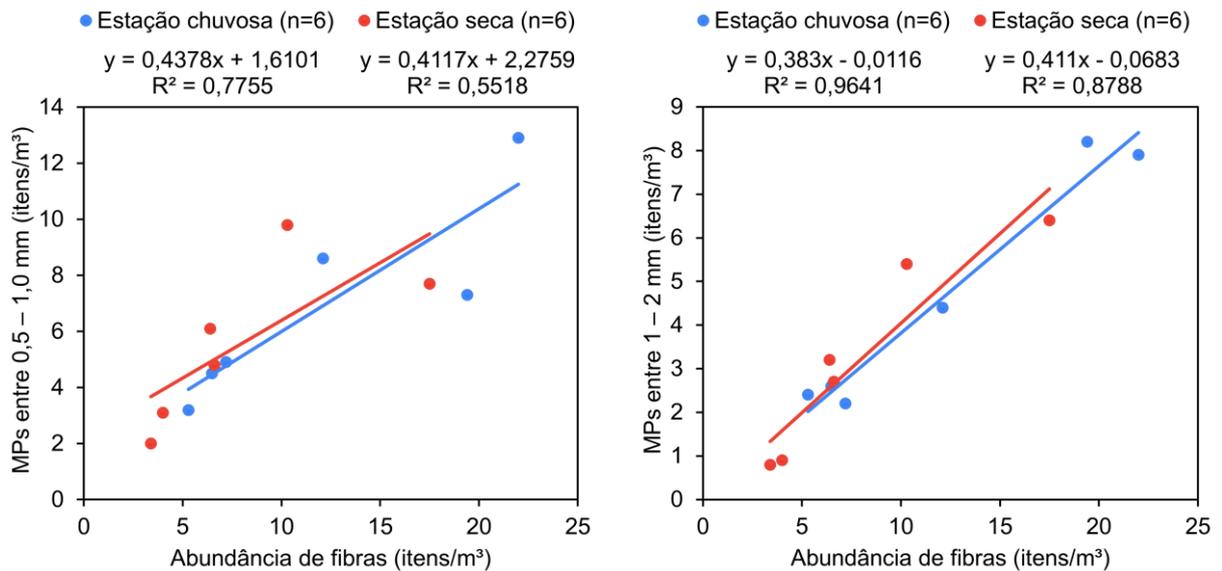
Figura 20 – Proporção das classes de tamanho de microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, em cada horário de amostragem durante a maré vazante (6am a 10am) e maré enchente (1pm a 5pm), na estação chuvosa e seca



Fonte: elaborada pela autora.

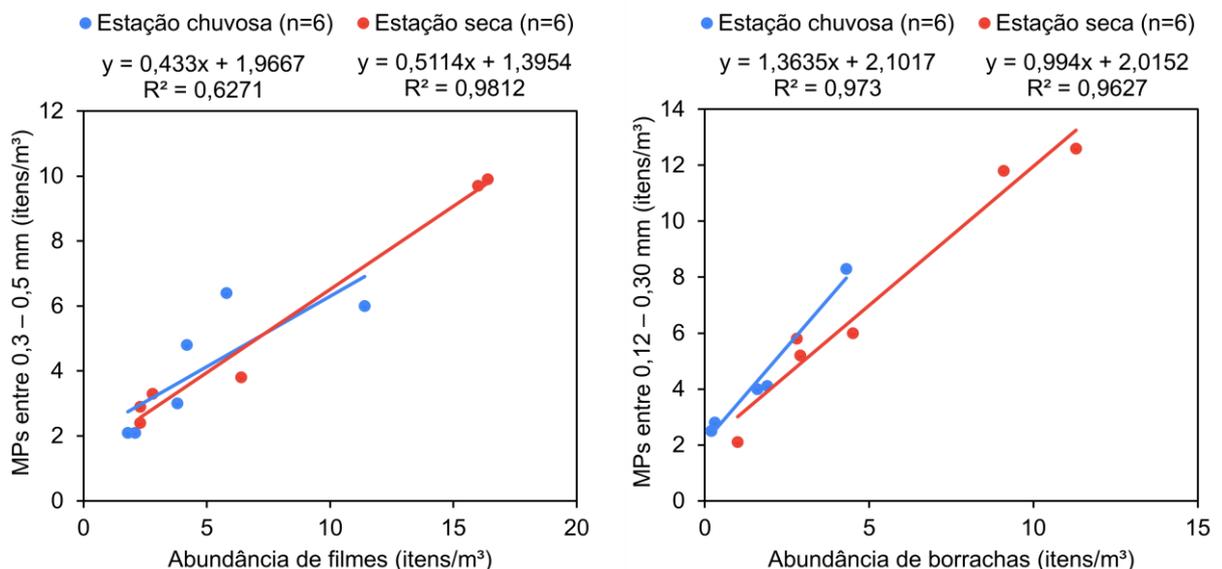
As fibras apresentaram correlação positiva forte com as classes de tamanho de 0,5 – 1,0 e 1 – 2 mm (Figura 21). Filmes apresentaram correlação positiva muito forte com a classe de tamanho de 0,3 – 0,5 mm, enquanto borrachas estavam mais correlacionadas a classe de tamanho de 0,12 – 0,30 mm (Figura 22). Assim, à medida que a abundância de fibras aumenta, a abundância de MPs grandes (>0,5 mm) também aumenta, enquanto que MPs pequenos (<0,5 mm) estão mais presentes à medida que aumenta a abundância de filmes e borrachas.

Figura 21 – Gráfico de dispersão mostrando a correlação entre a abundância de fibras e MPs nas classes de tamanho de 0,5 – 1,0 mm e 1 – 2 mm, nas estações chuvosa e seca



Fonte: elaborada pela autora.

Figura 22 – Gráfico de dispersão mostrando a correlação entre a abundância de filmes e borrachas e MPs nas classes de tamanho de 0,3 – 0,5 mm e 0,12 – 0,30 mm, nas estações chuvosa e seca



Fonte: elaborada pela autora.

Durante a estação chuvosa, o aporte de água da chuva propicia o aumento das fontes terrestres de MPs para o rio devido ao alto escoamento superficial e, em consequência do aumento do fluxo ribeirinho, os MPs podem ser mais facilmente arrastados pelas águas superficiais, o que facilita o transporte de MPs grandes. Em contraponto, com o baixo fluxo ribeirinho durante a estação seca, os MPs grandes podem ser mais rapidamente depositados no leito do rio durante a maré vazante e serem ressuspensos pelas correntes marinhas durante a maré enchente (Kooi *et al.*, 2017).

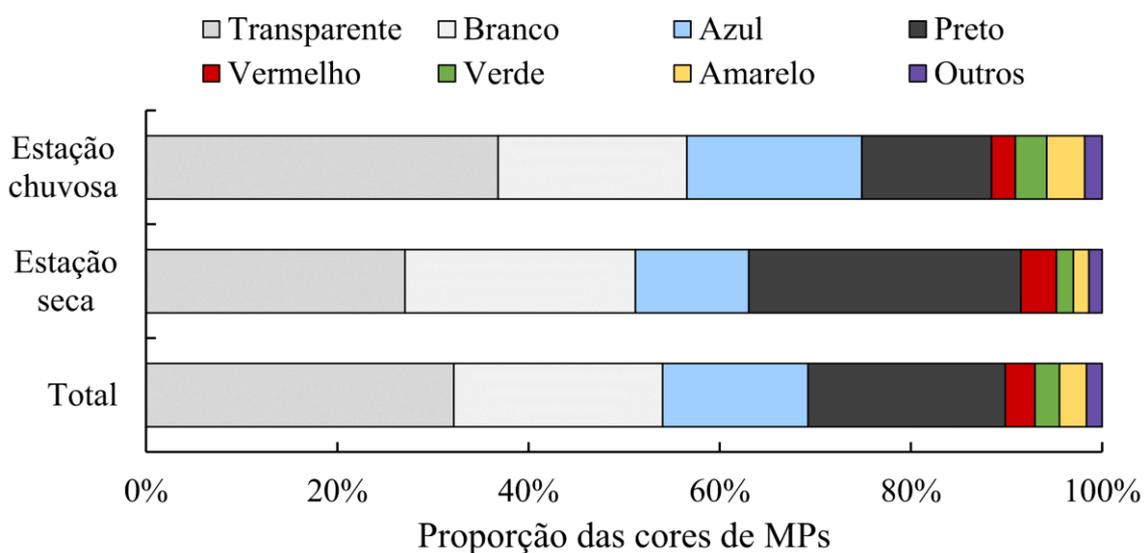
Poucos estudos relacionaram o tamanho dos MPs com as flutuações das marés. Li *et al.* (2023) observaram que nas águas do rio Dong, na China, a abundância de MPs nas classes de tamanho de 0 – 0,2 mm e 0,2 – 0,5 mm era proporcional às flutuações das marés, aumentando com a elevação do nível da água, enquanto que a abundância de MPs de 0,5 – 1,0 mm era inversamente proporcional às marés e MPs >1 mm não tinham nenhuma relação aparente. Em contraste, Wu *et al.* (2020) relataram que nas águas superficiais do estuário de Jiulong, na China, a abundância de MPs >0,3 mm apresentou correlação negativa com a altura da maré e aumentou significativamente no final da maré vazante, enquanto que a abundância de MPs <0,3 mm aumentou ligeiramente durante a maré enchente, indicando que os MP maiores que saíam do estuário para a baía de Xiamen na maré vazante raramente retornavam para o estuário na maré enchente, ao passo que os MPs menores foram mais facilmente transportados para o estuário a partir da baía. Em contraponto, Chinfak *et al.* (2021) observaram que durante a maré alta, MP maiores (1 – 5 mm) eram predominantes no estuário do rio Tapi, na Tailândia.

Estas observações controversas revelam que ainda não é possível encontrar um padrão de transporte de MPs de diferentes tamanhos ao comparar os resultados dos estudos, devido às divergências de métodos de amostragem e sobretudo das características morfológicas e hidrodinâmicas particulares de cada estuário, que podem influenciar no acúmulo ou na exportação de MPs (Harris, 2020). Sendo assim, são necessárias mais evidências para verificar melhor a relação entre o tamanho dos MPs e as flutuações de maré.

4.2.3 Cor

No período de estudo, as cores predominantes dos MPs no estuário do rio Cocó foram transparente (32%), branco (22%), preto (21%) e azul (15%), enquanto vermelho (3%), verde (3%), amarelo (3%) e outros (2%) representaram as menores frações do total de MPs encontrados nas águas superficiais (Figura 23).

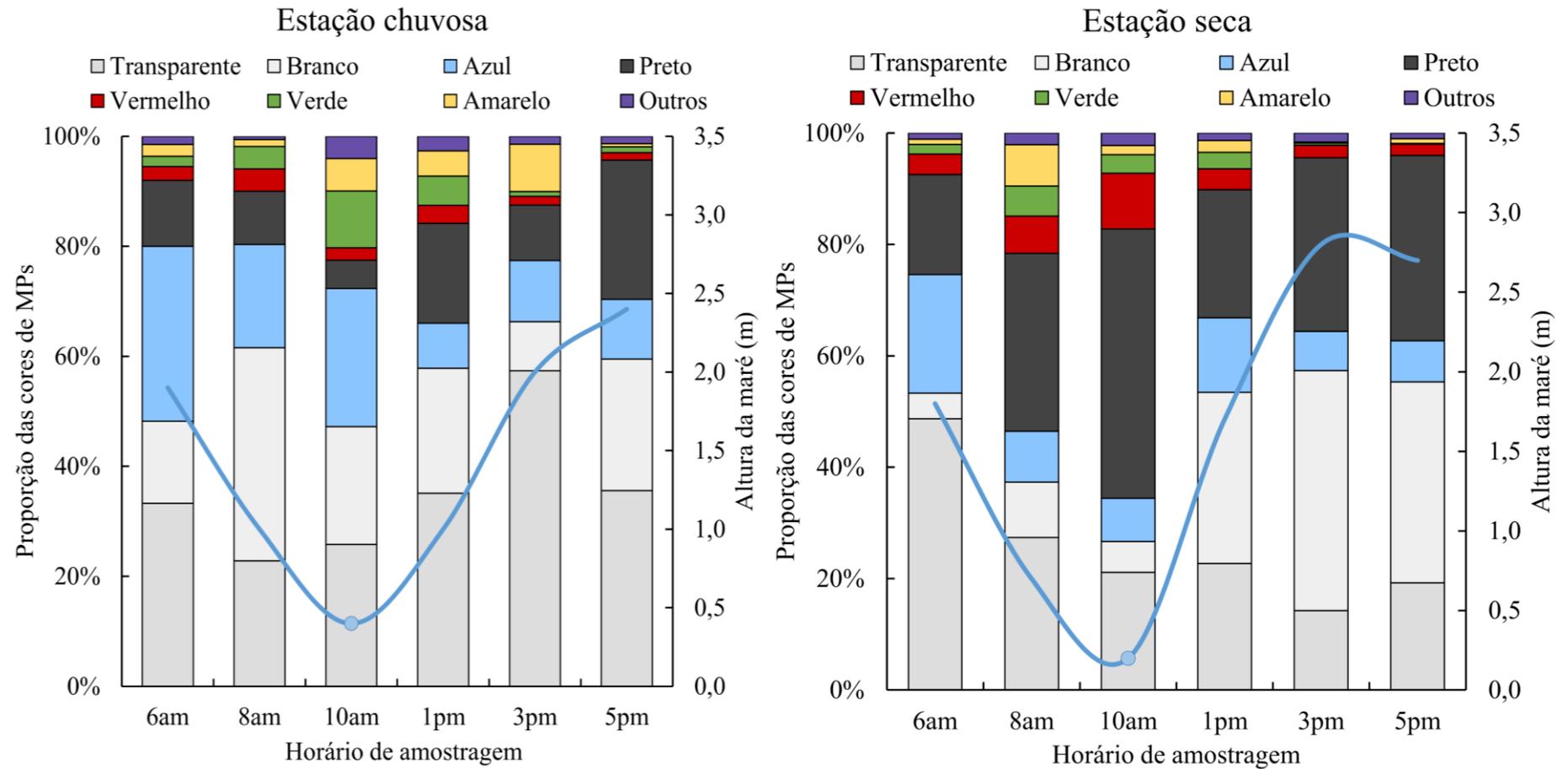
Figura 23 – Proporção das cores de microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, na estação chuvosa (n=6) e seca (n=6)



Fonte: elaborada pela autora.

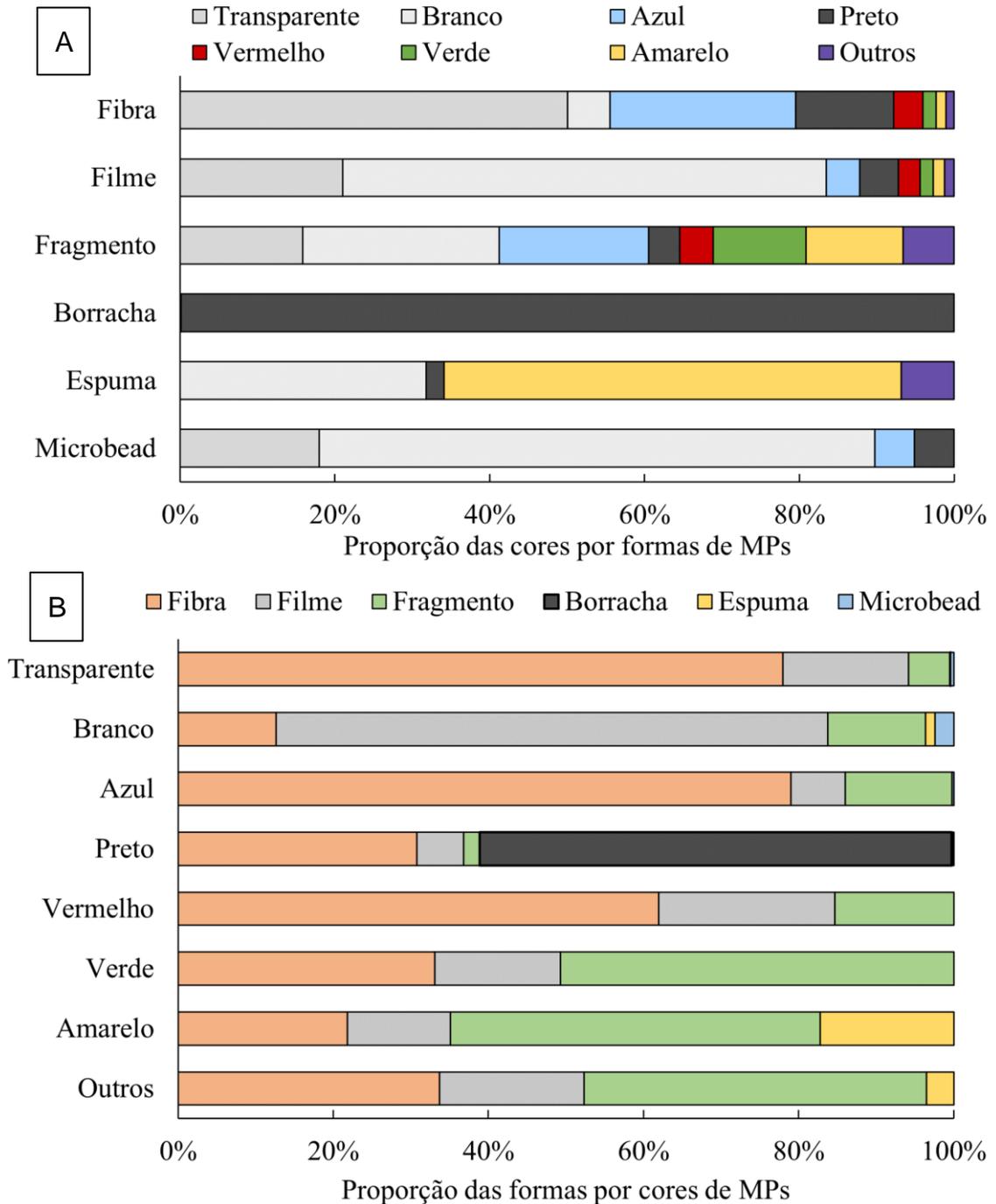
As cores dos MPs não apresentaram um padrão aparente com relação às marés, mas parecem estar mais relacionadas com as formas predominantes de MPs em cada horário de amostragem (Figura 24 e 13). Por exemplo, as altas proporções de MPs transparentes e brancos são resultantes principalmente do aumento de fibras e filmes dessas cores, enquanto MPs pretos foram representados majoritariamente por borrachas (61%) (Figura 25B), o que ocasionou seu aumento na estação seca (Figura 23).

Figura 24 – Proporção das cores de microplásticos nas águas superficiais do estuário do rio Cocó, em cada horário de amostragem durante a maré vazante (6am a 10am) e maré enchente (1pm a 5pm), na estação chuvosa e seca



Fonte: elaborada pela autora.

Figura 25 – Proporção das cores com relação às formas de microplásticos (A) e proporção das formas com relação às cores de microplásticos (B) nas águas superficiais do estuário do rio Cocó



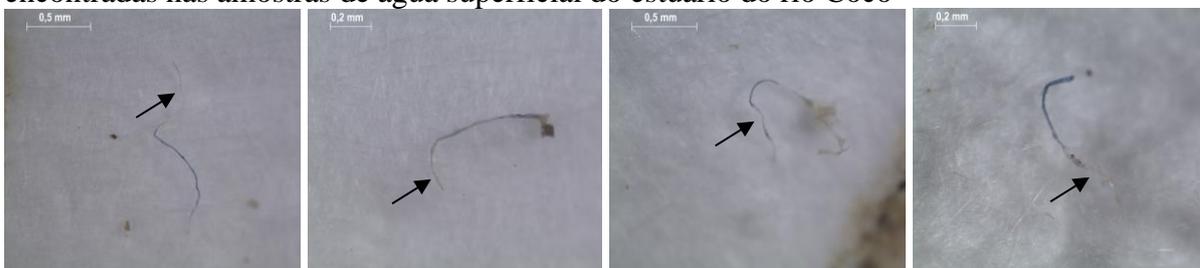
Fonte: elaborada pela autora.

MPs brancos (25,3%) e transparentes (24,4%) representaram, juntos, quase metade de todas as partículas encontradas nas águas do rio Tamsui, na China (Wong; Löwemark; Kunz, 2020). No estuário do rio Pearl, na China, as cores transparente e branco representaram 73,8% dos MPs encontrados na água. Além disso, cerca de um terço (33,1%) dos MPs transparentes

eram filmes (Lam *et al.*, 2020). Estudos no estuário do rio Yellow, na China, mostraram que a maioria das fibras eram transparentes ou brancas (Han *et al.*, 2020). Fibras transparentes também foram predominantes (54%) em amostras de água da Plataforma Continental Amazônica (Queiroz *et al.*, 2022).

No estuário do rio Cocó, 78% dos MPs transparentes eram fibras e 71% dos MPs brancos eram filmes (Figura 25B). A maior abundância dessas cores pode ser explicada em parte pelo desbotamento da cor em decorrência do tempo de exposição dos MPs à luz UV e outros agentes atmosféricos (Wong; Löwemark; Kunz, 2020). Isso foi observado em muitos casos, em fibras encontradas nas amostras, que originalmente eram azuis, mas tinham partes transparentes que predominavam ao longo de seu comprimento, devido nitidamente à perda da cor original (Figura 26).

Figura 26 – Fibras azuis desbotadas e que perderam a cor ao longo do comprimento, encontradas nas amostras de água superficial do estuário do rio Cocó



Fonte: elaborada pela autora.

As características dos MPs (forma, cor e tamanho) podem influenciar na ingestão de MPs pelos organismos aquáticos, dependendo da sua preferência alimentar e métodos de captura de presas (Peters *et al.*, 2017). Por exemplo, espécies que exibem preferências generalistas de forrageamento são mais suscetíveis à ingestão de MPs do que espécies forrageadoras seletivas, que terão preferências por MPs com características semelhantes às das suas presas (Wang *et al.*, 2023; Yin *et al.*, 2022). As cores predominantes de MPs encontradas na biota marinha relatadas em uma revisão recente foram azul (33%), branco (25%), preto (19%) e transparente (16%) (Ugwu; Herrera; Gómez, 2021).

5. CONCLUSÃO

- A abundância de MPs nas águas superficiais variou ao longo do ciclo de maré diário, diminuindo durante a maré vazante e aumentando na maré enchente, em ambas as estações. Em todo o ciclo de maré, os valores flutuaram entre 11,0 e 32,5 itens/m³ na estação chuvosa e entre 12,4 e 40,0 itens/m³ na estação seca, não variando significativamente entre as estações.

- Quanto às características dos MPs, foi possível concluir que:
 - As formas predominantes de MPs foram fibras, filmes, borrachas e fragmentos. A proporção de fibras diminuiu ao longo da maré vazante, enquanto a proporção de filmes, borrachas e fragmentos exibiu uma tendência crescente ao longo da maré vazante e enchente, em ambas as estações. A proporção de fibras foi maior na estação chuvosa, em comparação com a estação seca, na qual a proporção de borrachas teve considerável aumento.
 - O tamanho médio dos MPs foi significativamente maior na estação chuvosa, em comparação com a estação seca. Os MPs estavam distribuídos em todas as classes de tamanho quase que uniformemente e foram predominantes em 0,5 – 1,0 mm, seguido de 0,12 – 0,30 mm, 0,3 – 0,5 mm e 1 – 2 mm. As classes de tamanho apresentaram correlação com as formas dos MPs e variaram ao longo do ciclo de maré em função dessa característica. Assim, a proporção de MPs <0,5 mm aumentou na maré vazante à medida que diminuiu a proporção de fibras e aumentou a proporção de filmes, fragmentos e borrachas.
 - As cores predominantes de MPs foram transparente, branco, preto e azul. As cores não apresentaram um padrão aparente com relação às marés, mas parecem estar relacionadas com as formas predominantes de MPs. As maiores proporções de MPs transparentes e brancos ao longo do ciclo de maré foram resultantes principalmente do aumento de fibras e filmes dessas cores, enquanto que MPs pretos foram representados majoritariamente por borrachas, o que ocasionou seu aumento na estação seca.

6. PROPOSTA DE TRABALHOS FUTUROS

1. Realizar a caracterização polimérica dos MPs encontrados no presente estudo (em andamento);
2. Correlacionar a abundância de MPs na água e as variáveis hidrodinâmicas (nível da água, velocidade da corrente e direção do fluxo) (em andamento);
3. Realizar amostragens que contemplem um ciclo de maré de 24 horas, com coletas em intervalos mais curtos e amostragens em mais de um ponto de coleta, inclusive na desembocadura do rio;
4. Investigar a influência da variação de amplitude das marés de quadratura na abundância de MPs na água;
5. Correlacionar a concentração de sólidos suspensos na água e a abundância de MPs em um ciclo de maré.

REFERÊNCIAS

- ABEL, Serena M. *et al.* Systematic identification of microplastics in abyssal and hadal sediments of the Kuril Kamchatka trench. **Environmental Pollution**, v. 269, p. 116095, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116095>
- ACHA, Eduardo M. *et al.* The role of the Río de la Plata bottom salinity front in accumulating debris. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, n. 2, p. 197-202, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00356-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00356-9)
- ACHARYA, Sanjit *et al.* Microfibers from synthetic textiles as a major source of microplastics in the environment: A review. **Textile Research Journal**, v. 91, n. 17-18, p. 2136-2156, 2021. <https://doi.org/10.1177/0040517521991244>
- ANBUMANI, Sadasivam; KAKKAR, Poonam. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 14373-14396, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1999-x>
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596-1605, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- ARIAS, Andrés H. *et al.* Synthetic microfibers and tyre wear particles pollution in aquatic systems: relevance and mitigation strategies. **Environmental Pollution**, v. 295, p. 118607, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118607>
- BANIK, Partho *et al.* Quantification, characterization and risk assessment of microplastics from five major estuaries along the northern Bay of Bengal coast. **Environmental Pollution**, v. 342, p. 123036, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123036>
- BERGMANN, Melanie *et al.* Plastic pollution in the Arctic. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 3, n. 5, p. 323-337, 2022. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00279-8>
- BORRELLE, S. B. *et al.* Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. **Science**, v. 369, n. 6510, p. 1515-1518, 2020. <https://doi.org/10.1126/science.aba3656>
- BOUADIL, Oumayma *et al.* Identification and quantification of microplastics in surface water of a southwestern Mediterranean Bay (Al Hoceima, Morocco). **Waste Management Bulletin**, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.wmb.2024.01.003>
- BRÅTE, Inger Lise N. *et al.* Mytilus spp. as sentinels for monitoring microplastic pollution in Norwegian coastal waters: A qualitative and quantitative study. **Environmental Pollution**, v. 243, p. 383-393, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.077>
- BRENNECKE, Dennis *et al.* Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 178, p. 189-195, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003>

CARUSO, G. Microplastics as vectors of contaminants. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 921–924, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.052>. Acesso em: 20 out. 2023.

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, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.026>

CHEN, Bingfeng *et al.* Global distribution of marine microplastics and potential for biodegradation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 451, p. 131198, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131198>

CHEN, Guanglong; FENG, Qingyuan; WANG, Jun. Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. **Science of the Total Environment**, v. 703, p. 135504, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135504>

CHINFAK, Narainrit *et al.* Abundance, composition, and fate of microplastics in water, sediment, and shellfish in the Tapi-Phumduang River system and Bandon Bay, Thailand. **Science of The Total Environment**, v. 781, p. 146700, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146700>

COLE, M. *et al.* Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588-2597, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>.

CÓZAR, Andrés *et al.* Plastic debris in the open ocean. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 28, p. 10239-10244, 2014. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>

CUNNINGHAM, Brittany *et al.* Toxicity of micro and nano tire particles and leachate for model freshwater organisms. **Journal of Hazardous Materials**, v. 429, p. 128319, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128319>

DEFONTAINE, Sophie; JALÓN-ROJAS, Isabel. Physical processes matters! Recommendations for sampling microplastics in estuarine waters based on hydrodynamics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 191, p. 114932, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114932>

DÍEZ-MINGUITO, Manuel *et al.* Observations and idealized modelling of microplastic transport in estuaries: The exemplary case of an upwelling system (Ría de Vigo, NW Spain). **Marine Chemistry**, v. 222, p. 103780, 2020.

DRIS, Rachid *et al.* Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? **Marine pollution bulletin**, v. 104, n. 1-2, p. 290-293, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>

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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146551>

ERTEL, Bonnie M.; WEINSTEIN, John E.; GRAY, Austin D. Rising seas and roadway debris: Microplastic and low-density tire wear particles in street-associated tidal floodwater. **Marine Pollution Bulletin**, v. 195, p. 115502, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115502>

FIGUEIREDO, Gisela M.; VIANNA, Tamires Moraes Pintas. Suspended microplastics in a highly polluted bay: Abundance, size, and availability for mesozooplankton. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 256-265, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.020>

FORTALEZA. **Prefeitura de Fortaleza fiscaliza vazamentos e ligações clandestinas de esgoto e realiza operação de limpeza na orla**. 2023. Disponível em: <https://www.fortaleza.ce.gov.br/noticias/prefeitura-de-fortaleza-fiscaliza-vazamentos-e-ligacoes-clandestinas-de-esgoto-e-realiza-operacao-de-limpeza-na-orla>. Acesso em: 11 dez. 2023.

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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135978>

FREITAS, Pedro Paulo; MENEZES, Maria Ozilea Bezerra; SCHETTINI, Carlos Augusto França. Hydrodynamics and particulate suspended matter transport in a shallow and highly urbanized estuary: the Cocó estuary, Fortaleza, Brazil. **Brazilian Journal of Geophysics**, v. 33, n. 4, p. 579-590, 2015. <http://dx.doi.org/10.22564/rbgf.v33i4.754>

FUNCEME. **Chuva média do quadrimestre por município - fev/2022 a mai/2022**. 2020. Disponível em: <http://www.funceme.br/app-calendario/quadrimestre/municipios/media/2022/2>. Acesso em: 15 jul. 2023.

FUNCEME. **Chuva média mensal por município - 2022**. 2022. Disponível em: <http://www.funceme.br/app-calendario/mensal/municipios/media/2022>. Acesso em: 15 jul. 2023.

GAGO, J. *et al.* Standardised protocol for monitoring microplastics in seawater. **JPI-Oceans BASEMAN project**, 2018. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.14181.45282>

GARCIA, Tatiane Martins et al. Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, p. 110705, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110705>

GIDDINGS, Sarah N. *et al.* Frontogenesis and frontal progression of a trapping-generated estuarine convergence front and its influence on mixing and stratification. **Estuaries and Coasts**, v. 35, p. 665-681, 2012. <https://doi.org/10.1007/s12237-011-9453-z>

GIRELLI, Camile Serraggio. A (in) sustentabilidade do consumocentrismo: um diálogo filosófico entre Bauman, Giddens e Lipovetsky. In: CALGARO, Cleide; BAVARESCO, Agemir; SOBRINHO, Liton Pilau (org.). **Temas de direito socioambiental na sociedade de consumo: estudo ético e jurídico**. Caxias do Sul: Educs, 2017. p. 123-217. Disponível em: <https://www.ucs.br/site/midia/arquivos/ebook-temas-direito.pdf#page=124>. Acesso em: 20 jan. 2024.

- GKOUTSELIS, Gerasimos *et al.* Microplastics accumulate fungal pathogens in terrestrial ecosystems. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 13214, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-92405-7>
- GOEHLER, Luiza Ostini *et al.* Relevance of tyre wear particles to the total content of microplastics transported by runoff in a high-imperviousness and intense vehicle traffic urban area. **Environmental Pollution**, v. 314, p. 120200, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120200>
- GOLWALA, Harmita *et al.* Solid waste: An overlooked source of microplastics to the environment. **Science of the Total Environment**, v. 769, p. 144581, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144581>
- GOVENDER, Joelene *et al.* Towards characterising microplastic abundance, typology and retention in mangrove-dominated estuaries. **Water**, v. 12, n. 10, p. 2802, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12102802>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135601>
- HARVEY, Madeleine E. *et al.* Hydrodynamic variability of an intermittently closed estuary over interannual, seasonal, fortnightly, and tidal timescales. **Estuaries and Coasts**, v. 46, n. 1, p. 84-108, 2023. <https://doi.org/10.1007/s12237-021-01014-0>
- HE, Pinjing *et al.* Municipal solid waste (MSW) landfill: A source of microplastics?-Evidence of microplastics in landfill leachate. **Water research**, v. 159, p. 38-45, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.060>
- IBGE, 2022. **População no último censo [2022]**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/fortaleza/panorama>. Acesso em: 15 jul. 2023.
- INMET. **Clima**. 2020 Disponível em: <https://clima.inmet.gov.br/GraficosClimatologicos/CE/82397>. Acesso em: 15 jul. 2023.
- JÄRLSKOG, Ida *et al.* Occurrence of tire and bitumen wear microplastics on urban streets and in sweepsand and washwater. **Science of the Total Environment**, v. 729, p. 138950, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138950>
- JITTALERK, Rungpilin; BABEL, Sandhya. Microplastic contamination in Thai vinegar crabs (*Episesarma mederi*), giant mudskippers (*Periophthalmodon schlosseri*), and their surrounding environment from the Bang Pu mangrove forests, Samut Prakan province, Thailand. **Marine Pollution Bulletin**, v. 198, p. 115849, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115849>
- JUNAID, Muhammad *et al.* Enrichment and dissemination of bacterial pathogens by microplastics in the aquatic environment. **Science of the Total Environment**, v. 830, p. 154720, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154720>

KANKILIÇ, Gökben Başaran *et al.* Size-selective microplastic uptake by freshwater organisms: Fish, mussel, and zooplankton. **Environmental Pollution**, v. 336, p. 122445, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122445>

KATAOKA, T. *et al.* Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 958–965, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.111>. Acesso em: 20 out. 2023.

KOOI, Merel *et al.* The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean. **Scientific reports**, v. 6, n. 1, p. 33882, 2016. <https://doi.org/10.1038/srep33882>

KOOI, Merel *et al.* Ups and downs in the ocean: effects of biofouling on vertical transport of microplastics. **Environmental science & technology**, v. 51, n. 14, p. 7963-7971, 2017. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04702>

KOLE, Pieter Jan *et al.* Wear and tear of tyres: a stealthy source of microplastics in the environment. **International journal of environmental research and public health**, v. 14, n. 10, p. 1265, 2017. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>

KOVOCHICH, Michael *et al.* Characterization of tire and road wear particles in urban river samples. **Environmental Advances**, v. 12, p. 100385, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100385>

LAPLACA, Stephanie B.; VAN DEN HURK, Peter. Toxicological effects of micronized tire crumb rubber on mummichog (*Fundulus heteroclitus*) and fathead minnow (*Pimephales promelas*). **Ecotoxicology**, v. 29, n. 5, p. 524-534, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10646-020-02210-7>

LA PORTA, E. *et al.* Microplastics and Kidneys: An Update on the Evidence for Deposition of Plastic Microparticles in Human Organs, Tissues and Fluids and Renal Toxicity Concern. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 24, n. 18, p. 14391, 2023. <https://doi.org/10.3390/ijms241814391>

LAI, Keng Po *et al.* Microplastics act as a carrier for wastewater-borne pathogenic bacteria in sewage. **Chemosphere**, v. 301, p. 134692, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134692>

LAM, Theresa Wing Ling *et al.* Spatial variation of floatable plastic debris and microplastics in the Pearl River Estuary, South China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 158, p. 111383, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111383>

LEADS, Rachel R. *et al.* Spatial and temporal variability of microplastic abundance in estuarine intertidal sediments: Implications for sampling frequency. **Science of The Total Environment**, v. 859, p. 160308, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160308>

LEADS, Rachel R.; WEINSTEIN, John 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, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.061>

LEBRETON, Laurent; ANDRADY, Anthony. Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. **Palgrave Communications**, v. 5, n. 1, p. 1-11, 2019. <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>

LESLIE, Heather A. *et al.* Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. **Environment international**, v. 163, p. 107199, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>

LI, B. *et al.* Dynamic characteristics of microplastics under tidal influence and potential indirect monitoring methods. **Science of The Total Environment**, v. 869, p. 161869, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161869>

LI, Kun *et al.* Tire wear particles in different water environments: occurrence, behavior, and biological effects—a review and perspectives. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 39, p. 90574-90594, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28899-7>

LIMA, A. R. A. *et al.* Changes in the composition of ichthyoplankton assemblage and plastic debris in mangrove creeks relative to moon phases. **Journal of Fish biology**, v. 89, n. 1, p. 619-640, 2016. <https://doi.org/10.1111/jfb.12838>

LI, Ruilong *et al.* Mangrove leaves: an undeniably important sink of MPs from tidal water and air. **Journal of Hazardous Materials**, v. 426, p. 128138, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128138>

LI, Siqiong *et al.* How the Yangtze River transports microplastic to the east China sea. **Chemosphere**, v. 307, p. 136112, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136112>

LINDEQUE, Penelope K. *et al.* Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114721, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114721>

LIU, X. *et al.* Ecological interception effect of mangroves on microplastics. **Journal of Hazardous Materials**, v. 423, p. 127231, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127231>

LÓPEZ, A. G. *et al.* Estuaries as filters for riverine microplastics: Simulations in a large, coastal-plain estuary. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, p. 715924, 2021. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.715924>

LU, Hsuan-Cheng *et al.* A systematic review of freshwater microplastics in water and sediments: recommendations for harmonisation to enhance future study comparisons. **Science of the Total Environment**, v. 781, p. 146693, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146693>

HARRIS, Peter T. The fate of microplastic in marine sedimentary environments: a review and synthesis. **Marine Pollution Bulletin**, v. 158, p. 111398, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111398>

MALLI, A. *et al.* Transport mechanisms and fate of microplastics in estuarine compartments: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 177, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113553>. Acesso em: 20 out. 2023.

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. eaaz5803, 2021. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>

MOLISANI, Mauricio Mussi; CRUZ, André Luiz Viana; MAIA, Luís Parente. Estimativa da descarga fluvial para os estuários do Estado do Ceará, Brasil. **Arquivo de Ciências do Mar**, v. 39, p. 53-60, 2006. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/53938/1/2006_art_mmmolisani.pdf. Acesso em: 20 out. 2023.

MONTEIRO, Raqueline *et al.* GLOVE: the global plastic ingestion initiative for a cleaner world. **Marine Pollution Bulletin**, v. 185, p. 114244, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114244>

MUNNO, Keenan *et al.* Patterns of microparticles in blank samples: A study to inform best practices for microplastic analysis. **Chemosphere**, v. 333, p. 138883, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138883>

NOLASCO, Maria E. *et al.* Morphology, Chemical Characterization and Sources of Microplastics in a Coastal City in the Equatorial Zone with Diverse Anthropogenic Activities (Fortaleza city, Brazil). **Journal of Polymers and the Environment**, v. 30, n. 7, p. 2862-2874, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10924-022-02405-5>

OLIVATTO, Glaucia P. *et al.* Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 139, p. 157-162, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.042>

OO, Phyo Zaw *et al.* Horizontal variation of microplastics with tidal fluctuation in the Chao Phraya River Estuary, Thailand. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, p. 112933, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112933>

OSMAN, Ahmed I. *et al.* Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 21, n. 4, p. 2129-2169, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01593-3>

PAGE, Thomas Surlan *et al.* Toxicity of tyre wear particle leachates to marine phytoplankton. **Aquatic Toxicology**, v. 252, p. 106299, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2022.106299>

PAN, Zhong *et al.* Microplastics in the Northwestern Pacific: Abundance, distribution, and characteristics. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 1913-1922, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.244>

PARKER, Brittney W. *et al.* Microplastic and tire wear particle occurrence in fishes from an urban estuary: Influence of feeding characteristics on exposure risk. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, p. 111539, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111539>

- PEDROTTI, M. L. *et al.* Pollution by anthropogenic microfibers in North-West Mediterranean Sea and efficiency of microfiber removal by a wastewater treatment plant. **Science of the Total Environment**, v. 758, p. 144195, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144195>
- PEREIRA, S. P. *et al.* Modeling of coastal water contamination in Fortaleza (Northeastern Brazil). **Water Science and Technology**, v. 72, n. 6, p. 928–936, 2015. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.292>
- PETERS, Colleen A. *et al.* Foraging preferences influence microplastic ingestion by six marine fish species from the Texas Gulf Coast. **Marine pollution bulletin**, v. 124, n. 1, p. 82-88, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.080>
- PLASTICSEUROPE. **Plastics - the facts 2014**. 2014. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2014/>. Acesso em: 20 out. 2023.
- PLASTICSEUROPE. **Plastics - the facts 2022**. 2022. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/>. Acesso em: 20 out. 2023.
- PRATA, Joana C. *et al.* Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. **Journal of Hazardous Materials**, v. 403, p. 123660, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123660>
- PRATA, Joana C. *et al.* Microplastics and fibers from three areas under different anthropogenic pressures in Douro river. **Science of The Total Environment**, v. 776, p. 145999, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145999>
- PRAVED, P. Hari *et al.* Evaluation of microplastic pollution and risk assessment in a tropical monsoonal estuary, with special emphasis on contamination in jellyfish. **Environmental Pollution**, p. 123158, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123158>
- QUEIROZ, Arnaldo Fabrício dos Santos *et al.* First assessment of microplastic and artificial microfiber contamination in surface waters of the Amazon Continental Shelf. **Science of the Total Environment**, v. 839, p. 156259, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156259>
- ROSSETTI, Dilce de Fátima. Ambientes costeiros. In: FLOREZANO, T. G. (org.). **Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. Disponível em: https://cesad.ufs.br/ORBI/public/uploadCatalogo/15492216022012Geomofologia_Costeira_6.pdf. Acesso em: 20 dez. 2023.
- SÁ, Bárbara *et al.* Seasonal abundance and distribution patterns of microplastics in the Lis River, Portugal. **Sustainability**, v. 14, n. 4, p. 2255, 2022. <https://doi.org/10.3390/su14042255>
- SABADIA, José Antônio Beltrão *et al.* A Problemática da Destinação Final de Resíduos Sólidos Urbanos: O Aterro do Jangurussu e os Recursos Hídricos Subterrâneos da Cidade de Fortaleza–Ceará. **Águas Subterrâneas**, 2000. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23774>. Acesso em: 11 dez. 2023.

SADRI, Saeed S.; THOMPSON, Richard C. On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. **Marine pollution bulletin**, v. 81, n. 1, p. 55-60, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.020>

SATHICQ, Maria Belen *et al.* PET particles raise microbiological concerns for human health while tyre wear microplastic particles potentially affect ecosystem services in waters. **Journal of Hazardous Materials**, v. 429, p. 128397, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128397>

SEMACE. **Parque Ecológico do Rio Cocó**. 2010. Disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/2010/12/08/paque-ecologico-do-rio-coco/>. Acesso em: 15 jul. 2023.

SHI, Honghua *et al.* Source-sink process of microplastics in watershed-estuary-offshore system. **Journal of Cleaner Production**, v. 338, p. 130612, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130612>

SIDDIQUE, Mohammad Abdul Momin *et al.* Does the mouth size influence microplastic ingestion in fishes?. **Marine Pollution Bulletin**, v. 198, p. 115861, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115861>

SIDDIQUI, S. *et al.* Internalization, reduced growth, and behavioral effects following exposure to micro and nano tire particles in two estuarine indicator species. **Chemosphere**, v. 296, p. 133934, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133934>

SIEBER, Ramona; KAWECKI, Delphine; NOWACK, Bernd. Dynamic probabilistic material flow analysis of rubber release from tires into the environment. **Environmental Pollution**, v. 258, p. 113573, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113573>

SILVA, Cristina P.; MARTI, Clelia L.; IMBERGER, Jörg. Horizontal transport, mixing and retention in a large, shallow estuary: Río de la Plata. **Environmental Fluid Mechanics**, v. 14, p. 1173-1197, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10652-013-9330-3>

SIMON-SÁNCHEZ, Laura *et al.* River Deltas as hotspots of microplastic accumulation: The case study of the Ebro River (NW Mediterranean). **Science of the total environment**, v. 687, p. 1186-1196, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.168>

SNIS. **Painel Saneamento Brasil**: Município Fortaleza. 2021. Disponível em: <https://www.painelsaneamento.org.br/localidade?id=230440>. Acesso em: 11 dez. 2023.

SOBHANI, Zahra *et al.* Microplastics generated when opening plastic packaging. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 4841, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61146-4>

SONG, Young Kyoung *et al.* Occurrence and distribution of microplastics in the sea surface microlayer in Jinhae Bay, South Korea. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 69, p. 279-287, 2015. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0209-9>

SORASAN, Carmen *et al.* Ageing and fragmentation of marine microplastics. **Science of The Total Environment**, v. 827, p. 154438, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154438>

STEAD, J. L. *et al.* Identification of tidal trapping of microplastics in a temperate salt marsh system using sea surface microlayer sampling. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70306-5>

SUKHSANGCHAN, Roochira *et al.* Suspended microplastics during a tidal cycle in sea-surface waters around Chao Phraya River mouth, Thailand. **ScienceAsia**, v. 46, n. 6, p. 724, 2020. <https://www.thaiscience.info/Journals/Article/SCAS/10992774.pdf>

TAN, Fei *et al.* Microplastic pollution around remote uninhabited coral reefs of Nansha Islands, South China Sea. **Science of the Total Environment**, v. 725, p. 138383, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138383>

TANG, Kuok Ho Daniel. Interactions of microplastics with persistent organic pollutants and the ecotoxicological effects: a review. **Tropical Aquatic and Soil Pollution**, v. 1, n. 1, p. 24-34, 2021. <https://doi.org/10.53623/tasp.v1i1.11>

THEOCEANCLEANUP. **River plastic emissions to the world's ocean**. 2024. Disponível em: <https://theoceancleanup.com/sources/>. Acesso em 10 jun. 2024.

THOMPSON, R. C. *et al.* Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Brevia**, v. 304, p. 838, 2004. Disponível em: <https://www.science.org/doi/full/10.1126/science.1094559>. Acesso em: 20 out. 2023.

UGWU, K.; HERRERA, A.; GÓMEZ, M. Microplastics in marine biota: A review. **Marine pollution bulletin**, v. 169, p. 112540, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112540>

VIBHATABANDHU, Pathompong; SRITHONGOUTHAI, Sarawut. Influence of seasonal variations on the distribution characteristics of microplastics in the surface water of the Inner Gulf of Thailand. **Marine Pollution Bulletin**, v. 180, p. 113747, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113747>

WAGNER, Stephan *et al.* Tire wear particles in the aquatic environment-a review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. **Water research**, v. 139, p. 83-100, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.051>

WANG, Tao *et al.* Accumulation, transformation and transport of microplastics in estuarine fronts. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 3, n. 11, p. 795-805, 2022. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00349-x>

WANG, Tao *et al.* Distribution characteristics of microplastics and corresponding feeding habits of the dominant shrimps in the rivers of Chongming Island. **Science of The Total Environment**, v. 888, p. 164041, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164041>

WATKINS, Lisa; SULLIVAN, Patrick J.; WALTER, M. Todd. What you net depends on if you grab: a meta-analysis of sampling Method's impact on measured aquatic microplastic concentration. **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 19, p. 12930-12942, 2021. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03019>

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**, p. 106005, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106005>

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. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

WOODWARD, Jamie *et al.* Acute riverine microplastic contamination due to avoidable releases of untreated wastewater. **Nature Sustainability**, v. 4, n. 9, p. 793-802, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00718-2>

WONG, Graham; LÖWEMARK, Ludvig; KUNZ, Alexander. Microplastic pollution of the Tamsui River and its tributaries in northern Taiwan: spatial heterogeneity and correlation with precipitation. **Environmental Pollution**, v. 260, p. 113935, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113935>

WU, Y. *et al.* Vertical distribution and river-sea transport of microplastics with tidal fluctuation in a subtropical estuary, China. **Science of the Total Environment**, v. 822, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153603>. Acesso em: 20 out. 2023.

XIONG, Xiong *et al.* Occurrence and fate of microplastic debris in middle and lower reaches of the Yangtze River—from inland to the sea. **Science of the Total Environment**, v. 659, p. 66-73, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.313>

XU, Chenye *et al.* Are we underestimating the sources of microplastic pollution in terrestrial environment?. **Journal of Hazardous Materials**, v. 400, p. 123228, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123228>

YIN, Xiaowei *et al.* Accumulation of microplastics in fish guts and gills from a large natural lake: Selective or non-selective?. **Environmental Pollution**, v. 309, p. 119785, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119785>

ZHANG, Jiayu *et al.* Microplastics in the surface water of small-scale estuaries in Shanghai. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, p. 110569, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110569>

ZHENG, Yifan *et al.* Comparative study of three sampling methods for microplastics analysis in seawater. **Science of The Total Environment**, v. 765, p. 144495, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144495>

ZHANG, P. *et al.* Microplastics Dynamics in the Bathing Seawater Affected by the Ebb Tide in Zhanjiang Bay, China. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 10, n. 12, p. 1947, 2022. <https://doi.org/10.3390/jmse10121947>

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. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19745-3>

ZIAJAHROMI, Shima *et al.* Microplastic pollution in a stormwater floating treatment wetland: Detection of tyre particles in sediment. **Science of the Total Environment**, v. 713, p. 136356, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136356>

APÊNDICE A – ABUNDÂNCIA DE MICROPLÁSTICOS NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DO ESTUÁRIO DO RIO COCÓ (FORTALEZA – CE), AO LONGO DE UM CICLO DE MARÉ DIÁRIO DURANTE AS ESTAÇÕES CHUVOSA E SECA

Estação chuvosa (30/05/2022)							
Amostra	Horário da coleta	Estado da maré	Salinidade Média	Nº de rotações do fluxômetro	Volume filtrado (m³)	Número de itens	Abundância (itens/m³)
6 am	06:25	vazante	28,67	2974	31,53	745	23,6
8 am	08:20	vazante	0,75	2192	23,24	321	13,8
10 am	10:44	vazante	0,41	2331	24,72	271	11,0
1 pm	13:20	enchente	0,42	2886	30,60	524	17,1
3 pm	15:20	enchente	0,62	1617	17,14	558	32,5
5 pm	17:24	enchente	33,76	1186	12,58	368	29,3
Total					139,81	2.787	
Média ± Desvio padrão					23,30 ± 7,43	465 ± 178	21,2 ± 8,7
Estação seca (25/10/2022)							
Amostra	Horário da coleta	Estado da maré	Salinidade Média	Nº de rotações do fluxômetro	Volume filtrado (m³)	Número de itens	Abundância (itens/m³)
6 am	06:25	vazante	36,71	2755	29,21	630	21,6
8 am	08:32	vazante	35,59	1838	19,49	241	12,4
10 am	10:25	vazante	30,84	1328	14,08	180	12,8
1 pm	13:49	enchente	27,77	1982	21,01	374	17,8
3 pm	15:39	enchente	37,09	1425	15,11	497	32,9
5 pm	17:31	enchente	37,11	1410	14,95	598	40,0
Total					113,85	2.520	
Média ± Desvio padrão					18,98 ± 5,73	490 ± 112	22,9 ± 11,3