



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

TEÓFILO YAN CLEMENTE CARNEIRO

**OCORRÊNCIA E CARACTERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NO PERÍODO DE
ESTIAGEM NA FOZ DO RIO COCÓ (FORTALEZA - CE)**

FORTALEZA

2024

TEÓFILO YAN CLEMENTE CARNEIRO

OCORRÊNCIA E CARACTERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NO PERÍODO DE
ESTIAGEM NA FOZ DO RIO COCÓ (FORTALEZA - CE)

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Ciências Ambientais do Instituto de Ciências do Mar, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do grau de Bacharel em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Michael Barbosa Viana.

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C291o Carneiro, Teófilo Yan Clemente.

Ocorrência e caracterização de microplásticos no período de estiagem na foz do rio Cocó (Fortaleza - CE) / Teófilo Yan Clemente Carneiro. – 2024.
47 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Curso de Ciências Ambientais, Fortaleza, 2024.
Orientação: Prof. Dr. Michael Barbosa Viana.

1. Poluição marinha. 2. Microplástico. 3. Estuário. 4. Rio Cocó. 5. Polímeros. I. Título.

CDD 333.7

TEÓFILO YAN CLEMENTE CARNEIRO

OCORRÊNCIA E CARACTERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NO PERÍODO DE
ESTIAGEM NA FOZ DO RIO COCÓ (FORTALEZA - CE)

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Ciências Ambientais do Instituto de Ciências do Mar, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do grau de Bacharel em Ciências Ambientais.

Aprovado em 12/12/2024

BANCA EXAMINADORA

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

Profa. Dra. Aliny Abreu de Sousa Monteiro
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Victória Maria Carneiro dos Santos
Mestranda em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA/UFC)

A Deus.

E a minha mãe, Maria Nerivane, e minha
madrinha, Antônia Neire, por sempre
acreditarem em mim.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de dedicar essas palavras para agradecer a todos que me ajudaram a realizar esse trabalho, ou que passaram e estiveram presentes comigo nesses anos da graduação. Antes de tudo, peço desculpas se houver esquecido de alguém, saibam que serei eternamente grato por tudo de bom que me foi feito.

Agradeço a minha mãe, Maria Nerivane, por ter me criado e educado até me tornar o homem que sou hoje, por todos os sermões e abraços, por todos os momentos felizes e tristes. Espero que esteja muito feliz com o resultado que isso levou e que um dia eu possa retribuir tudo que já fez por mim.

Agradeço a minha madrinha, Antônia Neire, por ter sido minha segunda mãe, você foi meu pilar durante minha formação acadêmica. Sem sua ajuda, meu caminho teria sido muito mais difícil, também espero um dia poder demonstrar minha gratidão.

Agradeço a minha avó Juraniza, minha tia Mariana, minha afilhada Ohana e demais familiares que me ajudaram de alguma forma a construir meu caráter como pessoa. Obrigado por ter vocês como minha família.

Agradeço a orientação do Prof. Michael Barbosa Viana, obrigado pelos conselhos, pela paciência e pela oportunidade de ser seu orientando, seu conhecimento e rigor foi necessário para que eu pudesse extrair o melhor cientista de mim.

Agradeço a banca examinadora, composta por Profa. Aliny Abreu de Sousa Monteiro e Victória Maria Carneiro dos Santos, pelas contribuições e sugestões para melhorar este trabalho e pelo tempo e atenção durante a defesa do mesmo.

Agradeço ao Laboratório de Efluentes e Tratamento de Água (EQUAL), pela realização das coletas, das análises laboratoriais e processamentos das amostras, e seus integrantes: Ravena, por ter me ajudado com as pequenas dúvidas, a como melhorar minha escrita e a interpretar os dados; ao Francisco, pela ajuda e conselhos na metodologia e escrita; e aos demais integrantes e ex-integrantes que estiveram presentes durante o meu período como voluntário: Chrystian, Mateus, Gabriel, Lara e demais.

Agradeço ao Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha, antigo Laboratório de Plâncton, por ter cedido espaço e equipamento para realizar as análises em microscópio e também pelos conhecimentos em microplásticos e poluição marinha passados durante meu período como bolsista de iniciação científica. Gostaria de agradecer aos meus antigos colegas de IC: Emmanuelle, Lúcio; e em especial Orlando e Daniel, sua amizade foi uma boa surpresa inesperada no fim de minha graduação.

Agradeço ao Laboratório de Zoobentos, por ter disponibilizado equipamento para análise estereomicroscópica e caracterização microplástica.

Agradeço ao Laboratório de Espectroscopia Vibracional (LEVM), pelo tempo e operação do equipamento para realização da análise polimérica dos microplásticos.

Agradeço aos meus colegas de turma, principalmente a Wanda, Vitória Régia e Thaian, os que mais fizeram trabalho em grupo junto comigo. Espero que nossa amizade sobreviva para além da vida acadêmica.

Agradeço a JPI Oceans International Consortium e a Fundação Cearense de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) pelo apoio e financiamento do 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), cujo um dos frutos é o presente trabalho.

Agradeço a Secretaria do Meio Ambiente (SEMA) pela autorização de pesquisa nº 18/2021, processo nº 09721582/2021, que possibilitou a realização das amostragens no estuário do rio Cocó.

RESUMO

Os microplásticos (MPs) são partículas com tamanho entre 1 µm e 5 mm que podem ser encontradas em diferentes compartimentos ambientais. No ambiente aquático, os MPs podem ser ingeridos por organismos pequenos, como o plâncton, o que leva à obstrução do sistema gastrointestinal desses animais ou à bioacumulação e biomagnificação na teia trófica dos possíveis poluentes aderidos nos MPs, a exemplo de poluentes orgânicos persistentes (POPs) e metais pesados. MPs costumam vir da má gestão de resíduos sólidos e de efluentes, o que junto com sua capacidade de dispersão, impacta os cursos de água doce e os mares que estes deságuam. Sendo os estuários o ponto de encontro das águas doce do rio e salgada do mar, o que faz deles locais propícios para a presença de microplásticos. Com isso, o objetivo deste estudo é avaliar a ocorrência de microplásticos nas águas superficiais da foz do rio Cocó, Fortaleza, Ceará, no período seco, por meio da determinação da abundância, forma, cor, tamanho e composição polimérica dos MPs. A coleta das amostras foi feita em triplicata, em outubro de 2021, em um ponto localizado na foz do Cocó, utilizando uma rede de plâncton com malha de 120 µm. Durante os arrastos, a rede foi disposta na lateral do barco, com boias e fluxômetro acoplados. O material retido no copo coletor foi lavado, transferido para potes de vidro e levado para laboratório onde ficou armazenado a -20 °C. Em laboratório, as amostras passaram pelas etapas de peneiramento em malhas de 5 mm e 63 µm, digestão da matéria orgânica com KOH 10%, separação por densidade com solução concentrada de ZnCl₂ (d = 1,6 g/cm³) e filtração em filtro de fibra de vidro (0,7 µm). Os filtros foram analisados em estereomicroscópio e determinadas a quantidade, formas, cores e tamanhos dos MPs. A análise polimérica foi feita em espectroscopia Raman. Foram encontrados 334 MPs suspeitos e a abundância média foi de $1,87 \pm 0,54$ partículas/m³. As formas encontradas foram fibras (75,4%), fragmentos (20,7%), filmes (2,1%) e borrachas (1,8%). As cores observadas foram transparente (70,7%), branco (9,3%), azul (5,4%), verde (5,1%), preto (4,2%) e vermelho (3,0%). Com relação ao tamanho, a maioria media entre 0,5 a 2,0 mm (62,7%). Os polímeros detectados pela análise Raman foram: polipropileno (45,5%), politereftalato de etileno (18,2%) e polietileno (18,2%). Ao comparar os resultados com estudos anteriores, observou-se uma tendência do estuário do Cocó de reter MPs ao invés de exportá-los no período de estiagem. Também foi possível traçar um perfil inicial da caracterização geral e polimérica dos MPs na foz do Cocó.

Palavras-chave: poluição marinha; microplástico; estuário; rio Cocó; polímeros.

ABSTRACT

The microplastics (MPs) are particles between 1 μm to 5 mm which can be found in different environmental compartments. In the aquatic environment, MPs can be ingested by small organisms, such as plankton; which leads to the gastrointestinal system obstruction of these animals or the bioaccumulation and biomagnification in the trophic web of the possible MPs attached pollutants, for example persistent organic pollutants (POPs) and heavy metals. MPs usually come from bad solid waste management and from effluents, which paired with their dispersion capacity, impacts the fresh water courses and the seas they flow into. Estuaries being the meeting point of fresh river water and salty sea water, which makes them suitable locations for microplastic presence. Therefore, the objective of this study is to evaluate the occurrence of microplastics in the superficial waters of the Cocó river mouth, Fortaleza, Ceará, in the dry season, through the determination of MPs abundance, form, color, size and polymer composition. The sampling was done in triplicate, in October 2021, on a spot located at the Cocó river mouth, using a plankton net with a 120 μm mesh. During the trawls, the net was placed at the side of the boat, with buoys and a flow meter attached. The retained material inside the collection cup was washed, transferred to glass pots and taken to laboratory where it was stored at $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$. In the laboratory, samples went through the stages of sieving in 5 mm and 63 μm meshes, organic matter digestion with KOH 10%, density separation with a ZnCl_2 concentrated solution ($d = 1.6\text{ g/cm}^3$) and filtering in glass fiber filter (0.7 μm). The filters were analyzed under stereomicroscope and the quantity, forms, colors and sizes of the MPs were determined. The polymer analysis was done using Raman spectroscopy. 334 suspected MPs were found and the average abundance was 1.87 ± 0.54 particles/ m^3 . The forms found were fibers (75.4%), fragments (20.7%), films (2.1%) and rubbers (1.8%). The colors observed were transparent (70.7%), white (9.3%), blue (5.4%), green (5.1%), black (4.2%) and red (3.0%). Regarding the size, the majority measured between 0.5 to 2.0 mm (62.7%). The polymers detected by the Raman analysis were: polypropylene (45.5%), polyethylene terephthalate (18.2%) and polyethylene (18.2%). When comparing the results with previous studies, it was observed a tendency from the Cocó estuary to retain MPs instead of exporting them in the drought season. It was also possible to trace an initial profile of the MPs general and polymer characterization in the Cocó river mouth.

Keywords: marine pollution; microplastic; estuary; Cocó river; polymers.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa do ponto de coleta das amostras de água para análise de microplásticos, no estuário do rio Cocó, Fortaleza, Ceará.....	16
Figura 2 – Área do ponto de coleta de microplásticos no estuário do rio Cocó, Fortaleza, CE (A) e amostragem de águas superficiais com rede de plâncton no estuário do rio Cocó, Fortaleza, CE (B).....	17
Figura 3 – Frascos contendo amostras da coleta do rio Cocó, Fortaleza, Ceará (A); amostras após terem passado pelo processo de digestão em estufa (B); funis de separação contendo as amostras da coleta (C); e identificação visual de microplásticos em estereomicroscópio (D).	19
Figura 4 – Gráfico da quantidade relativa de microplásticos classificados pela forma em cada réplica e sua média, no estuário do rio Cocó, Fortaleza.....	28
Figura 5 – Formas dos microplásticos observados em estereomicroscópio encontrados no estuário do rio Cocó, Fortaleza: fibra (A); fragmento (B); filme (C) e borracha (D).....	28
Figura 6 – Gráfico da quantidade relativa de microplásticos classificados pela cor em cada réplica e sua média, no estuário do rio Cocó, Fortaleza.....	30
Figura 7 – Cores dos microplásticos observados em estereomicroscópio encontrados no estuário do rio Cocó, Fortaleza: transparente (A); branco (B); azul (C); verde (D); preto (E) e vermelho (F).....	30
Figura 8 – Histograma da quantidade total de microplásticos classificados pelo tamanho, no estuário do rio Cocó, Fortaleza.....	32
Figura 9 – Histograma da quantidade de microplásticos classificados pelo tamanho em cada réplica, no estuário do rio Cocó, Fortaleza.....	32
Figura 10 – Gráfico da porcentagem dos polímeros e outras substâncias identificados nas amostras do estuário do rio Cocó.....	34
Figura 11 – Espectro Raman das partículas selecionadas para análise espectroscópica: (a) polipropileno; (b) politereftalato de etileno; (c) polietileno; e (d) ftalocianina de cobre.....	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Perfil vertical de salinidade e temperatura da coleta no estuário do Cocó.....	22
Tabela 2 – Abundância microplástica das réplicas de amostra de água superficial de um ponto do estuário do rio Cocó e sua média total.....	23
Tabela 3 – Comparação da abundância média de microplásticos no estuário do rio Cocó com outros estudos semelhantes.....	24
Tabela 4 – Comparação da porcentagem de microplásticos quanto à forma, cor e tamanho no estuário do rio Cocó com outros estudos semelhantes.....	27
Tabela 5 – Comparação da porcentagem dos polímeros de microplásticos e outras substâncias no estuário do rio Cocó com outros estudos semelhantes.....	37

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	15
2.1 Área de estudo.....	15
2.2 Amostragem.....	15
2.3 Análises laboratoriais.....	17
2.4 Análise polimérica.....	19
2.5 Análise de dados.....	20
2.6 Controle de contaminação.....	20
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	22
3.1 Dados físico-químicos.....	22
3.2 Abundância de microplásticos.....	22
3.3 Características dos microplásticos.....	26
3.3.1 Forma.....	27
3.3.2 Cor.....	29
3.3.3 Tamanho.....	31
3.4 Identificação de polímero.....	33
4 CONCLUSÕES.....	39
REFERÊNCIAS.....	40

1 INTRODUÇÃO

Os plásticos são polímeros sintetizados, em sua maioria, a partir de petróleo e gás natural, e desde a sua descoberta, em 1907, tem revolucionado a economia devido à sua facilidade de fabricação, manuseio, baixo preço e versatilidade (MEDEIROS; SCABIN, 2023; MICHAELI et al., 2020). Porém, eles se tornam um problema ao não ser dada uma destinação final adequada ao se tornarem resíduos, pois demoram décadas para serem degradados (STIFTUNG, 2020). Anualmente, vaza para os oceanos um volume plástico de aproximadamente 10 milhões de toneladas (WWF, 2019). A grande quantidade de resíduos plásticos no ambiente marinho é explicada pelo rápido descarte, já que aproximadamente dois terços desses resíduos são de uso único ou com vida útil inferior a cinco anos (GALVÃO; MAGALHÃES, 2023).

A poluição plástica atinge os ecossistemas e a biodiversidade de forma desestabilizadora e nociva, até mesmo em escalas microscópicas (BOTTERELL et al., 2019; DE SÁ et al., 2018; GALLOWAY et al., 2017). Os resíduos plásticos costumam ser classificados de acordo com seu tamanho em: macroplásticos ($> 2,5$ cm), mesoplásticos (entre 5 mm - 2,5 cm), microplásticos (entre 1 μ m - 5 mm) e nanoplásticos (< 1 μ m) (ANDRADY, 2017; FOK et al., 2020; ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009). Os microplásticos (MPs) têm sido muito estudados nos últimos anos devido à sua capacidade em adsorver e transportar poluentes, como metais pesados, poluentes orgânicos persistentes e demais compostos hidrofóbicos; e por sua ingestão por organismos pequenos como o zooplâncton, que os confundem com alimento (BOTTERELL et al., 2019; LIU, 2020). A ingestão dessas partículas pelo zooplâncton pode ocasionar a obstrução do sistema gastrointestinal desses animais, podendo-os levar a óbito (BOTTERELL et al., 20219). Além disso, os poluentes que estiverem adsorvidos aos MPs podem ser liberados nos sistemas dos organismos que os ingeriram e bioacumular, causando danos à saúde destes, ou biomagnificar, afetando toda a teia trófica (BOTTERELL et al., 2019; LIU, 2020).

Os MPs podem ser classificados como primários e secundários (COLE et al., 2011). Os microplásticos primários são aqueles que são assim desde de seu processo de fabricação, como glitter e microbeads (POMPÊO; RANI-BORGES; PAIVA, 2022). Já os microplásticos secundários tiveram que passar por um processo de quebra de plásticos maiores para chegar à escala micro, geralmente acarretado por exposição à radiação solar, ação mecânica e intemperismos (POMPÊO; RANI-BORGES; PAIVA, 2022).

Devido sua leveza e pequeno tamanho, os microplásticos são materiais de alta dispersão e estão presentes nos mais diferentes compartimentos ambientais, dentre águas superficiais (CAMINS et al., 2020), sedimentos marinhos e aquáticos (PENG et al., 2016; SILVA, 2023) e organismos vivos (OLIVA-HERNÁNDEZ et al., 2021). Os impactos dos microplásticos já foram registrados nos mais diversos tipos de ecossistemas aquáticos: lagos (BELONTZ et al., 2024), rios (HARIBOWO et al., 2024), praias (ABDELKADER et al., 2023), oceanos (MIYAZONO et al., 2021) e estuários (LI et al., 2022; OO et al., 2021; WANG et al., 2023; ZAKI et al., 2021).

Os estuários são corpos d'água que correspondem quando um rio deságua no mar, misturando as águas doces e salgadas, e criando um ecossistema único e adaptado às condições de oscilação da maré e variação da salinidade, como os manguezais em clima tropical e os marismas nas regiões temperadas (CASTRO; HUBER, 2023). Os estuários podem receber diferentes fontes poluidoras de microplásticos (LEE et al., 2024). A natureza e a intensidade dos impactos dessa poluição vão variar com os padrões e gestão do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica em que o estuário se encontra (LEE et al., 2024). As principais fontes poluidoras costumam ser: despejo de efluentes domésticos e industriais; escoamento de resíduos sólidos provenientes de descarte e destinação final inadequados; aterros sanitários; atividades de pesca; entre outros (GONZALEZ-SALDIAS et al., 2024; LEE et al., 2024; ZHOU et al., 2024).

O estuário do rio Cocó, em Fortaleza, Ceará, embora estando dentro de uma unidade de conservação (UC) de proteção integral (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO CEARÁ, 2020), é bastante afetado pelas fontes de MPs citadas anteriormente (FERNANDES SOBRINHO, 2008). O que é potencializado pela urbanização no entorno da UC e pela alta densidade populacional, proveniente da cidade de Fortaleza, sendo a 4ª capital brasileira mais populosa (IBGE, 2022) e tendo 65% de sua área drenada pela bacia hidrográfica do rio Cocó (SEUMA, 2015).

Outros fatores podem contribuir para a abundância de MPs no Cocó, como sua hidrodinâmica e vegetação ciliar (LIU et al., 2022; TRAMOY et al., 2020). O Cocó é um estuário de baixo fluxo do semiárido brasileiro, ou seja sua vazão e volume de água são baixos, principalmente no período seco, com isso, acaba sendo mais influenciado pela dinâmica de marés (FREITAS, 2013). Além disso, a presença do manguezal pode contribuir para a maior concentração de MPs nas áreas estuarinas, pois da mesma forma que o mangue retém sedimentos, também pode acabar retendo MPs (CASTRO; HUBER, 2023; LIU et al., 2022).

Com isso, devido às fontes poluidoras e características estuarinas, é imprescindível a necessidade de conhecer a dinâmica e comportamento da poluição microplástica no estuário do Cocó. Visto que este é um ambiente que recebe o aporte microplástico proveniente da descarga fluvial, e possui potencial para exportar os MPs para o oceano ou retê-los, a depender da influência do mangue e da maré.

Assim, este estudo busca avaliar a ocorrência de microplásticos nas águas superficiais da foz do rio Cocó, Fortaleza, Ceará, no período seco, por meio da determinação da abundância, forma, cor, tamanho e composição polimérica dos MPs.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

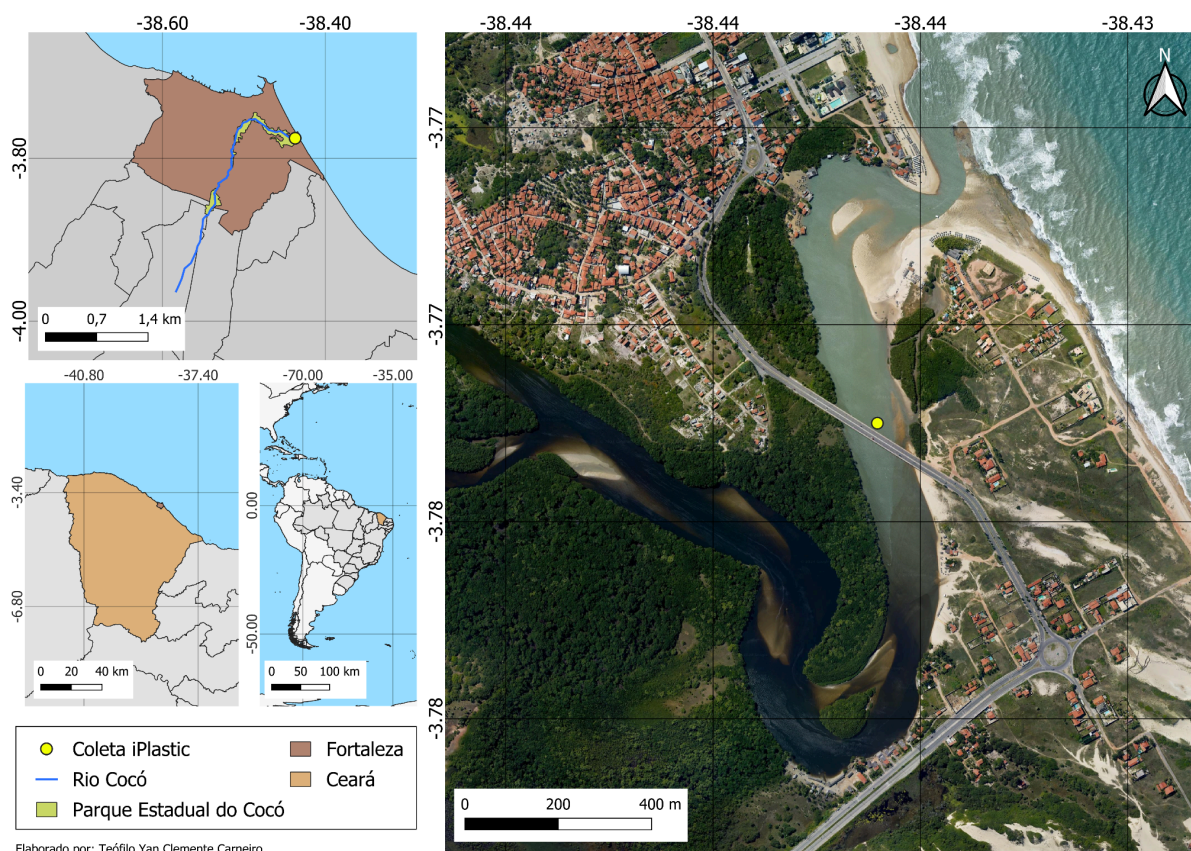
O estuário do rio Cocó localiza-se no município de Fortaleza, e faz parte da unidade de conservação de proteção integral Parque Estadual do Cocó, criado através do Decreto Estadual Nº 32.248 de 7 de junho de 2017, e engloba 1.571,29 ha (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO CEARÁ, 2020). O rio Cocó, por sua vez, nasce na Serra da Aratanha, Ceará, possui uma bacia hidrográfica com área de aproximadamente 485 km² e conta com 45 km de comprimento do rio principal (CARDOSO, 2009; SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO CEARÁ, 2020). Durante todo seu trajeto, o rio Cocó percorre os municípios de Pacatuba, Maracanaú e Fortaleza, onde deságua no Oceano Atlântico, entre as praias da Sabaguaba e Caça e Pesca (FREITAS, 2013).

O clima da região é caracterizado como tropical quente sub-úmido, com pluviosidade média anual de 1.338 mm e temperatura média anual entre 26°C e 28°C (IPECE, 2017). A estação chuvosa na região corresponde aos meses de fevereiro a maio e a estação seca corresponde aos meses de agosto a novembro (INMET, 2020). Durante o ano de 2020, a região apresentou uma precipitação acumulada de 1.137,9 mm na estação chuvosa, e uma precipitação acumulada de 52,9 mm na estação seca (INMET, 2020). A vazão média de longo período do rio é de 6 e 3 m³/s durante a estação chuvosa e seca, respectivamente (MOLISANI et al., 2006). Com relação a velocidade dos ventos na região da área de estudo, eles são mais fracos (~3 m/s) por volta do mês de março, e ficam mais intensos (~6,5 m/s) por volta de outubro (PEREIRA et al., 2015). A maré é caracterizada por um regime semidiurno e possui amplitude de 2 a 4 m (mesomaré) no litoral da foz do Cocó (PAULA et al., 2015).

2.2 Amostragem

A coleta das amostras de água do estuário do rio Cocó foi realizada na estação seca, em 19 de outubro de 2021, em um ponto localizado na foz do estuário, determinado pelas seguintes coordenadas geográficas: 3°46'31.08"S e 38°26'12.588"O (Figura 1).

Figura 1 – Mapa do ponto de coleta das amostras de água para análise de microplásticos, no estuário do rio Cocó, Fortaleza, Ceará.



Fonte: elaborada pelo autor.

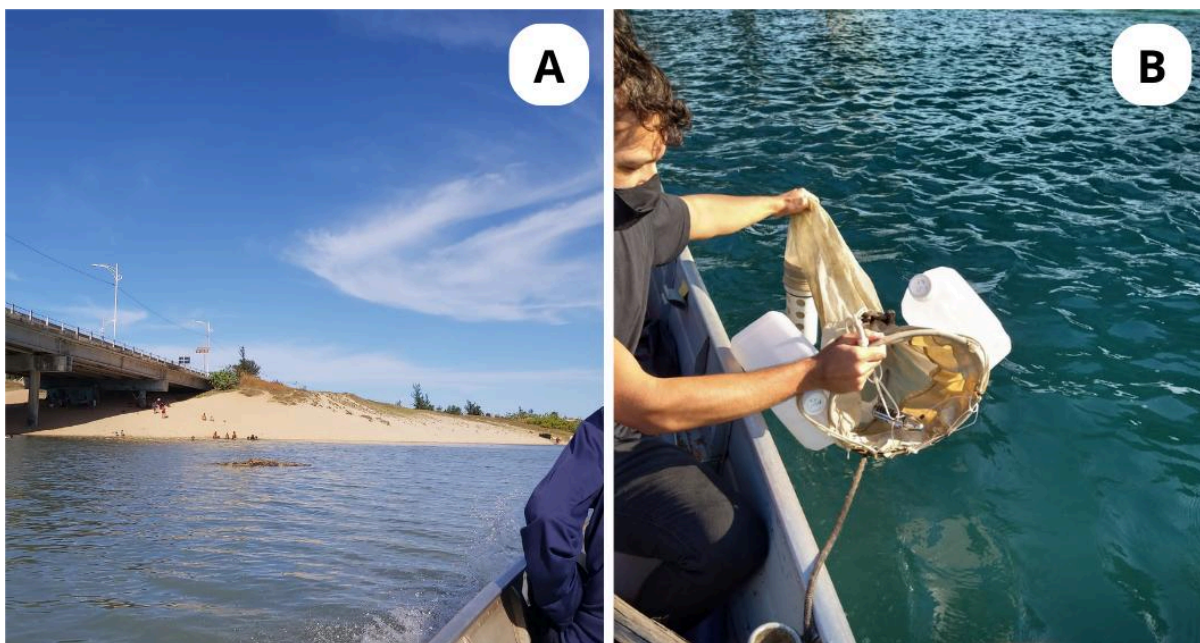
Para a coleta das amostras, foi usado o método de redução do volume *in situ*, que consiste no arrasto horizontal de uma rede de plâncton para a coleta microplástica de águas superficiais (LI et al., 2018). Tal metodologia foi empregada visando a análise de uma maior área e volume amostral (FREE et al., 2014; LI et al., 2018).

Os arrastos foram feitos três vezes seguidas durante a maré enchente de sizígia (lua nova), com duração de três minutos cada, a bordo de um barco motorizado navegando a baixa velocidade (em média 1,14 nós). A rede de plâncton possuía malha de 120 μm , boca com 0,3 m de diâmetro e 1 m de comprimento, estava disposta a um metro de distância da lateral do barco, sendo mantida flutuando para coleta de água superficial e de partículas nos primeiros 15 cm de profundidade da água (Figura 2). Para reduzir a contaminação microplástica, a rede foi previamente lavada em laboratório com água e lavada novamente ao chegar em campo, com água do próprio rio coletada com balde inox e filtrada em peneira de aço inox com porosidade 63 μm . Para evitar contaminação, o copo coletor também foi lavado com água destilada filtrada em filtro de fibra de vidro de poro 0,7 μm .

Para determinar o volume de água filtrado nos arrastos, foi instalado um fluxômetro mecânico (Model, 2030R, General Oceanic) na boca da rede. Após a coleta, a rede foi lavada de fora para dentro com água pré-filtrada do rio por uma peneira de 63 μm de aço inoxidável. O copo coletor também foi lavado com água destilada pré-filtrada em malha de 0,7 μm . Após isso, as amostras foram armazenadas em potes de vidro com tampa, levadas para laboratório e armazenadas a -20°C em geladeira até o momento da análise no Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (Equal), do Instituto de Ciências do Mar (Labomar) da Universidade Federal do Ceará (UFC).

No ponto da coleta foi usada uma sonda *CastAway*-CTD para medir os perfis de profundidade, temperatura e salinidade *in situ* da água do estuário no momento em que as amostras foram coletadas.

Figura 2 – Área do ponto de coleta de microplásticos no estuário do rio Cocó, Fortaleza, CE (A) e amostragem de águas superficiais com rede de plâncton no estuário do rio Cocó, Fortaleza, CE (B).



Fonte: Ravena Santiago

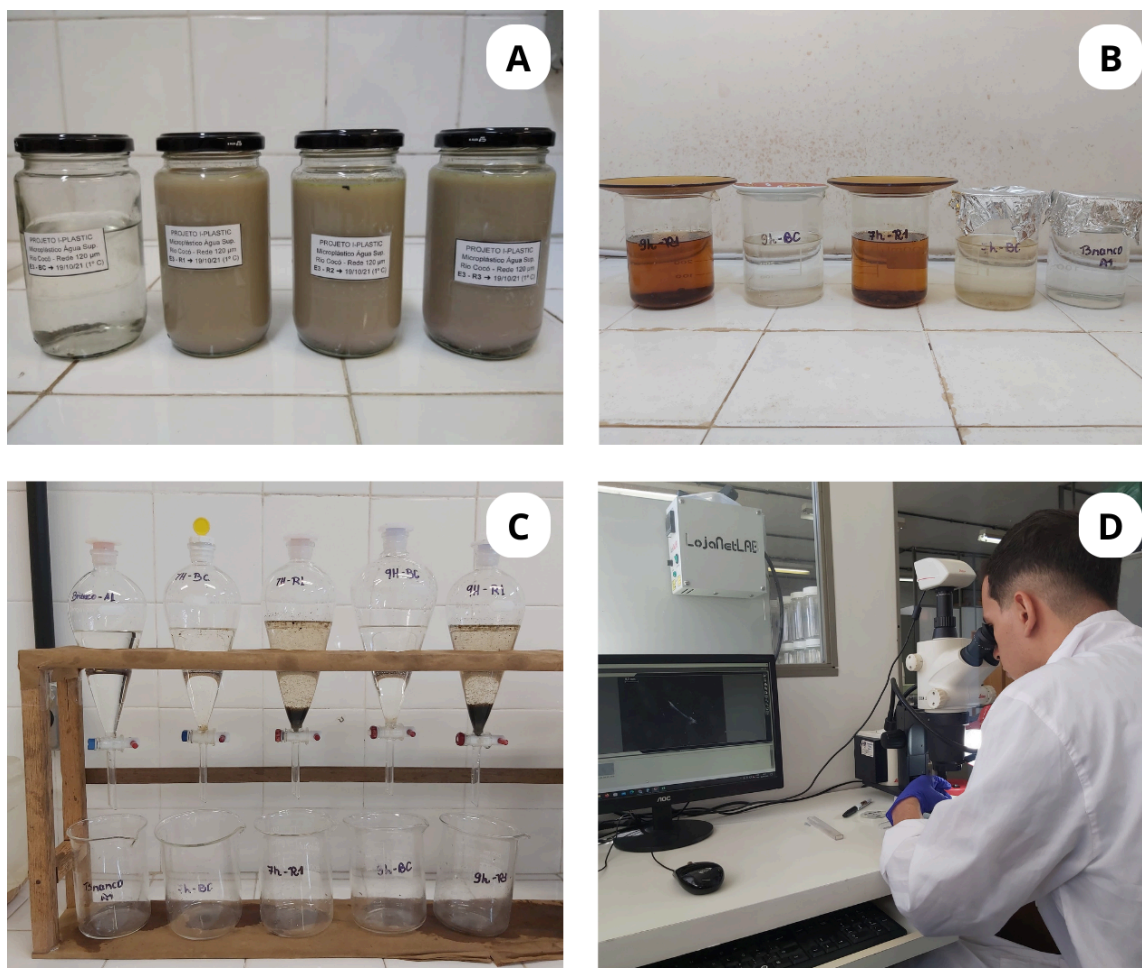
2.3 Análises laboratoriais

Seguindo a metodologia de Gago et al. (2019), as amostras foram previamente descongeladas e depois passadas por duas peneiras de aço inox (5 mm e 63 μm , respectivamente) em série. Partículas maiores que 5 mm que estavam nas amostras foram enxaguadas com água destilada filtrada pelo menos três vezes e depois descartadas, enquanto

que as partículas retidas na peneira de 63 μm foram transferidas para béqueres de 600 mL. Em seguida, foi adicionada uma solução de hidróxido de potássio (KOH) (10% v/v) na proporção de 1:3 (amostra:solução) aos béqueres, que depois foram postos em estufa a 40 °C por 72h, para a digestão da matéria orgânica. Após esse tempo, as amostras foram passadas novamente pela peneira de 63 μm e as partículas retidas foram despejadas em funis de separação com uma solução concentrada de cloreto de zinco (densidade=1,6 g/cm³), em razão de 1:3 (v/v), para que houvesse a separação por densidade das micropartículas plásticas e não plásticas (Figura 3). Ao se passarem 24h, o sobrenadante foi filtrado em filtros de fibra de vidro com porosidade de 0,7 μm , que foram acondicionados em placas de Petri e armazenados em dessecador.

Após isso, foi feita a visualização dos filtros por meio de um estereomicroscópio trinocular (Zeiss - AxioCam ERc 5s) para contagem e caracterização dos MPs quanto às formas, cores e tamanho. As formas foram classificadas em: fibra, fragmento, filme e borracha; as cores em: transparente, branco, azul, verde, preto, vermelho, amarelo, marrom e multicolor; e os tamanhos foram separados em grupos com intervalos de 0,5 mm desde 0,12 mm até 5 mm.

Figura 3 – Frascos contendo amostras da coleta do rio Cocó, Fortaleza, Ceará (A); amostras após terem passado pelo processo de digestão em estufa (B); funis de separação contendo as amostras da coleta (C); e identificação visual de microplásticos em estereomicroscópio (D).



Fonte: Ravena Santiago

2.4 Análise polimérica

A análise para identificação das partículas coletadas nas amostras e qual seu tipo de polímero foi realizada através de espectroscopia Raman. Foi utilizado um espectrômetro Horiba LabRam HR, equipado com um detector de dispositivo de carga acoplada (CCD) e uma rede de difração de 600 sulcos/mm para a obtenção dos espectro Raman das partículas analisadas. Um laser de estado sólido de 785 nm foi usado para excitação.

Foram analisados 28 microplásticos suspeitos (8,38% das partículas identificadas) selecionados de forma aleatória entre as 3 réplicas coletadas. O procedimento consistia em expor o MP suspeito a um laser de onda contínua emitido pelo espectrômetro que, através de espectroscopia vibracional, identificaria o comprimento de onda emitido pela partícula. No

fim, os espectros Raman obtidos de cada partícula foram comparados com espectros registrados previamente na literatura (JIN et al., 2022; REN et al., 2023).

2.5 Análise de dados

A abundância dos microplásticos foi determinada através da divisão do número de MPs encontrados pelo volume de água filtrada durante a amostragem, conforme a Equação 1. Para o cálculo do volume de água filtrada foi usada a Equação 2.

Abundância = n° de itens de microplástico \div volume de água filtrado (Equação 1)

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

Em que:

V = volume de água filtrado (m³)

A = área da abertura da rede (m²): $A_{\text{base}} = \pi \times r^2 = 3,14... \times 0,152 = 0,07065 \text{ m}^2$

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

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

Na Equação 2, a área da abertura da rede é dividida por 2 devido metade da rede de plâncton ficar de fora d'água durante a coleta. O que impacta diretamente no volume filtrado, já que apenas metade da capacidade máxima de filtração da rede foi usada.

Quanto à análise estatística, os dados das características de forma, cor e tamanho dos microplásticos foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk e teste de Bartlett para avaliar a normalidade e homogeneidade das variâncias, respectivamente, através do software de programação estatístico RStudio. Em decorrência da distribuição normal e variâncias homogêneas dos testes anteriores, foi realizada a análise de variância (ANOVA) de fator duplo sem repetição, pelo complemento XLMiner Analysis ToolPak do Google Planilhas, com o objetivo de verificar se havia diferenças estatísticas significativas quanto às características dos MPs entre as 3 réplicas.

2.6 Controle de contaminação

Visando reduzir a contaminação por MPs durante o processo de tratamento das amostras foram utilizados instrumentos laboratoriais não plásticos e o uso de jalecos de algodão na cor branca durante toda a análise laboratorial. Também foi utilizada água destilada

filtrada em filtro de fibra de vidro com porosidade de 0,7 μm , durante os processos de preparo, extração e lavagem. As soluções de digestão (KOH) e separação por densidade (ZnCl_2) também foram filtradas em filtro 0,7 μm . O processamento das amostras foi feito dentro de uma capela higienizada. Foram utilizados controles negativos, que consistiam em placas de Petri com filtros de fibra de vidro de 0,7 μm dispostas próximas aos equipamentos durante as análises laboratoriais, para verificar a contaminação do ar. E foram usados brancos analíticos, consistindo em água filtrada do rio a 63 μm e em água destilada filtrada a 0,7 μm , para averiguar a contaminação microplástica durante os processos de digestão, separação por densidade e filtragem das amostras.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Dados físico-químicos

Os dados do CTD no ponto de amostragem mostraram profundidade total de 2,20 m, temperatura e salinidade médias iguais a 29,41 °C e 37,65. Os perfis verticais de temperatura e salinidade no ponto de coleta não apresentaram muita variação (Tabela 1), com desvio padrão de 0,01 e 0,007, respectivamente; o que indica que a coluna d'água estava desestratificada no momento da amostragem. Também é possível inferir, a partir do valor da salinidade e do perfil vertical, que a água no momento da coleta era salgada e, portanto, predominantemente marinha. Evidenciando, assim, a forte influência da maré enchente na hora e local amostrados.

Tabela 1 – Perfil vertical de salinidade e temperatura da coleta no estuário do Cocó.

Profundidade (m)	Temperatura (°C)	Salinidade
0,14	29,41	37,63
0,44	29,41	37,65
1,04	29,41	37,64
1,34	29,40	37,65
1,94	29,39	37,65
2,20	29,39	37,63
Média	29,41 ± 0,01	37,65 ± 0,007

Fonte: elaborada pelo autor.

3.2 Abundância de microplásticos

Um total de 334 microplásticos suspeitos foram encontrados nas três amostras de água superficial. As abundâncias de microplásticos encontradas em cada réplica e o valor médio estão mostrados na Tabela 2. A abundância média encontrada foi de $1,87 \pm 0,54$ partículas/m³.

Tabela 2 – Abundância microplástica das réplicas de amostra de água superficial de um ponto do estuário do rio Cocó e sua média total.

Réplicas	Abundância (partículas/m ³)	Volume filtrado (m ³)
R1	1,94	46,35
R2	2,37	67,22
R3	1,31	65,05
Média total	1,87 ± 0,54	59,54 ± 1,47

Fonte: elaborada pelo autor.

Em estudos anteriores, conduzidos no estuário do Cocó, Barbosa (2024) detectou uma abundância de MPs aproximadamente 5 vezes maior em um ponto a montante (± 8 km rio adentro) do estuário (9,21 partículas/m³) durante a estação seca de 2021. Isso evidencia a variação espacial da abundância de MPs ao longo do estuário, que pode ter sido influenciada pelas condições de maré no momento da coleta, visto que durante a maré enchente o mar tende a entrar aproximadamente 11 km dentro do rio Cocó, principalmente no período seco, já que este está com uma vazão menor em relação ao período chuvoso (FERNANDES SOBRINHO, 2008). Fazendo, dessa forma, os MPs se acumularem em um ponto a montante da foz, que correspondia provavelmente ao ponto de confluência das águas doce do rio com a salgada trazida pela maré.

Essa região de encontro da maré enchente com o leito do rio é caracterizada por intensa turbulência e mistura das águas e é chamada de frente estuarina (WANG et al., 2022). As frentes estuarinas podem exercer grande influência sob a abundância de MPs em estuários, visto que elas barram o curso do rio e podem transportar os MPs em direção a montante (WANG et al., 2022). Essa dinâmica e os resultados desse e de outros estudos dão indícios que os microplásticos no rio Cocó tendem a se concentrar na frente estuarina, ao menos no período seco, em que a vazão do rio não é forte para vencer o avanço da maré.

A concentração de MPs no ponto de confluência das águas doces e salgadas foi confirmada em um estudo feito em 2022 por Alves (2024), que evidenciou a importância do ciclo de maré na abundância de MPs no estuário do Cocó. Ao construir um perfil diário de abundância de microplásticos na estação seca, esta pesquisadora registrou valores menores na baixa-mar (≈ 12 partículas/m³), com abundância aumentando gradativamente com a maré enchente, atingindo seu maior pico de abundância na prea-mar (≈ 40 partículas/m³). Assim,

fica claro que, durante a estiagem, o rio Cocó tende a reter MPs ao invés de exportá-los para o oceano.

A abundância de microplásticos no estuário do rio Cocó foi comparada a outros estuários urbanos do Brasil e do mundo, assim como os métodos de amostragem e de coleta (Tabela 3). É importante destacar que, como não há uma metodologia padrão para análise microplástica em águas superficiais, o tamanho da malha utilizada em cada estudo pode influenciar nos valores das abundâncias médias.

Tabela 3 – Comparação da abundância média de microplásticos no estuário do rio Cocó com outros estudos semelhantes.

Local	Método de amostragem	Método de coleta	Tamanho da malha (μm)	Abundância média (partículas/ m^3)	Referência
Estuário do rio Cocó	Água superficial	Rede de plâncton	120	1,87	Este estudo
Estuário Tramandaí-Armazém	Água superficial	Rede de plâncton	300	0,42	(Corrêa et al., 2021)
Estuário do remanso de Muttukadu	Água subsuperficial	Rede de plâncton	300	1,95 (na estação seca)	(Ramakrishnan et al., 2024)
Estuário do rio Ulhas	Água subsuperficial	Balde de aço inoxidável de 2 L	50	345	(Kumkar et al., 2021)
Estuário do rio Vellar	Água superficial	Rede de plâncton	330	3,14	(Nithin et al., 2022)

Fonte: elaborada pelo autor.

Apesar da vazão do rio Tramandaí ($40 \text{ m}^3/\text{s}$) ser maior que a do rio Cocó ($3 \text{ m}^3/\text{s}$), o que sugere que mais MPs entram no estuário gaúcho por dia do que no estuário cearense (MOLISANI et al., 2006; SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA, 2020), sua abundância microplástica é quatro vezes menor ($0,42 \text{ partículas}/\text{m}^3$) (CORRÊA et al., 2021). O que pode ser explicado pelo fato do estuário Tramandaí-Armazém corresponder a um sistema estuário-laguna-mar, possuindo assim pouca influência da maré astronômica sobre a concentração de MPs, levando a crer que a maior parte dos microplásticos acabam sedimentando ao chegar no estuário (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA, 2020; CORRÊA et al., 2021).

No estuário de Muttukadu, na Índia, Ramakrishnan et al. (2024) encontrou uma abundância de 1,95 partículas/m³, valor bem semelhante ao deste estudo (1,87 partículas/m³). Apesar de os dois estuários estarem em continentes diferentes, ambos apresentam semelhanças como: o clima tropical, o regime anual de chuvas (quadra chuvosa e quadra seca), a precipitação média anual em torno de 1.000-1.500 mm e a profundidade no meio do rio de 2 m (ALVES, 2024; INMET, 2020; RAMAKRISHNAN et al., 2024).

O estuário do rio Ulhas, na Índia, também possui algumas características semelhantes ao estuário do Cocó, como urbanização e despejo de efluentes domésticos, porém ele também recebe muitos efluentes industriais, é densamente povoado e seu mangue é mais degradado (KUMKAR et al., 2021). Tais condições indicam o porquê de sua abundância (345 partículas/m³) ser mais de 150 vezes maior do que o presente estudo. Outro fator que pode explicar a diferença nas abundâncias seria a metodologia, Kumkar et al. (2023) coletaram com um balde de 2 L e filtraram em malha de 50 µm, enquanto que neste estudo foi usada uma rede de plâncton de malha de 120 µm.

Por fim, no estuário do rio Vellar, no sudeste da Índia, foi detectada uma abundância de 3,14 partículas/m³, tal valor 1,6 vezes maior que o encontrado neste estudo (NITHIN et al., 2022). Assim como o Cocó, o estuário do Vellar apresenta uma profundidade próxima aos 2 m e a influência da maré se estende a aproximados 10 km rio acima; porém ele possui habitações e fazendas de aquicultura em seu entorno, diferente do Cocó cujas margens pertencem a uma unidade de conservação de proteção integral (NITHIN et al., 2022; SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO CEARÁ, 2020). Além disso, o rio Vellar, por ser indiano, é influenciado anualmente pelo regime de monções, gerando alta variação na precipitação local, o que pode ter afetado os resultados de Nithin et al. (2022) que realizaram coletas anuais no estuário.

Muitos fatores antrópicos podem acarretar na presença de microplásticos no estuário do Cocó, como lixiviação, urbanização e despejo de efluentes (CARR et al., 2016; LESLIE et al., 2017; WADDELL et al., 2020). O rio Cocó, ao longo de seu leito, possui um aterro sanitário em uma de suas margens, localizado no bairro Jangurussu, em Fortaleza. Apesar de já ser desativado, ainda libera contaminantes através do lençol freático para o rio, o que aumenta as suspeitas de contaminação microplástica (FERNANDES SOBRINHO, 2008; WADDELL et al., 2020).

Outra problemática recorrente do estuário é a alta especulação imobiliária das áreas em torno do rio, que são desmatadas para construção de áreas residenciais (FERNANDES SOBRINHO, 2008). O que acaba aumentando indiretamente a poluição

microplástica da região estudada, já que os MPs gerados de resíduos domésticos são escoados pela água da chuva em direção ao rio por meio de galerias pluviais (SEUMA, 2015).

Além disso, a Bacia do rio Cocó recebe os efluentes domésticos da cidade de Fortaleza, que possui mais de cem mil ligações prediais de esgotamento sanitário (SEUMA, 2014). Apesar dos efluentes passarem por estações de tratamento de esgoto (ETEs), a eficiência de remoção de MPs costuma ser em torno de 70% para tratamentos secundários de águas residuais (CARR et al., 2016; LESLIE et al., 2017). Contudo, elas ainda acabam contribuindo para a contaminação de MPs no rio Cocó, visto que não se sabe a eficiência de remoção microplástica dos métodos de tratamento de esgoto usados nas ETEs de Fortaleza.

3.3 Características dos microplásticos

O seguinte tópico apresenta os resultados relacionados às características dos MPs de formas, cores e tamanhos, observadas e aferidas na análise visual em estereomicroscópio. A Tabela 4 dispõe dos resultados obtidos neste estudo quanto a estas características e os compara com outros resultados encontrados em estuários de hidrodinâmica semelhantes. Os dados da Tabela 4 serão discutidos nos subtópicos seguintes.

Para evitar uma interpretação errônea do leitor, esclarece-se que as porcentagens apresentadas nas Figuras 4, 6 e 9 foram calculadas a partir de dados planilhados das partículas observadas na identificação visual, ao invés de somente as analisadas por espectroscopia Raman. Em outras palavras, os gráficos foram construídos considerando os 334 microplásticos suspeitos.

Tabela 4 – Comparação da porcentagem de microplásticos quanto à forma, cor e tamanho no estuário do rio Cocó com outros estudos semelhantes.

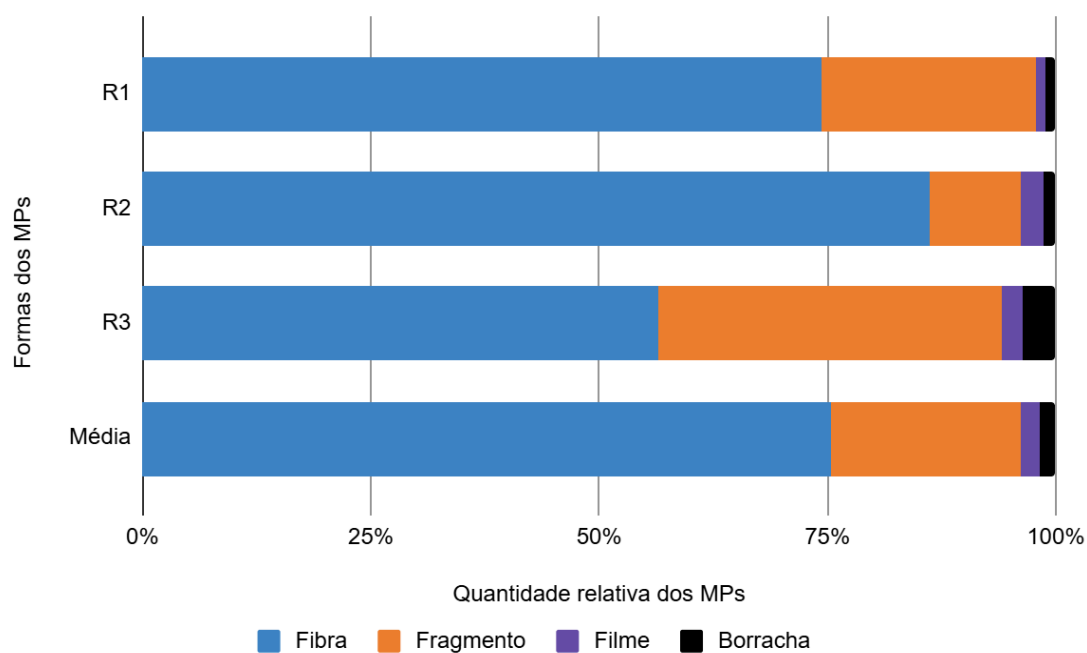
Local	Forma	Cor	Tamanho (mm)	Referência
Estuário do rio Cocó	Fibras (75,4%) Fragmentos (20,7%) Filmes (2,1%) Borracha (1,8%)	Transparente (70,7%) Branco (9,3%) Azul (5,4%) Verde (5,1%) Preto (4,2%) Vermelho (3,0%)	0,12 - 0,5 (7,2%)	Este estudo
			0,5 - 1,0 (18,9%)	
			1,0 - 1,5 (24,3%)	
			1,5 - 2,0 (19,5%)	
			2,0 - 2,5 (10,5%)	
			2,5 - 3,0 (8,4%)	
			3,0 - 3,5 (4,5%)	
			3,5 - 4,0 (4,8%)	
Estuário do rio Klang	Fibra (85%) Fragmento (11%) Pellet (4%)	Transparente (50%) Preto (28,4%) Vermelho (12,2%) Azul (9,5%)	< 0,3 (26%)	(Zaki et al., 2021)
			0,3 - 1,0 (46%)	
			> 1,0 (28%)	
Estuário do remanso de Muttukadu	Fragmento (51,2%) Fibra (39%) Filme (9,8%)	Azul (27,91%) Vermelho (20,93%) Amarelo (20,93%) Marrom (13,95%) Branco (9,3%) Preto (4,65%) Verde (2,33%)	< 0,5 (18,6%)	(Ramakrishnan et al., 2024)
			0,5 - 1,0 (51,2%)	
			1,0 - 5,0 (25,6%)	
Estuário do rio Cisadane	Fragmento (70,34%) Espuma (17,11%) Fibra (11,03%) Grânulo (1,52%)	-	< 0,3 (7,6%)	(Sulistiyowati et al., 2022)
			0,3 - 0,5 (10,65%)	
			0,5 - 1,0 (64,26%)	
			> 1,0 (17,49%)	
Estuário do rio Wanquan	Fragmento (87,4%) Fibra (12,2%) Filme (0,4%)	Vermelho (92,9%) Preto (3,5%) Branco/Transparente (2,7%) Azul/Verde (0,9%)	< 0,5 (78,7%)	(Wang et al., 2023)
			0,5 - 1,0 (12,1%)	
			1,0 - 2,0 (6%)	
			2,0 - 3,0 (2,2%)	
			3,0 - 4,0 (0,7%)	
			4,0 - 5,0 (0,3%)	

Fonte: elaborada pelo autor.

3.3.1 Forma

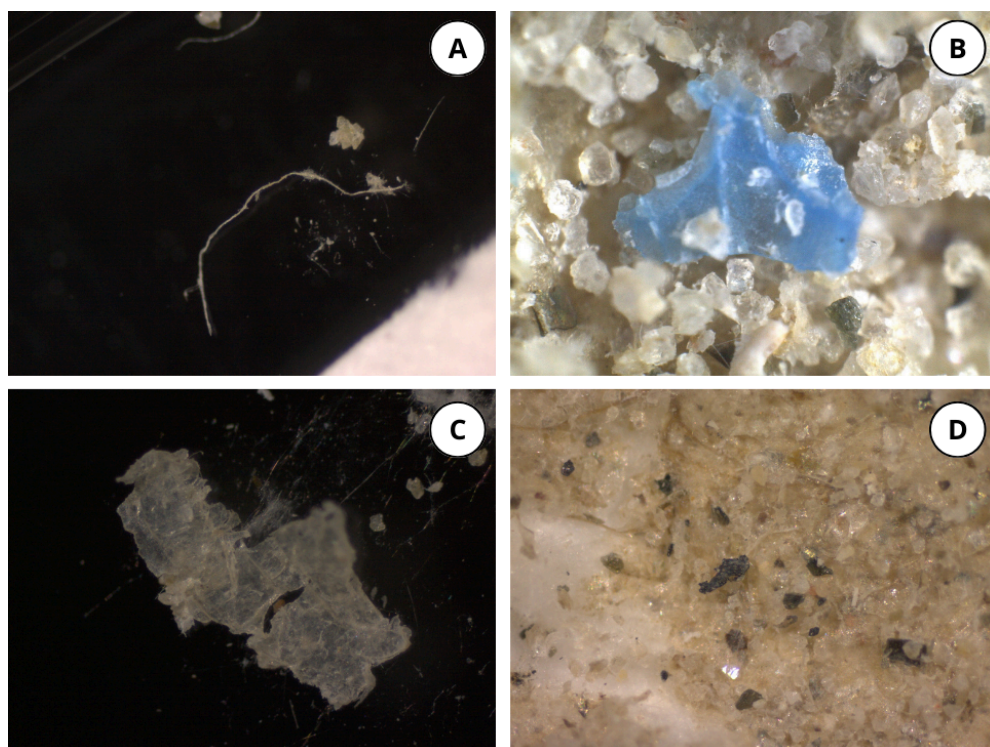
Na Figura 4, é possível observar uma predominância de fibras (75,4%), seguido dos fragmentos (20,7%), e, em menor proporção, de filmes (2,1%) e borrachas (1,8%). Quanto às réplicas, foi conduzido um teste estatístico ANOVA para verificar se há variação significativa entre as concentrações das formas. O valor do teste F foi de 0,574, e o valor de p foi 0,59 ($p > 0,05$); evidenciando que não há diferenças estatísticas significativas entre as réplicas. Na Figura 5, vê-se como as características dos microplásticos se apresentavam quanto à forma durante a identificação visual.

Figura 4 – Gráfico da quantidade relativa de microplásticos classificados pela forma em cada réplica e sua média, no estuário do rio Cocó, Fortaleza.



Fonte: elaborada pelo autor.

Figura 5 – Formas dos microplásticos observados em estereomicroscópio encontrados no estuário do rio Cocó, Fortaleza: fibra (A); fragmento (B); filme (C) e borracha (D).



Fonte: elaborada pelo autor.

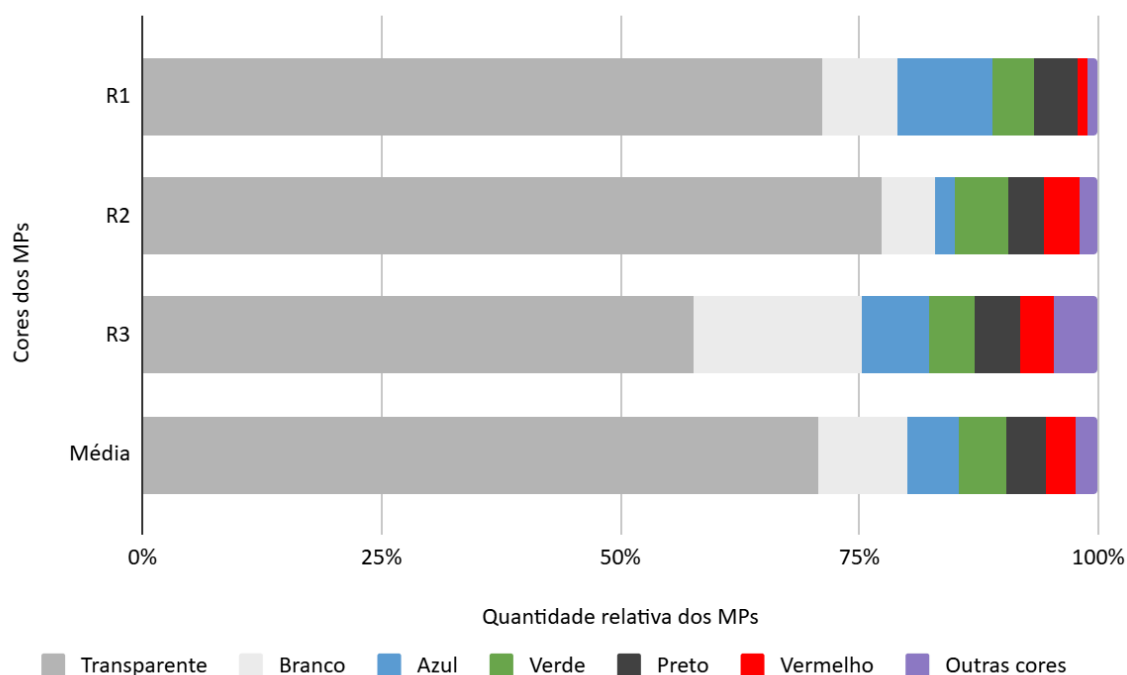
Resultados semelhantes foram observados por Zaki et al. (2021), ao estudarem a distribuição das formas dos MPs no estuário do rio Klang, Malásia. Estes pesquisadores encontraram uma predominância de fibras (85%), seguida de fragmentos (11%) e pellets (4%). A grande predominância de fibras em águas costuma ser relacionada às atividades de pesca ou à lavagem de roupas (DE FALCO et al., 2019; FARIAS et al., 2018). Contudo, nos estuários de Muttukadu, Índia; Cisadane, Indonésia; e Wanquan, China, a predominância foi de fragmentos, com 51,2%, 70,34% e 87,4% respectivamente (RAMAKRISHNAN et al., 2024; SULISTYOWATI et al., 2022; WANG et al., 2023). A predominância de fragmentos em águas superficiais pode estar atrelada a vários fatores, como fontes de contaminação, hidrodinâmica e densidade dos MPs (FOK et al., 2020). Contudo, dos estudos citados na Tabela 4, o do estuário do rio Wanquan foi o único que estabeleceu uma relação entre as características dos microplásticos com sua fonte de poluição; relacionando a predominância de fragmentos vermelhos a tinta anti-incrustante usada nos barcos da região, tal hipótese foi confirmada pela análise FTIR realizada no estudo (WANG et al., 2023).

Outro ponto importante é a ingestão de MPs por organismos aquáticos, apesar de as características dos microplásticos poderem influenciar na ingestão destas partículas, ela varia de acordo com a espécie, podendo ser seletiva ou generalista, sendo difícil de determinar qual forma, cor e tamanho é mais consumido ou preferível (PETERS et al., 2017). Por exemplo, no rio Susurluk, na Turquia, a maioria dos microplásticos ingeridos por mexilhões e peixes eram fibras, seguidos por filmes; quanto aos fragmentos, estes só foram encontrados no trato gastrointestinal de peixes, indicando que não eram consumidos por mexilhões (KANKILIÇ et al., 2023). Já os mexilhões dos estuários amazônicos Caeté e Pirabas apresentaram pellets microplásticos em seus tecidos (RODRIGUES et al., 2024).

3.3.2 Cor

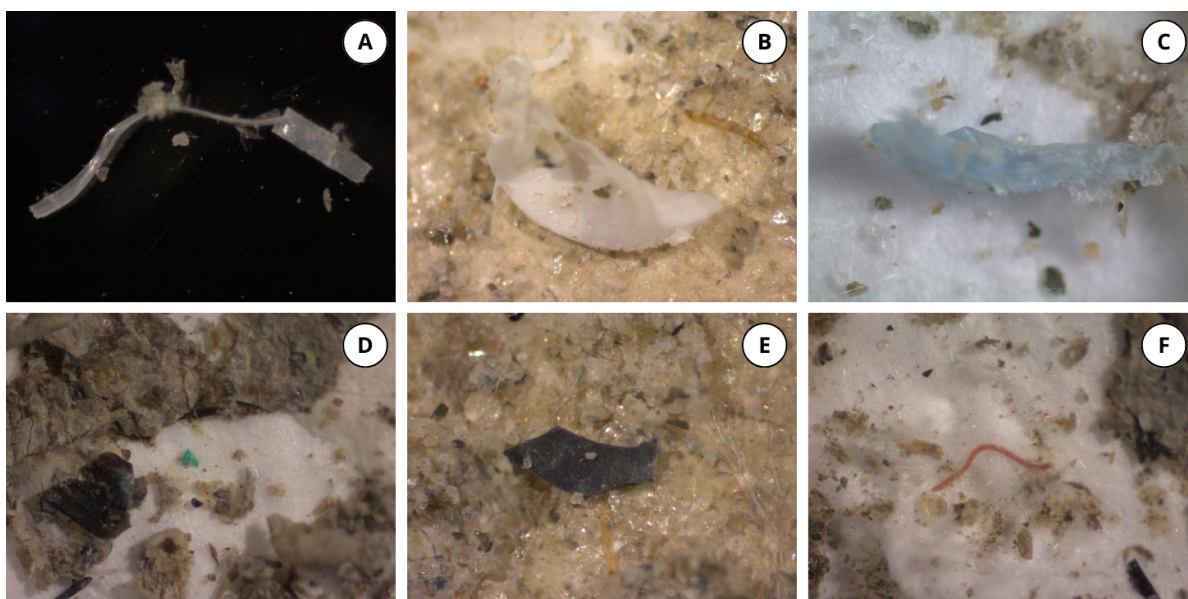
A Figura 6 mostra a quantidade relativa de microplásticos no estuário do Cocó quanto a sua cor, em cada uma das réplicas e a sua média. De acordo com essa figura, é possível observar que a variação dos microplásticos quanto à cor foi bem diversa, com exceção da predominância da cor transparente (70,7%). A segunda cor que mais aparece é o branco (9,3%), seguida do azul (5,4%), verde (5,1%), preto (4,2%) e vermelho (3,0%). As demais cores classificadas como “Outras cores” apareceram em menor proporção e correspondem ao amarelo, marrom e multicolor. A maneira como as cores dos microplásticos apareciam durante a identificação visual é detalhada pelas imagens da Figura 7.

Figura 6 – Gráfico da quantidade relativa de microplásticos classificados pela cor em cada réplica e sua média, no estuário do rio Cocó, Fortaleza.



Fonte: elaborada pelo autor.

Figura 7 – Cores dos microplásticos observados em estereomicroscópio encontrados no estuário do rio Cocó, Fortaleza: transparente (A); branco (B); azul (C); verde (D); preto (E) e vermelho (F).



Fonte: elaborada pelo autor.

Também foi conduzido um teste estatístico ANOVA para averiguar a variação entre a porcentagem das cores de cada réplica. O resultado do teste foi de 0,902 para o valor de F e $p = 0,43$ ($p > 0,05$), confirmando que não há diferença significativa entre as réplicas quanto a cor dos MPs.

A predominância da cor transparente também foi observada no estuário indonésio do rio Klang (50%), já os estuários de Muttukadu e Wanquan encontraram uma maioria de MPs azuis (27,91%) e vermelhos (92,9%), respectivamente (RAMAKRISHNAN et al., 2024; WANG et al., 2023; ZAKI et al., 2021).

A cor transparente e branca em MPs está muito associada a sacolas plásticas e embalagens descartáveis; já o pigmento azul é relacionado a atividades pesqueiras e de aquicultura; por fim, as demais cores costumam ter sua origem atrelada a diversos tipos de plástico, não havendo um consenso na literatura (WEN et al., 2018; ZHANG et al., 2017). No entanto, é complicado estabelecer uma relação certa entre cor do microplástico e fonte poluidora, mas muitos autores sugerem que a origem e predominância do transparente está relacionada com a ação degradativa da exposição à luz UV, o que levaria o MP a desbotar até perder completamente seu pigmento original (WONG et al., 2020).

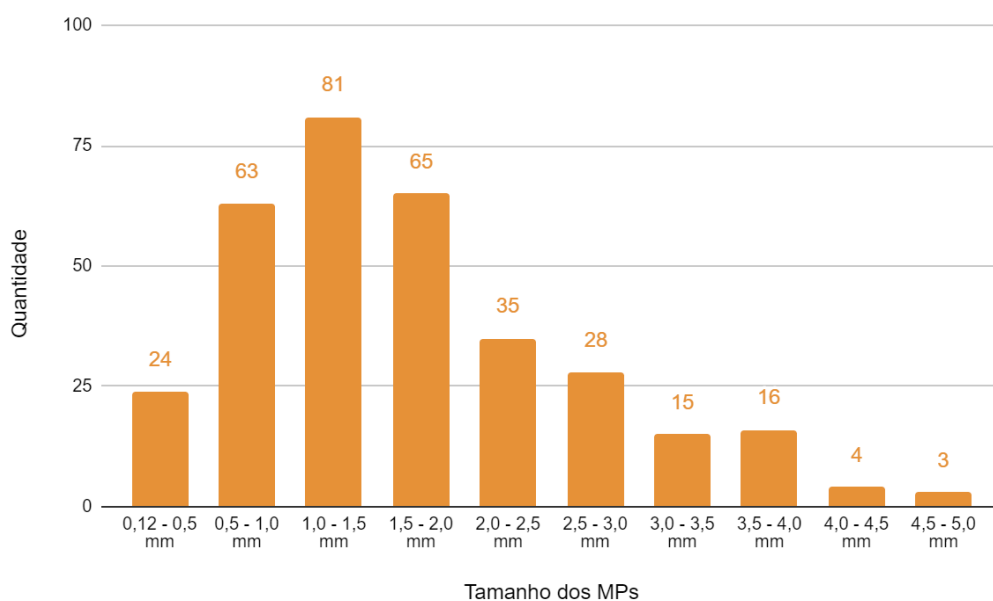
Quanto à ingestão de microplásticos por organismos aquáticos, MPs com cores chamativas ou parecidas com a dieta desses animais muitas vezes são confundidos por esses organismos, fazendo com que eles acabem consumindo tais partículas (WRIGHT et al., 2013). De acordo com Shaw e Day (1994), algumas espécies de peixes comerciais do Norte do Pacífico e suas larvas são predadores visuais, e tendem a consumir microplásticos cuja cor é semelhante a de suas presas (branco, castanho e amarelo). Já para Steer et al. (2017), a ingestão de MPs ocorre de acordo com a disponibilidade dessas partículas, visto que 66% das larvas de peixes do Canal da Mancha apresentaram microplásticos azuis em seus tratos intestinais, o que corresponde proporcionalmente com a predominância da cor azul no ambiente estudado.

3.3.3 Tamanho

Quanto ao tamanho, observa-se uma predominância de MPs medindo de 0,5 a 2,0 mm (Figura 8). O número de MPs na faixa de 0,12 - 0,5 mm é pequeno (24), começando a crescer ao chegar na categoria de tamanho de 0,5 - 1,0 mm (63), atingindo seu número máximo de 1,0 - 1,5 mm (81) e diminuindo de quantidade em faixas maiores de tamanho. Na Figura 9 vê-se um histograma da quantidade de MPs quanto ao tamanho em cada réplica, é

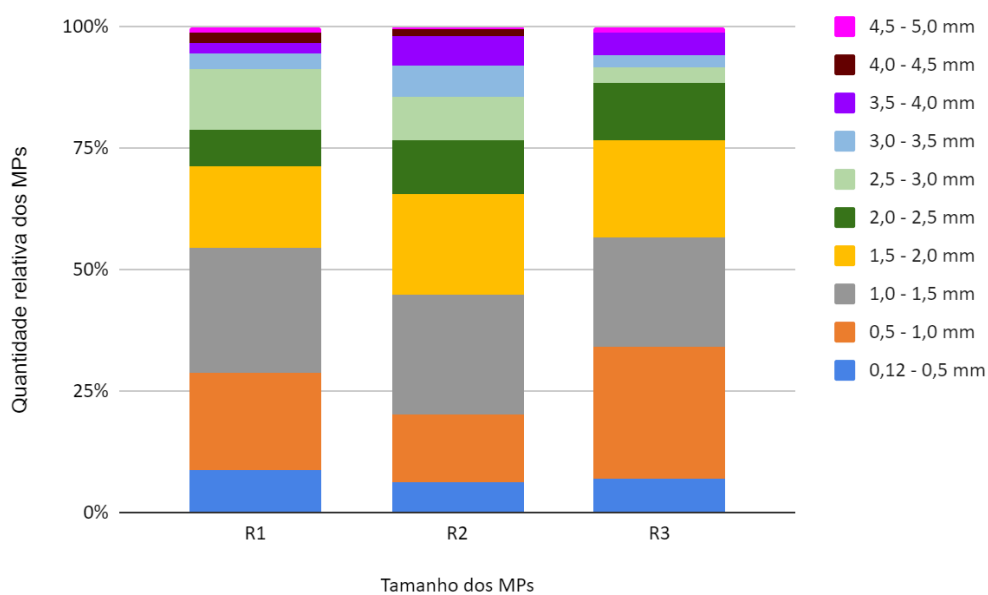
possível observar que, assim como na Figura 8, a maioria dos microplásticos do estuário do Cocó medem de 0,5 a 2,0 mm.

Figura 8 – Histograma da quantidade total de microplásticos classificados pelo tamanho, no estuário do rio Cocó, Fortaleza.



Fonte: elaborada pelo autor.

Figura 9 – Histograma da quantidade de microplásticos classificados pelo tamanho em cada réplica, no estuário do rio Cocó, Fortaleza.



Fonte: elaborada pelo autor.

Ao realizar o teste ANOVA nos dados de tamanho, foi observado um valor de $F = 7,78$ e $p = 0,003$ ($p < 0,05$). O que indica que as réplicas do ponto amostrado são, de um ponto de vista estatístico, significativamente diferentes. A variação do tamanho dos MPs entre as réplicas pode estar relacionada a fatores intempéricos, já que o tamanho é uma característica que se altera conforme o microplástico se degrada, tendendo a diminuir conforme o nível de degradação (BANIK et al., 2024).

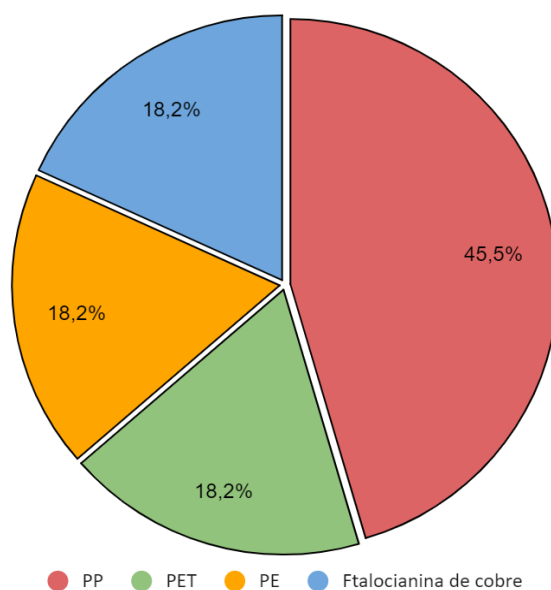
Semelhante ao presente estudo, no estuário do remanso de Muttukadu, foi encontrada uma maior concentração de MPs entre 0,5 - 1,0 mm, na estação seca (RAMAKRISHNAN et al., 2024). Além disso, Sulistyowati et al. (2022) registraram uma maior predominância de MPs menores (medindo por volta de 0,3-1,0 mm) à jusante do que na montante no rio Cisadane, na Indonésia. Outros autores também evidenciam na literatura que, em estuários, há uma tendência de MPs pequenos (menores que 1,0 mm) aparecerem em maiores concentrações do que MPs grandes (maiores que 1,0 mm) (LI et al., 2022; OO et al., 2021; WANG et al., 2023; ZAKI et al., 2021). Sendo que a grande maioria desses autores relacionam o tamanho pequeno às ações intempéricas da hidrodinâmica estuarina.

Com relação ao tamanho é possível inferir três afirmações. A primeira é de que quanto menor o tamanho do microplástico, mais intemperizado é o seu estado (BANIK et al., 2024). A segunda é de que MPs de tamanhos menores têm grandes chances de serem secundários, isto é, provenientes de plásticos maiores que passaram por algum tipo de intemperismo até chegarem naquela forma (FOK et al., 2020). E última é que MPs menores têm maior probabilidade de serem ingeridos por organismos de níveis tróficos inferiores, como o zooplâncton, potencializando também a biomagnificação de poluentes (WRIGHT et al., 2013). Sendo assim, quanto mais intemperizado o MP, menor o seu tamanho, o que o torna mais biodisponível (mais fácil de ser ingerido por organismos cada vez menores). Além disso, MPs menores possuem uma área de superfície maior, o que aumenta seu potencial de adsorver poluentes e impulsiona sua capacidade de contaminação ao serem levados pelas correntes e/ou ingeridos por organismos (LIU et al., 2020; ZHANG et al., 2018).

3.4 Identificação de polímero

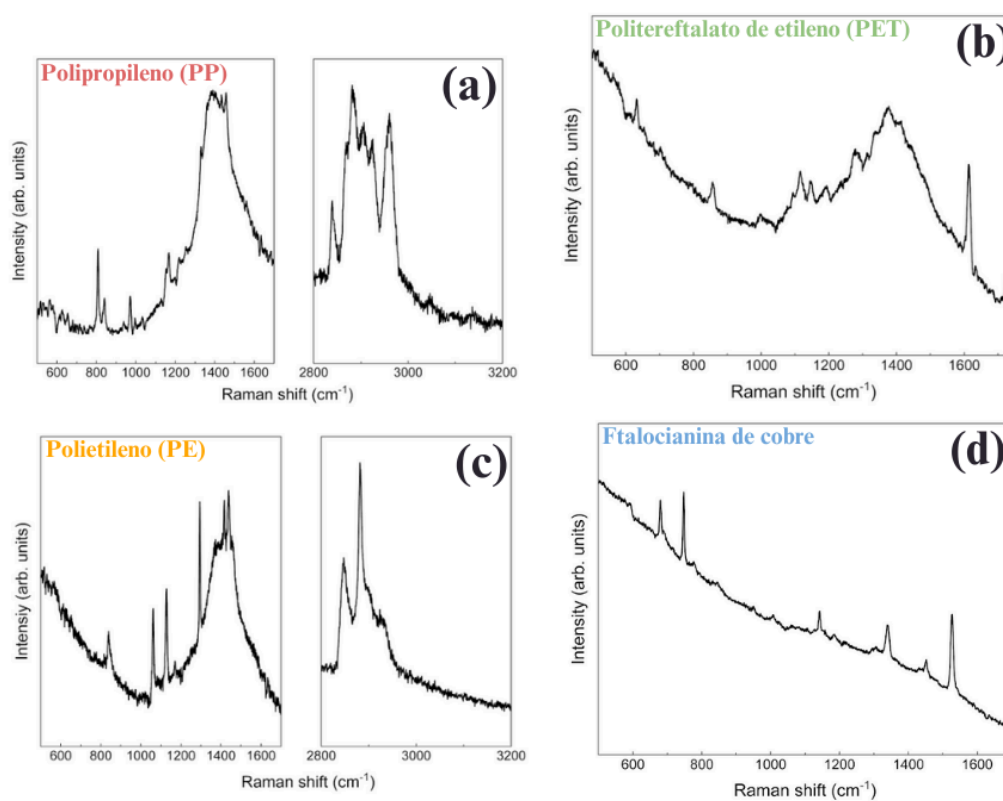
Na Figura 10 e 11 são apresentados os resultados da análise polimérica de espectroscopia Raman. O polímero plástico mais abundante no estuário foi o polipropileno (PP), seguido pelo politereftalato de etileno (PET) e polietileno (PE). Durante a análise foi detectada a presença de ftalocianina de cobre, substância de origem antropogênica, porém não plástica (CHAKRABORTY, 2014).

Figura 10 – Gráfico da porcentagem dos polímeros e outras substâncias identificados nas amostras do estuário do rio Cocó.



Fonte: elaborada pelo autor.

Figura 11 – Espectro Raman das partículas selecionadas para análise espectroscópica: (a) polipropileno; (b) politereftalato de etileno; (c) polietileno; e (d) ftalocianina de cobre.



Fonte: elaborada pelo autor.

A identificação do polímero PP (Figura 11a) foi feita observando os picos de intensidade localizados nos deslocamentos em número de onda em 811 (balanço de CH₂), 842 (balanço de CH₂), 1169 (estiramento de C–C), 1330 (balanço em CH₂ e torção de CH₂), 1459 (dobramento assimétrico de CH₃), 2841, 2884 (estiramento simétrico de CH₂) e 2956 (estiramento assimétrico de CH₂) cm⁻¹ (JIN et al., 2022; REN et al., 2023). O mesmo procedimento foi feito para a identificação do PET (Figura 11b) e PE (Figura 11c), com picos de intensidade localizados em 633 (dobramento no plano de C–C–C), 859 (estiramento de C–C e estiramento de C–O), 1096 (vibração de estiramento assimétrica de C–O–C), 1615 (estiramento de C=C), 1728 (estiramento de C=O) cm⁻¹ para o politereftalato de etileno e 1063 (estiramento assimétrico de C–C), 1129 (estiramento assimétrico de C–C), 1294 (torção de CH₂), 1440 (deformação de CH₂), 2846 (estiramento simétrico de CH₂) e 2881 (estiramento assimétrico de CH₂) cm⁻¹ para o polietileno (JIN et al., 2022; REN et al., 2023). Os picos do espectro Raman da ftalocianina de cobre (Figura 11d) foram detectados em 677, 772 (deformação no macrociclo), 1007 (dobramento fora do plano de C–H), 1305, 1336 (estiramento de C–C e grupo pirrol) e 1522 (estiramento de C–C e grupo pirrol) cm⁻¹ (PRABAKARAN et al., 2002).

O polipropileno apresenta facilidade em ser incorporado com outros materiais, como fibras de vidro, fibras vegetais, borracha, entre outros; isso faz dele um polímero muito versátil na aplicação industrial (PASSATORE, 2013; PIATTI; RODRIGUES, 2005). Com isso, o PP encontra-se presente na fabricação de diversos itens plásticos como: recipientes para alimentos e remédios, brinquedos, eletrodomésticos, peças de carro, material hospitalar, tubos de canetas esferográficas, etc. (PASSATORE, 2013).

O PET é amplamente utilizado na fabricação de garrafas para refrigerantes, óleos e produtos de limpeza; também pode ser usado na forma de fibras e filmes, porém é mais raro devido ao alto custo de produção e patenteamento (PASSATORE, 2013). Já o polietileno pode existir em duas formas: o polietileno de alta densidade (PEAD) sendo mais rígido e resistente; e o polietileno de baixa densidade (PEBD) sendo mais maleável e flexível (PIATTI; RODRIGUES, 2005). Essa diferença na formação do PE é essencial para sua aplicação comercial, o PEAD é mais usado na fabricação de materiais mais duros, como: móveis, embalagens, garrafas, potes, etc.; já o PEBD está presente em materiais mais moles, como: filmes, laminados, sacos e sacolas plásticas, etc. (PASSATORE, 2013).

Diferente dos demais, a ftalocianina de cobre não é plástico, mas sim um corante de coloração azul muito usado na indústria de pigmentos e no setor tecnológico para tingir tecidos, papel ou plástico (CHAKRABORTY, 2014; PRABAKARAN et al., 2002; SOUSA,

2017). Pelo fato do azul ser raro no meio natural, as partículas com o corante de ftalocianina foram identificadas na análise visual pela sua aparência sintética, porém a confirmação da partícula ser plástica ou não é incerta, já que o corante pode mascarar o polímero e impossibilitar sua identificação.

Assim como os polímeros plásticos, a ftalocianina de cobre apresenta picos no seu espectro Raman. A identificação das partículas desse corante no estuário do Cocó se deu a partir da comparação com os espectros obtidos e os de registros prévios de espectroscopia Raman na literatura (PRABAKARAN et al., 2002).

Na Tabela 5, é feita uma comparação da porcentagem dos polímeros identificados no estuário do rio Cocó com outros estuários que possuem características semelhantes, como: urbanização, presença de manguezais e dinâmica de marés. É importante ressaltar que a grande maioria dos estudos de microplásticos usam a espectroscopia de absorção no infravermelho médio (FTIR) com refletância total atenuada (ATR) para a identificação polimérica de MPs. Por isso, a semelhança nos resultados das diferentes pesquisas foi mais importante para os fins de comparação do que a metodologia.

Tabela 5 – Comparação da porcentagem dos polímeros de microplásticos e outras substâncias no estuário do rio Cocó com outros estudos semelhantes.

Local	Método de identificação polimérica	Polímeros e outras substâncias identificados	Porcentagem	Referência
Estuário do rio Cocó	Raman	Polipropileno (PP)	45,5%	Este estudo
		Politereftalato de etileno (PET)	18,2%	
		Polietileno (PE)	18,2%	
		Ftalocianina de cobre	18,2%	
Estuário do remanso de Muttukadu	FTIR-ATR	Poliamida (PA)	37,1%	(Ramakrishnan et al., 2024)
		Polipropileno (PP)	28,6%	
		Poliéster (PS)	17,1%	
		Polietileno (PE)	11,4%	
		Polietileno de baixa densidade (PEBD)	5,7%	
Estuário do rio Vellar	FTIR-ATR; μ -FTIR	Polietileno de baixa densidade (PEBD)	58%	(Nithin et al., 2022)
		Polipropileno (PP)	36%	
		Outros	6%	
Estuário Netravathi-Gurupura	FTIR-ATR	Politereftalato de etileno (PET)	37,2%	(Unnikrishnan et al., 2024)
		Polietileno (PE)	≈ 25%	
		Poliéster (PES)	≈ 20%	
		Poliuretano (PU)	≈ 12%	
		Polietileno de alta densidade (PEAD)	≈ 5%	
Estuário do rio Azhikkal	μ -Raman	Antropogênico	55%	(Sunil et al., 2022)
		Poliéster (PS)	38%	
		Polissulfona (PSU)	5%	
		Polipropileno (PP)	1%	
		Politereftalato de etileno (PET)	1%	

Fonte: elaborada pelo autor.

No estudo feito, no estuário do rio Vellar, na Índia, vê-se que Nithin et al. (2022) encontrou uma grande predominância de polietileno, seguido de polipropileno, semelhante ao presente estudo. O que pode estar relacionado às características físico-químicas dos estuários, que apresentam uma salinidade acima de 30, o que faz com que esses polímeros flutuem na água salgada, que é mais densa. Além de que a coleta das amostras foi superficial nas metodologias de ambos, o que leva a uma tendência em coletar polímeros mais leves.

Outro fator que pode levar a predominância de PP e PE nesses dois estuários é a sua grande aplicabilidade em diversos setores da indústria e do comércio, sendo muito usado em embalagens descartáveis e fibras têxteis (ZHANG et al., 2016). Esses dois polímeros, junto do PET, são os 3 mais dominantes encontrados em amostras de água e sedimentos de estudos de outros estuários (FOK et al., 2020).

No estuário de Muttukadu, também foram encontrados PP e PE na composição dos microplásticos, porém a predominância foi de poliamida, mais especificamente de nylon,

que assim como os outros dois, possui baixa densidade e tende a flutuar na água (RAMAKRISHNAN et al., 2024). Apesar do estuário indiano ser o mais semelhante quanto à hidrodinâmica e influência antrópica ao estuário do Cocó dentre todos os estuários comparados, ele apresentou resultados bem diferentes quanto às características e composição polimérica de seus MPs. Tal fato realça a influência das fontes de poluição na caracterização microplástica nas águas de um estuário.

Já o estuário indiano de Netravathi-Gurupura apresenta condições semelhantes às do Cocó, como urbanização, atividades pesqueiras e despejo de efluentes industriais; contudo, a predominância foi de PET e PE, sem ocorrência de PP na estação seca (UNNIKRISHNAN et al., 2024). O que é esperado já que as coletas foram realizadas em toda a coluna d'água e não só na superfície, o que tende a obter uma amostra mais representativa de polímeros de várias densidades. Unnikrishnan et al. (2024) também relacionam a presença de fibras de PE no estuário a atividade pesqueira tradicional, em especial à cordas de pesca desgastadas de PEBD. Tal cenário é bem possível no estuário do Cocó, já que muitos pescadores utilizam-se de equipamentos de pesca feitos de plástico, que se perde ou é até mesmo descartado no rio (ANDRADY, 2017).

No estuário do rio Azhikkal, na Índia, a análise polimérica foi realizada usando espectroscopia μ -Raman, contudo a maioria das partículas coletadas não eram MPs, mas sim de origem antrópica, dentre elas estavam tintas, pigmentos e aditivos, como a ftalocianina de cobre (SUNIL et al., 2022). O fato do corante azul de ftalocianina também estar presente neste estudo e também ser detectado em outro estuário que usou da mesma metodologia pode, ou realçar o caráter mais amplo da análise Raman, ou uma certa semelhança na origem da poluição dos dois estuários.

4 CONCLUSÕES

A partir dos resultados deste estudo e de estudos anteriores, foi possível traçar um perfil inicial da poluição microplástica no estuário do Cocó. Sendo perceptível a tendência do estuário de reter MPs ao invés de exportá-los durante a estação seca. Também foi observado a predominância de MPs com formato de fibra, transparentes, pequenos ($< 2,0$ mm) e de polipropileno. Dessa forma, o presente estudo conseguiu caracterizar a ocorrência de microplásticos na foz do rio Cocó no período seco.

Contudo, faz-se necessário a elaboração de estudos que monitorem as concentrações de MPs ao longo do tempo, para ver se esse padrão se mantém. Analisar longitudinalmente ao longo do leito do rio e na zona costeira, de modo a entender quais os MPs que entram e quais os que saem, a partir de suas características e de sua composição polimérica. Também é importante saber a relação que os microplásticos têm com a biota local e seu potencial toxicológico.

É interessante explorar a presença de MPs em outros compartimentos, como a coluna d'água ou o sedimento, para que seja possível entender melhor a poluição microplástica e sua relação com a hidrodinâmica do estuário e possíveis fontes poluidoras, a exemplo de ETEs ou galerias pluviais. Também sugere-se o uso de outras metodologias para pesquisas futuras na área de estudo, como balde inox para coleta ou FTIR-ATR para análise polimérica, de modo a compará-las a esse e demais estudos e aferir qual a mais adequada para análise microplástica no estuário do Cocó.

Por fim, espera-se que este estudo contribua para criação de políticas públicas relacionadas à mitigação da poluição marinha e aquática e para melhoria da qualidade ambiental do rio Cocó.

REFERÊNCIAS

- ABDELKADER, N. et al. Macro-, meso- and microplastic debris in three sandy beaches of north-eastern Tunisian coasts. **Regional Studies in Marine Science**, v. 67, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103229>.
- ALVES, R. S. **O ciclo de maré influencia a dinâmica de microplásticos em um estuário do semiárido brasileiro?** 2024. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2024. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/76290>.
- ANDRADY, A. L. The plastic in microplastics: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, p. 12-22, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>.
- ARTHUR, C.; BAKER, J. E.; BAMFORD, H. A. **In Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris**. NOAA Marine Debris Program: 2009. Disponível em: <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/2509>.
- BANIK, P. et al. Quantification, characterization and risk assessment of microplastics from five major estuaries along the northern Bay of Bengal coast. **Environmental Pollution**, v. 342, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123036>.
- BARBOSA, F. C. S. **Variação espaço-temporal de microplásticos nas águas superficiais de um estuário urbano no nordeste do Brasil**. 2024. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2024. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/77589>.
- BELONTZ, S. L. et al. A temporal record of microplastic accumulation in sediment cores of the Great Lakes, North America, reflects macroeconomic and regional influences. **FACETS**, v. 9, p. 1-10, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1139/facets-2023-0057>.
- BOTTERELL, Z. L. R. et al. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. **Environmental Pollution**, v. 245, p. 98-110, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>.
- CAMINS, E. et al. Paddle surfing for science on microplastic pollution. **Science of the Total Environment**, v. 709, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136178>.
- CARDOSO, D. M. **Caracterização da pesca artesanal no estuário do Rio Cocó, localidade de Sabiaguaba, Fortaleza - Ceará**. 2009. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Pesca) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/33910>.
- CARR, S. A.; LIU, J.; TESORO, A. G. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 91, p. 174-182, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>.

CASTRO, P.; HUBER, M. E. **Biologia Marinha**. Porto Alegre: AMGH Editora Ltda, 2012. E-book. ISBN 9788580551037. Disponível em: <https://app.minhabiblioteca.com.br/#/books/9788580551037/>.

CHAKRABORTY, J. N. Dyeing with phthalocyanine dye. In: CHAKRABORTY, J. N. **Fundamentals and Practices in Colouration of Textiles**. Índia: WPI, 2014. p. 169-176. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/book/9789380308463/fundamentals-and-practices-in-colouration-of-textiles>.

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

CORREIA, L. S. et al. Microplásticos nas águas do estuário Tramandaí - Armazém, Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil e relação com a qualidade da água. **Rev. Gest. Água Am. Lat.**, Porto Alegre, v. 18, e10, 2021. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.21168/rega.v18e10>.

DE FALCO, F.; DI PACE, E.; COCCA, M. The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. **Scientific Reports**. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43023-x>.

FARIAS, E. G. G.; PREICHARDT, P. R.; DANTAS, D. V. Influence of fishing activity over the marine debris composition close to coastal jetty. **Springer**. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2012-4>.

FERNANDES SOBRINHO, M. **Aspectos Geoambientais do Mangue do Rio Cocó: Um Estudo de Caso**. Fortaleza: UECE, 2008. Disponível em: <https://mpce.mp.br/wp-content/uploads/2016/01/Aspectos-Geoambientais-do-Mangue-do-Rio-Coc%C3%B3-um-estudo-de-caso.pdf>.

FOK, L. et al. A meta-analysis of methodologies adopted by microplastic studies in China. **Science of The Total Environment**, v. 718, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135371>.

FREE, C. M. et al. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. **Marine Pollution Bulletin**, v. 85, n. 1, p. 156-163, 2014. Disponível em: [10.1016/j.marpolbul.2014.06.001](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001).

FREITAS, P. P. **Aspectos hidrodinâmicos do estuário do Rio Cocó, Fortaleza, Ceará, Brasil**. 2013. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia) - Instituto de Ciências do Mar, Labomar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/30900>.

GAGO, J. et al. **Standardised protocol for monitoring microplastics in seawater**. JPI-Oceans BASEMAN Project, 2019. Disponível em: <https://repository.oceanbestpractices.org/handle/11329/1077>.

GALLOWAY, T.; COLE, M.; LEWIS, C. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. **Natural Ecology & Evolution**, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116>.

GALVÃO, G.; MAGALHÃES, D. **Plásticos e saúde global: um problema atual, pouco abordado e fora de controle**. Disponível em: <https://cee.fiocruz.br/?q=Plasticos-e-saude-global>.

GONZALEZ-SALDIAS, F. et al. Microplastic distribution and their abundance along rivers are determined by land uses and sediment granulometry. **Science of the Total Environment**, v. 933, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173165>.

HARIBOWO, R. et al. Assessment of the water quality pollution index and ecological risk of microplastic pollution along the Tambakoso River in Surabaya, Indonesia. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 267, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104457>.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo 2022**. IBGE, 2022. Disponível em: <https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/>.

INMET. Clima. 2020. Disponível em: <https://clima.inmet.gov.br/GraficosClimatologicos/CE/82397>.

IPECE (INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ). **Perfil Municipal de Fortaleza**. Fortaleza: IPECE, 2017. Disponível em: https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2018/09/Fortaleza_2017.pdf.

JIN, N. et al. Characterization and identification of microplastics using Raman spectroscopy coupled with multivariate analysis. **Analytica Chimica Acta**, v. 1197, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aca.2022.339519>.

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

KUMKAR, P. et al. Big eyes can't see microplastics: Feeding selectivity and eco-morphological adaptations in oral cavity affect microplastic uptake in mud-dwelling amphibious mudskipper fish. **Science of The Total Environment**, v. 786, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147445>.

LEE, J. et al. A comprehensive review of urban microplastic pollution sources, environment and human health impacts, and regulatory efforts. **Science of the Total Environment**, v. 946, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174297>.

LESLIE, H. A. et al. Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. **Environmental international**, v. 101, p. 133-142, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018>.

- LI, J.; LIU, H.; CHEN, J. P. Microplastics in freshwater systems: a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, v. 137, p. 362-374, 2018. Disponível em: [10.1016/j.watres.2017.12.056](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056).
- LI, Y. et al. Spatial and seasonal distribution of microplastics in various environmental compartments around Sishili Bay of North Yellow Sea, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 186, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114372>.
- LIU, P. et al. Effect of weathering on environmental behavior of microplastics: Properties, sorption and potential risks. **Chemosphere**, v. 242, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125193>.
- LIU, X. et al. Ecological interception effect of mangroves on microplastics. **Journal of Hazardous Materials**, v. 423, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127231>.
- MEDEIROS, R.; SCABIN, D. **Dicionário Ambiental Plástico**. São Paulo: 2023. Disponível em: <https://semil.sp.gov.br/educacaoambiental/prateleira-ambiental/plastico/#:~:text=Quando%20foi%20inventado%20o%20material,partir%20de%20fenol%20e%20formalde%3%ADdo>.
- MICHAELI, W. et al. **Tecnologia dos plásticos**. 1. ed. São Paulo: Editora Blucher, 1995. E-book. ISBN 9788521217305. Disponível em: <https://app.minhabiblioteca.com.br/#/books/9788521217305/>.
- MIYAZONO, K. et al. Large-scale distribution and composition of floating plastic debris in the transition region of the North Pacific. **Marine Pollution Bulletin**, v. 170, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112631>.
- MOLISANI, M. M.; CRUZ, A. L. V.; MAIA, L. P. 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.
- NITHIN, A. et al. Seasonal distribution of microplastics in the surface water and sediments of the Vellar estuary, Parangipettai, southeast coast of India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 174, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113248>.
- OLIVA-HERNÁNDEZ, B. E. et al. Microplastics in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) from Lake Amatitlán. **SciELO**, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2754>.
- OO, P. Z. et al. Horizontal variation of microplastics with tidal fluctuation in the Chao Phraya River Estuary, Thailand. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112933>.
- PASSATORE, C. R. **Química dos Polímeros**. São Paulo: Escola Técnica Estadual Tiquatira, 2013. Disponível em: <https://www.studocu.com/pt-br/document/instituto-federal-de-pernambuco/introducao-a-ciencia-dos-materiais/apostila-quimica-dos-polimeros-2011/34228437>.

PAULA, D. P. et al. Análise histórica das ressacas do mar no litoral de Fortaleza (Ceará, Brasil): origem, características e impactos. In: PAULA, D. P.; DIAS, J. A. (orgs.). **Ressacas do Mar / Temporais e Gestão Costeira**. Fortaleza: Editora Premius, 2015. p.173-201. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.2899.7840>.

PENG, G. et al. Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. **Elsevier**, v. 225, p. 283-290, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.064>.

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. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2015.292>.

PETERS, C. 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. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.080>.

PIATTI, T. M.; RODRIGUES, R. A. F. **Plásticos: características, usos, produção e impactos ambientais**. Maceió: EDUFAL, 2005. Disponível em: https://usinaciencia.ufal.br/multimidia/livros-digitais-cadernos-tematicos/plasticos_caracteristicas_usos_producao_e_impactos_ambientais.pdf.

POMPÊO, M.; RANI-BORGES, B.; PAIVA, T. C. B. **Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções**. Instituto de Biociências/Universidade de São Paulo: São Paulo, 2022. Disponível em: http://ecologia.ib.usp.br/portal/microplastico/livro_todo.pdf.

PRABAKARAN, R. et al. Structural Investigation of Copper Phthalocyanine Thin Films Using X-Ray Diffraction, Raman Scattering and Optical Absorption Measurements. **physica status solidi (b)**, v. 229, p. 1175-1186, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1002/1521-3951\(200202\)229:3<1175::AID-PSSB1175>3.0.CO;2-K](https://doi.org/10.1002/1521-3951(200202)229:3<1175::AID-PSSB1175>3.0.CO;2-K).

RAMAKRISHNAN, D.; SATHIYAMOORTHY, M. Seasonal distribution, source apportionment and risk exposure of microplastic contaminants along the Muttukadu backwater estuary, Tamil Nadu, India. **Results in Engineering**, v. 23, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102776>.

REN, L. et al. Identification of microplastics using a convolutional neural network based on micro-Raman spectroscopy. **Talanta**, v. 260, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2023.124611>.

RODRIGUES, J. M. S. et al. First evidence of microplastics in commercial mussels from Amazonian estuaries. **Regional Studies in Marine Science**, v. 70, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103379>.

DE SÁ, L. C. et al. Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? **Science of the Total Environment**. v. 645, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>.

SEMA (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO CEARÁ). **Plano de Manejo do Parque Estadual do Cocó**. Fortaleza: Arcadis, 2020. Disponível em: https://www.sema.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/36/2021/03/PMPC_01.pdf.

SEMA (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA). **Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí**. Porto Alegre: Rio Grande do Sul, 2020. Disponível em: <https://sema.rs.gov.br/1010-bh-tramandai>.

SEUMA (SECRETARIA MUNICIPAL DE URBANISMO E MEIO AMBIENTE). **Diagnóstico do Sistema de Esgotamento Sanitário Revisado**. Fortaleza: SEUMA, 2014. Disponível em: https://urbanismoemeioambiente.fortaleza.ce.gov.br/images/urbanismo-e-meio-ambiente/info cidade/diagnostico_do_sistema_de_esgotamento_sanitario.pdf.

SEUMA (SECRETARIA MUNICIPAL DE URBANISMO E MEIO AMBIENTE). **Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas do Município de Fortaleza**. Fortaleza: SEUMA, 2015. Disponível em: https://urbanismoemeioambiente.fortaleza.ce.gov.br/images/urbanismo-e-meio-ambiente/info cidade/plano_municipal_de_drenagem.pdf.

SHAW, D. G.; DAY, R. H. Colour- and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 28, p. 39-43, 1994. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)90184-8](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)90184-8).

SILVA, L. P. M. **Microplásticos em sedimentos da foz do rio Amazonas**. 2023. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Química) – Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas, Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 2023. Disponível em: <https://repositorio.unifesp.br/items/ab7315e9-6d15-491c-aa7a-c97651ec5fbb>.

SOUSA, A. G. **Filmes de Ftalocianina de Cobre analisados por Espectroscopia de Fotoemissão (XPS e UPS)**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Química) – Centro de Ciências Matemáticas e da Natureza, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <https://pantheon.ufrj.br/bitstream/11422/9208/1/Arthur%20Graf%20de%20Sousa.pdf>.

STEER, M. et al. Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. **Environmental Pollution**, v. 226, p. 250-259, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.062>.

STIFTUNG, H. B. **Atlas do plástico: fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos**. 1. ed. Rio de Janeiro: Fundação Heirich Böll, 2020. Disponível em: <https://br.boell.org/pt-br/2020/11/29/atlas-do-plastico>.

SULISTYOWATI, L. et al. The occurrence and abundance of microplastics in surface water of the midstream and downstream of the Cisadane River, Indonesia. **Chemosphere**, v. 291, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133071>.

SUNIL, M. et al. Analysis of microplastics in the estuary lying along the coastal belt of the Arabian Sea. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, v. 10, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100804>.

TRAMOY, R. et al. Transfer dynamic of macroplastics in estuaries — New insights from the Seine estuary: Part 1. Long term dynamic based on date-prints on stranded debris. **Marine Pollution Bulletin**, v. 152, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110894>.

UNNIKRISHNAN, V. et al. Insights into the seasonal distribution of microplastics and their associated biofilms in the water column of two tropical estuaries. **Marine Pollution Bulletin**, v. 206, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116750>.

WADDELL, M. et al. Microplastics in a UK Landfill: Developing Methods and Assessing Concentrations in Leachate, Hydrogeology, and Release to the Environment. **EGU General Assembly Conference Abstracts**, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-21579>.

WANG, T. et al. Abundance and characteristics of microplastics in the Wanquan River estuary, Hainan Island. **Marine Pollution Bulletin**, 189, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114810>.

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

WEN, X. et al. Microplastic pollution in surface sediments of urban water areas in Changsha, China: Abundance, composition, surface textures. **Marine Pollution Bulletin**, v. 136, p. 414-423, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.043>.

WONG, G.; LOWEMARK, L.; KUNZ, A. Microplastic pollution of the Tamsui River and its tributaries in northern Taiwan: Spatial heterogeneity and correlation with precipitation. **Environmental Pollution**, v. 260, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113935>.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483-492, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>.

WWF – WORLD WIDE FUND FOR NATURE. **Brasil é o 4º país do mundo que mais gera lixo plástico**. 2019. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/?70222/Brasil-e-o-4-pais-do-mundo-que-mais-gera-lixo-plastico>.

ZAKI, M. R. M. et al. Occurrence, abundance, and distribution of microplastics pollution: an evidence in surface tropical water of Klang River estuary, Malaysia. **Springer**. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00872-8>.

ZHANG, H. et al. Enhanced adsorption of oxytetracycline to weathered microplastic polystyrene: Kinetics, isotherms and influencing factors. **Environmental Pollution**, v. 243, p. 1550-1557, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.122>.

ZHANG, K. et al. Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 450-455, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.048>.

ZHANG, W. et al. Microplastic pollution in the surface waters of the Bohai Sea, China. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 541-548, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.058>.

ZHOU, J. et al. Characteristics, sources, and distribution of microplastics in sediments and their potential ecological risks: A case study in a typical urban river of China. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 12, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.114575>.