



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CARIRI
CCT-CENTRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
CURSO DE ENGENHARIA DE MATERIAIS**

SABRINA DUARTE ALENCAR

**AVALIAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM ECOSSISTEMAS
ESTUARINOS TROPICAIS DO DELTA DO PARNAÍBA/PI**

JUAZEIRO DO NORTE, 27 DE FEVEREIRO DE 2026

SABRINA DUARTE ALENCAR

**AVALIAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM ECOSSISTEMAS
ESTUARINOS TROPICAIS DO DELTA DO PARNAÍBA/PI**

Trabalho de Conclusão de Curso, Engenharia de Materiais, Centro de Ciência e Tecnologia, Universidade Federal do Cariri, requisito para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia de Materiais.

Orientador: Prof. Dr. Francisco José de Paula Filho.

JUAZEIRO DO NORTE

2026

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

A368a Alencar, Sabrina Duarte.

Avaliação e caracterização de microplásticos em ecossistemas estuarinos tropicais do Delta do Parnaíba-PI / Sabrina Duarte Alencar. – 2026.
52 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Materiais) – Centro de Ciência e Tecnologia, Curso de Engenharia de Materiais, Universidade Federal do Cariri, Juazeiro do Norte, CE, 2026.

Orientador: Prof. Dr. Francisco José de Paula Filho.

1. Microplásticos. 2. Contaminantes Emergentes. 3. Poluição Ambiental. 4. Engenharia de Materiais. 5. Delta do Parnaíba. I. Paula Filho, Francisco José de (Orient.). II. Universidade Federal do Cariri. III. Título.

CDD 620.11

Bibliotecário: João Bosco Dumont do Nascimento – CRB 3/1355

SABRINA DUARTE ALENCAR

**AVALIAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM ECOSISTEMAS
ESTUARINOS TROPICAIS DO DELTA DO PARNAÍBA/PI**

Trabalho de Conclusão de Curso, Engenharia de Materiais, Centro de Ciência e Tecnologia, Universidade Federal do Cariri, requisito para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia de Materiais.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Francisco José de Paula Filho (Orientador)
Universidade Federal do Cariri (UFCA)

Esp.^a Eng.^a Marcella Araújo Macêdo
Universidade Federal do Cariri (UFCA)

Dr(a). Tamyris Pegado de Souza e Silva
Universidade Federal do Ceará (UFC)

JUAZEIRO DO NORTE, 27 DE FEVEREIRO DE 2026

A Deus, por me dar cada fôlego do acordar ao dormir. Aos meus pais por serem presentes mesmo com a distância e apoiadores de tantos sonhos, minhas irmãs que não saíram do meu lado, aos meus amigos que tornaram a jornada mais leve e aos meus professores e orientadores que fizeram parte dessa jornada

AGRADECIMENTOS

Esse trabalho vem sendo construído desde o início da graduação, não em escrita, mas em conhecimento. Escrevendo-o, me trouxe várias memórias preciosas de todas as aulas, todos os prazos apertados para entrega de relatórios, estudar para as provas e ainda ser assídua nos laboratórios da universidade, mas sabe o que me faz pensar?! Deus tem um propósito para todos, seja colocando pessoas maravilhosas no meu caminho ou transformando uma ajuda em um simples gesto de afeto e carinho, então sempre grata pelas bênçãos do Senhor, um Deus vivo, que traz ar e preenche meus pulmões em cada passo e cada rota.

Aos meus pais, Rosângela e Everardo, que tanto se esforçaram para manter sua filha com ótimas condições em uma cidade totalmente estranha, mas que era necessário para as asas que dali em diante se fortaleceriam. A minha mãe diz: 'te criei para o mundo' e realmente, me preparei e esforcei todos os dias para honrá-los e fazer jus a toda dedicação e crença em mim. Agradeço à genuína dedicação das minhas irmãs, Anita e Verônica, em fazer essa jornada mais leve, aguentando crises de ansiedade, cuidando nos dias difíceis e aliviando quando estava sobrecarregada com programações de 'restart' para desacelerar e aproveitar nosso tempo juntas. Agradecer a quem sempre torceu por mim e caminhou comigo, minhas tias, meus primos, minha família...

A quem fez e faz parte dessa jornada, especialmente a Gabriella e Alan, dois grandes amigos que mostraram como uma vida praticante da solitude é bem mais animada e feliz quando se tem alguém que torce sem inveja, que indica sem medo, aconselha e fica genuinamente feliz com nossas conquistas. Aos meus amigos que sempre torceram genuinamente pelas minhas conquistas e deram pulos de felicidade, agradecer a quem chegou recentemente, por doar tempo para curar meu nervosismo e dizer que tudo já está dando certo, obrigada!

Ao Prof. Dr. Francisco José de Paula Filho (querido prof. Júnior), pela orientação, pelos conselhos e broncas que me fizeram melhorar e prestar atenção em todo o procedimento escrito e laboratorial e a minha coorientadora do coração, Marcella, que tanto me ensinou e me ajudou nessas últimas etapas, sempre disponível nas inúmeras vezes em que precisei. Aos meus colegas de laboratório, especialmente a Marcell e Leandro, que sempre foram generosos e pacientes ao explicar e ensinar como tudo funciona, ajudando-me com minhas atividades e no manuseio de reagentes. À Instituição CNPQ, FUNCAP, PRPI, por todo o apoio financeiro durante esses 4 anos. Aos 'tios' da cantina, que sempre foram tão solícitos e faziam as melhores piadas, as 'tias' da limpeza que sempre conversaram e torceram. Quero agradecer a Germano e

Tia Sônia, por terem participado ativamente da minha formação, não só acadêmica, mas pessoal também.

Acreditamos que este seja o momento apropriado para a Ciência da Informação estudar grandes questões, como: 'O que faz a vida valer a pena?'.

Kari e Hartel (2007).

RESUMO

A crescente produção e uso de materiais plásticos têm resultado na intensificação da contaminação ambiental por microplásticos, partículas com dimensões inferiores a 5mm com elevado potencial de impacto sobre os ecossistemas aquáticos. Nesse contexto, avaliou-se a ocorrência, distribuição e caracterização de microplásticos nos sedimentos do Delta do Parnaíba, considerando diferentes níveis de interferência antrópica. As amostras de sedimentos foram coletadas em pontos distribuídos ao longo do Delta do Parnaíba, abrangendo desde áreas sob maior influência urbana até regiões inseridas em unidades de conservação, sendo submetidas a análises de parâmetros físico-químicos, bem como a determinação de sólidos e umidade. A quantificação dos microplásticos encontrados foram realizados por meio de microscopia óptica, considerando aspectos morfológicos e sua identificação conduzida por espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR). Os resultados evidenciaram a presença de microplásticos em todos os pontos amostrados, com predominância de fibras e fragmentos, concentrados na faixa de tamanho entre $0,02 \leq \text{MPs} \leq 0,500 \text{ mm}$. A distribuição espacial dos microplásticos mostrou-se diretamente relacionada à intensidade das atividades antrópicas, sendo observadas maiores concentrações em áreas próximas a centros urbanos. Além disso, as partículas isoladas foram classificadas quanto à forma, cor e tamanho, e 72 foram selecionadas para identificação polimérica por espectroscopia FTIR. Contudo, devido ao reduzido tamanho das partículas, degradação avançada e interferências espectrais, apenas 7 amostras apresentaram espectros interpretáveis, correspondendo a 9,7% de retorno analítico e confirmou-se a presença predominante de polímeros amplamente utilizados, como o polietileno, além de indicar sinais de intemperismo físico-químico das partículas. Aplicou-se análise descritiva e a correlação de Spearman (ρ) das relações entre as variáveis, identificando associações positivas e negativas, destacando a correlação entre MPs e turbidez, além de relações significativas envolvendo salinidade, pH e variáveis sedimentares.

Palavras-chave: Microplásticos; Contaminantes Emergentes; Poluição Ambiental; Pressão Antrópica; Sedimentos.

ABSTRACT

The increasing production and use of plastic materials has resulted in intensified environmental contamination by microplastics, particles smaller than 5 mm with a high potential impact on aquatic ecosystems. In this context, the occurrence, distribution, and characterization of microplastics in the sediments of the Parnaíba Delta were evaluated, considering different levels of anthropogenic interference. Sediment samples were collected at points distributed throughout the Parnaíba Delta, ranging from areas under greater urban influence to regions within conservation units, and were subjected to analyses of physicochemical parameters, as well as the determination of solids and moisture. The quantification of the microplastics found was carried out using optical microscopy, considering morphological aspects, and their identification was conducted by Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR). The results showed the presence of microplastics at all sampled points, predominantly fibers and fragments, concentrated in the size range between $0.02 \leq \text{MPs} \leq 0.500$ mm. The spatial distribution of microplastics was directly related to the intensity of anthropogenic activities, with higher concentrations observed in areas near urban centers. Furthermore, the isolated particles were classified according to shape, color, and size, and 72 were selected for polymer identification by FTIR spectroscopy. However, due to the small particle size, advanced degradation, and spectral interferences, only 7 samples presented interpretable spectra, corresponding to a 9.7% analytical return, and the predominant presence of widely used polymers, such as polyethylene, was confirmed, in addition to indicating signs of physical-chemical weathering of the particles. Descriptive analysis and Spearman's correlation (ρ) were applied to the relationships between the variables, identifying positive and negative associations, highlighting the correlation between particulate matter (PM) and turbidity, as well as significant relationships involving salinity, pH, and sedimentary variables.

Keywords: Microplastics; Emerging Contaminants; Environmental Pollution; Anthropogenic Pressure; Sediments.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização dos pontos de amostragem.	24
Figura 2. Dimensionamento das partículas.	27
Figura 3. Fluxograma das etapas de preparação e análise do material.	28
Figura 4. Composição física do ambiente.	32
Figura 5. Representação dos MPs.	37
Figura 6. Espectros gerados pelo FTIR dos polímeros apresentados.	38
Figura 7. Mapa de calor da correlação de Spearman.	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Procedimentos analíticos empregados para a caracterização das amostras.	25
Tabela 2. Valores dos parâmetros físico-químicos.	30
Tabela 3. Quantificação morfológica dos MPs.	36
Tabela 4. Estatística descritiva dos parâmetros analisados.....	40
Tabela 5. Teste de normalidade de Shapiro-Wilk.	41

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABC	Academia Brasileira de Ciências
ABREMA	Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente
ANTAQ	Agência Nacional de Transportes Aquaviários
APA	Área de Proteção Ambiental
FTIR	Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MP	Microplásticos
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
ST	Sólidos Totais
SF	Sólidos Fixos
SV	Sólidos Voláteis
U	Umidade

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
1.1. Objetivos.....	19
1.1.1. Objetivos específicos.....	19
2. REFERENCIAL TEÓRICO	20
2.1. Microplásticos: conceito, classificação e fontes.....	20
2.2. Microplásticos em ambientes fluviais, estuarinos e deltaicos	21
2.3. Microplásticos em sedimentos e manguezais	21
2.4. Interação e impactos ambientais dos Microplásticos	22
3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	23
3.1 Área de estudo.....	23
3.2 Delineamento amostral, coleta e armazenamento	24
3.3 Preparação amostral – procedimento laboratorial	26
3.4 Análise quantitativa dos MPs	27
3.5 Caracterização química – espectroscopia FTIR.....	28
3.6 Tratamento dos dados e análises integradas	29
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
4.1 Análise Físico-Química da Água	29
4.2 Análise das Frações Sólidas	31
4.3 Análise Quantitativa dos Microplásticos	35
4.4 Caracterização por Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR).....	37
4.5 Análise Estatística.....	40
5. CONCLUSÃO.....	43
REFERÊNCIAS.....	46

1. INTRODUÇÃO

O plástico é um produto derivado do petróleo e está presente em diversos materiais utilizados no dia a dia da sociedade, devido a facilidade de produção, diversidade de aplicações e sua acessibilidade de baixo preço, tornando o plástico mais vantajoso comercialmente (Thakur *et al.*, 2018).

Os plásticos são compostos de alto peso molecular feitos de monômeros que são polimerizados com a adição de plastificantes, estabilizantes, pigmentos e outros aditivos (Montagner *et al.*, 2021). Existem muitos tipos de plásticos, alguns exemplos comuns incluem polietileno, poliestireno e policloreto de vinila (Anndrady, 2011). Estudos apontam que, dentre os plásticos mais encontrados no ambiente, estão os polímeros termoplásticos, polipropileno (PP), polietileno (PE) (podendo ser PEBD - polietileno de baixa densidade ou PEAD - polietileno de alta densidade), poliestireno (PS), policloreto de vinila (PVC), politereftalato de etileno (PET), poliamida (PA) e o polímero termorrígido poliuretano (PU) (Akdogan, 2019).

O PE, por exemplo, é amplamente empregado na fabricação de sacolas plásticas e embalagens, materiais predominantemente descartáveis que são frequentemente destinados de forma inadequada, favorecendo sua dispersão no meio ambiente (Meng *et al.*, 2025). De maneira semelhante, o PP é utilizado em utensílios domésticos, tampas e embalagens rígidas, enquanto o PET é comumente empregado na produção de garrafas, o que contribui para sua presença recorrente em ambientes aquáticos e terrestres (Meng *et al.*, 2025). Estes são transportados para os rios, mares e oceanos através das redes de esgoto, por meio do transporte marítimo ou perdas acidentais da indústria (Ferrari, 2019).

De acordo com o panorama de resíduos sólidos divulgado pela Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABREMA, 2024), o Brasil gerou mais de 81,6 milhões de toneladas de resíduos em 2024, com menos de 60% recebendo destinação ambientalmente adequada, o que evidencia desafios persistentes no gerenciamento de resíduos sólidos, incluindo plásticos, e reforça a necessidade de políticas e práticas eficientes de reciclagem e economia circular.

Após seu descarte os plásticos não desaparecem do meio ambiente, sua decomposição consiste em um processo de fragmentação em pequenos pedaços conhecidos como microplásticos (MPs), que são partículas plásticas com tamanhos que variam entre 0,01 e 5 mm

(Mohana *et al.*, 2022) e podem ter origem primária, quando os materiais já são produzidos em tamanhos micrométricos para compor algum produto ou objeto, ou secundária, oriundos-do processo de fragmentação de plásticos maiores (Olivatto, 2018). Além disto, os MPs podem apresentar uma ampla gama de cores, morfologias e aditivos químicos (Rochman *et al.*, 2019; Woods *et al.*, 2021).

Os microplásticos têm sido reconhecidos como contaminantes emergentes, em razão de sua presença crescente e persistente em diferentes ecossistemas ambientais. Devido à sua ampla distribuição e efeitos catastróficos, esses materiais passaram a ser classificados como uma nova categoria de poluentes de preocupação global, destacando-se não apenas pelo impacto físico que causam, mas também pelo potencial de transporte e liberação de substâncias tóxicas associadas (Riviera-Gutiérrez *et al.*, 2023).

Algumas das principais fontes de microplásticos no ambiente estão relacionadas com a logística que envolve a distribuição dos pellets (pequenas pastilhas de material plástico), ao descarte incorreto de resíduos plásticos, ao uso de cosméticos e produtos de higiene que contenham microplásticos em sua composição, à lavagem de roupas confeccionadas com tecidos sintéticos, à pesca clandestina e ao uso de tintas látex e acrílicas (Ecycle, 2019). Segundo Halimu *et al.* (2019), os microplásticos possuem características de pequenas partículas, grande área de superfície específica e forte hidrofobicidade, sendo propensos a adsorver poluentes orgânicos e metais pesados, assim como, devido ao seu tamanho, são frequentemente ingeridos por organismos, podendo afetar a estrutura de indivíduos, a dinâmica de populações e a cadeia trófica em geral, pela sua capacidade de bioacumulação.

Além disso, microplásticos são considerados onipresentes no ambiente, uma vez que foram encontrados em todos os ecossistemas (Chen *et al.*, 2021), desde a fossa marinha a água superficiais, na atmosfera, ambiente terrestre, rios e riachos, nos sistemas de tratamento de água para consumo humano, sal marinho, cerveja e alimentos (Barnes *et al.*, 2009; Ivar do Sul *et al.*, 2014; Dris *et al.*, 2015). Essa característica ubíqua dos microplásticos intensifica sua permanência no meio ambiente e amplia sua interação com organismos e outros poluentes, o que exige uma maior atenção em estudos ambientais, avaliações de risco ecológico e no desenvolvimento de estratégias eficazes de mitigação e controle (Devi *et al.*, 2023).

Ao entrarem em contato com os sistemas fluviais, as partículas menos densas tendem a flutuar na superfície e partículas que ultrapassam a densidade da água, tendem a afundar e conseqüentemente acumulam-se no sedimento. Embora existam muitos estudos disponíveis

sobre a presença e abundância de microplásticos em ambientes aquáticos, informações sobre a ocorrência de microplásticos nos sedimentos estuarinos ainda são limitadas (Xu *et al.*, 2020).

Esses contaminantes emergentes chegam aos recursos hídricos através de atividades urbanas, turísticas e pesqueiras. Os sistemas hídricos, por sua vez, atuam como receptores, transportadores e acumuladores desses contaminantes (Caruso *et al.*, 2019).

Quando no meio ambiente, os microplásticos podem se inserir nas cadeias alimentares de diversos seres vivos, trazendo riscos à vida de inúmeros animais e alterando a biota, e podem gerar riscos à saúde humana, além de retardarem o crescimento de plantas e gerarem poluição química e biológica (Bansal, 2026). É importante notar que, apesar de os plásticos, independentemente do tamanho, serem considerados materiais inertes e atóxicos, os microplásticos podem incorporar partículas tóxicas, como os chamados poluentes orgânicos persistentes (POPs), metais pesados, entre outras (Ecycle, [s/d]; Jones, 2019).

As regiões costeiras são caracterizadas por alta produtividade biológica e possuem valor econômico, social e cultural significativo. No entanto, devido à alta densidade populacional e a incidência de turismo nessas áreas, eles são particularmente suscetíveis à poluição e outros impactos ambientais (Baztan *et al.*, 2014).

Manguezais apresentam uma hidrodinâmica complexa, conectando bacias hidrográficas as águas costeiras que são influenciadas por águas dulcícolas, esses ambientes recebem e armazenam poluentes de origem continental (De Paula Filho *et al.*, 2015) incluindo os microplásticos. Como uma interface crítica para o transporte de rio para o oceano, os manguezais desempenham um papel vital na captura de matéria suspensa na coluna d'água e sedimentos, enquanto fornecem alimento e habitat para vários organismos marinhos e terrestres (J. Deng *et al.*, 2020; Kathiresan, 2003).

Os manguezais reduzem a erosão costeira, agindo como filtros para poluentes que são aprisionados em seus sedimentos e impedem a dispersão para águas abertas (Macfarlane *et al.*, 2007), além de atenuar ondas através das raízes de suporte, afetando assim a acumulação de microplásticos nos sedimentos (Duan *et al.*, 2021).

O objetivo desse trabalho foi mapear, caracterizar e quantificar os diferentes tipos de microplásticos encontrados em amostras de sedimentos do Delta do Parnaíba, Piauí, Nordeste brasileiro, contribuindo para o monitoramento da qualidade ambiental através do fornecimento de dados para o desenvolvimento de estratégias de controle da poluição difusa do ambiente estuarino.

Uma vez que a crescente produção e o descarte inadequado de materiais plásticos, aliados à sua fragmentação contínua em partículas de menores dimensões, têm contribuído para o estabelecimento de uma poluição persistente em diferentes compartimentos ambientais (Devi *et al.*, 2023). Apesar do avanço significativo das pesquisas e da crescente disponibilidade de informações recentes sobre a ocorrência de microplásticos, ainda existem lacunas importantes no conhecimento científico, especialmente à sua prevalência em ecossistemas específicos e à proposição de soluções viáveis e sustentáveis para enfrentar a ameaça representada pela poluição por microplásticos (Devi *et al.*, 2023).

O desenvolvimento da monografia será apresentado em formato de capítulos, incluindo, portanto: (i) introdução; (ii) objetivos; (iii) referencial teórico; (iv) materiais e métodos; (v) resultados e discussão; (vi) conclusão. Com essa estrutura, o presente trabalho propõe uma abordagem integrada e consistente acerca da problemática das poluição por microplásticos no Delta do Parnaíba, no estado do Piauí, uma área de elevada relevância ambiental e social. Ao considerar as especificidades desse ecossistema costeiro-fluvial, marcado por alta biodiversidade e intensa interação entre atividades humanas e recursos naturais, espera-se que o trabalho contribua para o avanço do conhecimento científico, bem como para o subsídio de ações, práticas de gestão e políticas públicas voltadas à conservação ambiental e ao uso sustentável dos recursos hídricos da região.

1.1. Objetivos

Avaliar a ocorrência, a distribuição e a caracterização de microplásticos em amostras de sedimentos do Delta do Parnaíba, relacionando sua presença com parâmetros físico-químicos da água, frações sólidas e uso e ocupação do solo, de modo a compreender os impactos ambientais associados a esse contaminante emergente em ambientes estuarinos.

1.1.1. Objetivos específicos

- a) Identificar e quantificar a presença de microplásticos em amostras de sedimentos coletadas em diferentes pontos do Delta do Parnaíba;
- b) Caracterizar morfológicamente os microplásticos encontrados quanto à forma, tamanho e cor, visando inferir possíveis fontes de origem;
- c) Analisar as frações sólidas das amostras, por meio da determinação de sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis e umidade, relacionando-as à dinâmica ambiental local;
- d) Compreender sobre os impactos desses contaminantes em sistemas estuarinos e sua

dispersão.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Microplásticos: conceito, classificação e fontes

A intensificação da produção e do consumo de materiais plásticos, impulsionados por sua versatilidade, acessibilidade e ampla aplicabilidade, têm contribuído para a geração massiva de resíduos sólidos poliméricos em escala global (Devi *et al.*, 2023). O descarte inadequado desses materiais, aliado à gestão ineficiente dos resíduos sólidos, favorece a fragmentação contínua dos plásticos em partículas de dimensões reduzidas, conhecidas como microplásticos (Fu *et al.*, 2020).

A poluição por plásticos representa uma questão social, econômica e ambiental de grande relevância (Montagner *et al.*, 2021). Quando liberados no meio ambiente, esses materiais sofrem alterações por processos físico-químicos e biológicos que determinam seu transporte e destino no ecossistema e esses resíduos plásticos de maior dimensão podem fragmentar-se em partículas menores, denominadas microplásticos (MPs), quando apresentam tamanhos inferiores a 5mm (Montagner *et al.*, 2021). Esses pequenos pedaços de plástico são contaminantes antropogênicos onipresentes em todo o mundo (Montagner *et al.*, 2021).

Os microplásticos podem ser classificados de duas formas: primários e secundários (Relatório da ABC sobre microplásticos na TV Brasil - ABC - Academia Brasileira de Ciências, 2025). Os primários são produzidos intencionalmente em tamanhos diminutos para diferentes aplicações, como microesferas presentes em pastas de dente e outros produtos para higienização, partículas utilizadas em processos industriais como matéria-prima, chamado de pellets, que servem para a fabricação de diversos produtos (Relatório da ABC sobre microplásticos na TV Brasil - ABC - Academia Brasileira de Ciências, 2025). Já os microplásticos secundários não são fabricados nesse tamanho, mas surgem da fragmentação de plásticos maiores descartados de forma inadequada. Esse processo ocorre devido à ação da luz solar, vento, ondas e até microrganismos, que degradam o material ao longo do tempo (Relatório da ABC sobre microplásticos na TV Brasil - ABC - Academia Brasileira de Ciências, 2025).

Além dessa divisão quanto à origem, os microplásticos podem ser classificados de acordo com sua morfologia (fibras, fragmentos, filmes e pellets), composição polimérica (polietileno, polipropileno, poliestireno, PET, entre outros) e características físicas, como cor e densidade, fatores que influenciam diretamente seu comportamento ambiental (Law, 2017). As

principais fontes incluem efluentes domésticos e industriais, desgaste de pneus, atividades pesqueiras, embalagens descartáveis e má gestão de resíduos sólidos urbanos, destacando o papel das atividades antrópicas na introdução contínua dessas partículas nos ecossistemas aquáticos (Law, 2017).

2.2. Microplásticos em ambientes fluviais, estuarinos e deltaicos

Os ambientes fluviais atuam como importantes vetores de transporte de microplásticos, conduzindo partículas oriundas de áreas urbanas, industriais e agrícolas até regiões costeiras (Dialectaquiz et al., 2025). Uma vez nos estuários, esses contaminantes encontram condições ambientais específicas, como variações de salinidade, correntes e deposição de sedimentos, que favorecem sua retenção e redistribuição (Dialectaquiz et al., 2025). Os microplásticos (MPs) tornaram-se um poluente crítico, acumulando-se em ecossistemas aquáticos e representando riscos ambientais e à saúde humana significativos (Pal *et al.*, 2024).

As regiões costeiras e estuarinas assumem papel destaque nesse contexto, por concentrarem múltiplas pressões antrópicas, como urbanização, turismo, pesca, operações portuárias e lançamento de efluentes, que contribuem significativamente para o aporte de resíduos plásticos aos corpos hídricos (Sánchez-Hernández *et al.*, 2021). Revisões sistemáticas sobre microplásticos em ambientes costeiros brasileiros ressaltam que, embora haja muitos estudos em água superficial e sedimentos de praias, a quantidade de pesquisas em ambientes estuarinos ainda é limitada (Escrobot *et al.*, 2021).

2.3. Microplásticos em sedimentos e manguezais

Os microplásticos caracterizam-se pela sua distribuição e persistência no ambiente, sendo detectados não apenas na coluna d'água, mas também nos sedimentos, solos e organismos vivos, o que evidencia sua capacidade de atingir diversos compartimentos ambientais (Olaosho *et al.*, 2025). Os sedimentos são considerados importantes sumidouros ambientais de microplásticos, uma vez que processos de sedimentação promovem o acúmulo dessas partículas no fundo de sistemas aquáticos (Wagner *et al.*, 2014).

Em ambientes de manguezal, a complexa estrutura radicular reduz a energia hidrodinâmica local, promovendo retenção sedimentar e potencial acúmulo de microplásticos ao longo do tempo (Martin, 2019). Além disso, a presença de matéria orgânica e biofilmes nos sedimentos pode aumentar a adsorção de contaminantes associados às partículas plásticas, tornando esses ambientes reservatórios persistentes de poluentes (Rochman, 2018).

A dinâmica de transporte e destino dos microplásticos em sistemas fluviais, estuarinos e costeiros é controlada por fatores como densidade, tamanho, forma e processos hidrodinâmicos, resultando em padrões de acúmulo nos sedimentos, tornando esses ambientes importantes reservatórios de microplásticos persistentes no ambiente aquático (Jiang *et al.*, 2024). A questão crítica com os MPs é amplificada pela tendência crescente à bioacumulação à medida que seu tamanho diminui. A dispersão dessas partículas ao redor do globo aumentou, principalmente devido ao seu tamanho consideravelmente menor, fluatibilidade e durabilidade sustentada no ambiente, o que permite seu acúmulo em matrizes ambientais como sedimentos (Olaosho *et al.*, 2025).

2.4. Interação e impactos ambientais dos Microplásticos

Os microplásticos não atuam apenas como contaminantes físicos, mas também como superfícies capazes de adsorver compostos orgânicos persistentes, fármacos e metais-traço, funcionando como vetores de transporte desses poluentes nos ambientes aquáticos (Wu *et al.*, 2016; Rochman, 2019).

Essas partículas podem aderir a biofilmes, acumular contaminantes químicos e ser ingeridas por organismos de diferentes níveis tróficos, desde zooplâncton até peixes e aves (Jones, 2019). Essa interação facilita a entrada dos microplásticos nas cadeias alimentares, ampliando o risco de bioacumulação e biomagnificação (Jones, 2019). Os impactos ambientais dos microplásticos incluem prejuízos à biodiversidade, alteração de processos ecológicos e comprometimento da qualidade dos recursos naturais (Mello, 2025). Além disso, a fragmentação contínua dos plásticos aumenta a quantidade de partículas disponíveis para interação com o meio, intensificando os efeitos negativos (Mello, 2025). Relatórios internacionais, como os do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), destacam que milhões de toneladas de plásticos chegam aos oceanos anualmente, contribuindo para a proliferação de microplásticos e seus impactos sobre ecossistemas e comunidades humanas (Mello, 2025).

Os microplásticos podem interagir fortemente com outros poluentes químicos e metais pesados, atuando como vetores que alteram o destino e a mobilidade desses contaminantes nos ambientes aquáticos (Wu *et al.*, 2024). A ingestão de microplásticos por diversos organismos aquáticos tem sido associada à bioacumulação de contaminantes, o que pode provocar danos fisiológicos e potencial transferência de contaminantes ao longo da cadeia trófica (Barboza *et*

al., 2018). A bioacumulação de microplásticos e dos contaminantes que se ligam a eles em organismos aquáticos levanta preocupações sobre a segurança alimentar e os riscos à saúde humana associados ao consumo de peixes contaminados (Naomi, 2025).

Nesse cenário, a caracterização morfológica, a quantificação e a identificação polimérica dos microplásticos, aliada à análise de parâmetros físico-químicos da água e dos sólidos presentes, tornam-se ferramentas essenciais para compreender sua dinâmica ambiental uma vez que essas análises permitem distinguir tipos de polímeros, dimensões e propriedades que influenciam sua origem (Xia, 2024). A utilização de técnicas analíticas, como a espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR), possibilita a identificação dos tipos de polímeros e o grau de intemperismo das partículas, contribuindo para o entendimento de suas fontes (Yousafzai *et al.*, 2025).

3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.1 Área de estudo

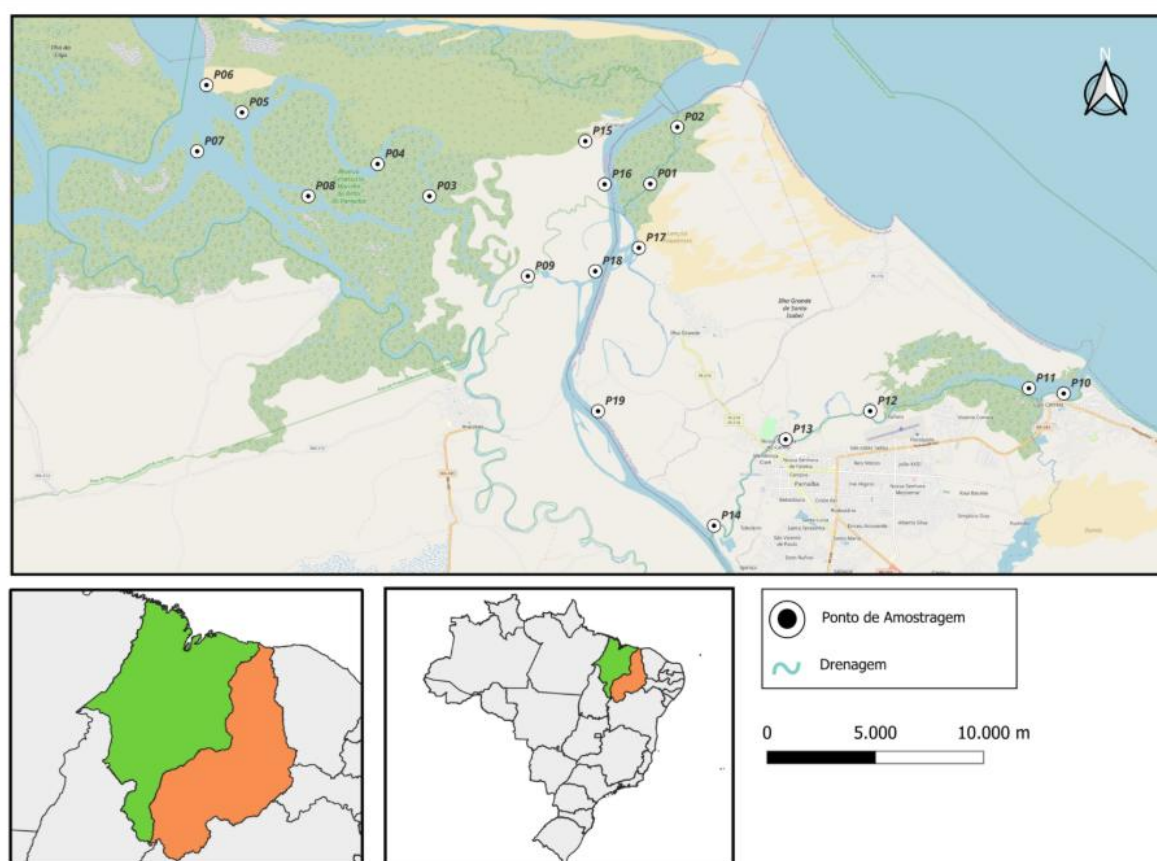
O Delta do Parnaíba constitui um dos sistemas estuarinos mais singulares do Brasil, sendo o único Delta em mar aberto das Américas e uma das paisagens mais extensas do litoral brasileiro (ICMBio, 2023). Localizado na foz do Rio Parnaíba, o delta está inserido na Área de Proteção Ambiental (APA) e ocupa uma área de aproximadamente 2.700Km², formando um extenso arquipélago com mais de 70 ilhas e ilhotas, além de canais, manguezais e ambientes lagunares (ICMBio, 2023). A população humana do entorno é marcada por uma significativa presença urbana na cidade de Parnaíba (PI), cuja estimativa populacional ultrapassa 170 mil habitantes (IBGE, 2023), juntamente com núcleos populacionais menores em ilhas e comunidades tradicionais reconhecidas na Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba (ICMBio, 2023). O Delta do Parnaíba destaca-se também pela sua notável biodiversidade florística e faunística, desde manguezais, restingas e dunas móveis até florestas ripárias e vegetação litorânea (ICMBio, 2023).

Do ponto de vista socioeconômico, o Delta do Parnaíba sustenta atividades tradicionais, como pesca artesanal, coleta de mariscos e extrativismo vegetal, que constituem a base econômica de várias comunidades locais (ICMBio, 2023). Ademais, a região integra uma dinâmica econômica regional e empreendimentos estratégicos, como o Porto do Parnaíba, que exerce a função logística relevante para o abastecimento regional (ANTAQ, 2023). O ecoturismo tem apresentado um crescimento significativo, consolidando-se como principal

vetor de renda, atraindo visitantes que estejam interessados na biodiversidade e na cultura das comunidades (MMA, 2021). Contudo, a biodiversidade enfrenta desafios socioambientais, com a expansão de atividades econômicas e a desenfredda urbanização, há pressões crescentes relacionadas à gestão inadequada de resíduos sólidos e à introdução de poluentes emergentes, incluindo microplásticos (Rochman *et al.*, 2019).

Amostras de sedimentos, foram coletadas em diferentes trechos do Delta do Parnaíba, localizado no Nordeste brasileiro, entre o estado do Piauí e Maranhão (Figura 1).

Figura 1. Localização dos pontos de amostragem.



Fonte: Autor, 2025.

3.2 Delineamento amostral, coleta e armazenamento

A campanha de amostragem dos sedimentos, foram realizadas durante o mês de dezembro de 2024 em período seco na região, em 19 pontos do delta, em áreas com diferentes graus de influência antrópica. A amostragem foi realizada utilizando draga Ekman de aço inoxidável (volume = 3,5L, $0.15 \times 0.15 \times 0.15 \text{ m}^3$) e acondicionadas em potes de vidro com capacidade volumétrica de 1,0 L, previamente higienizados e identificados, as amostras foram

acondicionadas em caixas térmicas e transportadas ao laboratório Central Analítica da Universidade Federal do Cariri - Ceará, onde foram refrigeradas até o seu processamento. Foram monitoradas, in loco, a partir de sondas multiparamétricas (pHmetro, marca: Thermo; modelo: Orion 4 STAT), as variáveis físico-químicas da água (pH, oxigênio dissolvido – OD, saturação de oxigênio - OD%, condutividade elétrica – EC, sólidos dissolvidos – STD, Turbidez – NTU, temperatura – T°C e salinidade – S).

A medição dos parâmetros físico-químicos da água é essencial em estudos ambientais porque permite compreender as condições naturais e os impactos antrópicos que influenciam a dinâmica dos ecossistemas aquáticos (Rodrigues; Chrispim; Silva, 2022). Variáveis como pH, turbidez, condutividade, oxigênio dissolvido e sólidos totais não apenas indicam a qualidade da água, mas também ajudam a interpretar o comportamento, transporte e deposição de contaminantes, como os microplásticos, funcionando como indicadores ambientais capazes de revelar alterações decorrentes de lançamentos de efluentes e atividades urbanas, turísticas e portuárias (Buwono; Risjani; Soegianto, 2021).

Em laboratório, objetivando compreender as características físicas dos sedimentos coletados, foi realizada a análise gravimétrica dos sedimentos segundo os procedimentos estabelecidos pela NBR 10.664/1989. Esse processo permitiu a determinação das frações sólidas do sedimento, sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV), assim como a Umidade (U). Os procedimentos adotados para caracterização físico-química podem ser visualizados da Tabela 1.

Tabela 1. Procedimentos analíticos empregados para a caracterização das amostras.

Variável	Procedimento	Unidade	Fonte
pH	pHmetro	Adimensional	----
Temperatura		°C	----
Oxigênio Dissolvido	Sonda multiparamétrica	mg/L	NBR 10.664/89
Saturação		%	
Turbidez		NTU	
Salinidade	Salinômetro	ppm	
ST	Gravimétrico	%	
SF			
SV			

Fonte: Autor, 2025.

3.3 Preparação amostral – procedimento laboratorial

Durante todas as etapas do estudo e laboratoriais, foram adotadas medidas rigorosas para evitar e prevenir contaminação por partículas plásticas externas. No momento da coleta, as amostras de sedimentos foram acondicionadas em potes de vidro previamente higienizados e vedados, evitando o uso de recipientes plásticos. No laboratório, priorizou-se a utilização de materiais de vidro e utensílios metálicos, previamente lavados e as análises foram realizadas sob capela de exaustão, a fim de minimizar a deposição de fibras sintéticas suspensas no ar. Adicionalmente, em todas as etapas analíticas foi adotado o procedimento de controle em branco (“blank”), conduzido paralelamente às amostras, com o objetivo de monitorar e identificar possíveis contaminações externas.

A preparação das amostras e quantificação dos MPs, foi realizada a partir da adaptação de protocolos já consolidados na literatura científica (Chen *et al.*, 2023; Ghanbari *et al.*, 2022; Dung *et al.*, 2018; Xu *et al.*, 2020; Jahan *et al.*, 2019), com o intuito de garantir comparabilidade com outros estudos realizados em ambientes costeiros e estuarinos.

Inicialmente, a secagem das amostras a 70° em banho de areia, esta etapa foi realizada até que toda umidade das amostras evaporasse, seguida pela separação de uma subamostra de 40g de sedimento seco e previamente peneirados. A amostra foi submetida à digestão da matéria orgânica por meio da aplicação simultânea de 20,0mL de solução de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) a 35% e 20,0mL de solução catalizadora sulfato de Fe (II) 0,05 M. 20mL. Esse procedimento foi conduzido até a completa eliminação da matéria orgânica, sendo observado pela ausência de efervescência, assegurando que apenas as partículas inorgânicas e os possíveis MPs permanecessem para a etapa de quantificação.

Na sequência, as amostras foram submetidas à separação densimétrica, utilizando solução de cloreto de zinco (ZnCl₂) com densidade de 1,5 g/cm³ e foram transferidos para provetas e deixadas para descansar por 24 horas. Essa etapa é crucial, uma vez que permite isolar partículas menos densas, como os MPs, das frações minerais mais pesadas do sedimento. O sobrenadante foi então cuidadosamente filtrado em membrana de fibra de vidro Millipore

com membrana de fibra de vidro de porosidade e 47 mm de diâmetro (Marca: Sartorius, Código: 13400-47-Q), responsáveis pela retenção das partículas de interesse.

3.4 Análise quantitativa dos MPs

Os filtros foram analisados em estereomicroscópio IONLAB ECZ-BRACK, instrumento que possibilitou a observação detalhada, detecção e contagem das partículas de microplásticos de acordo com sua morfologia, coloração e caracterização morfológica, esta etapa foi realizada utilizando os critérios propostos por Markley *et al.* (2024), que organizam as partículas em duas categorias principais: sólidas e flexíveis.

Após a etapa de identificação e contagem das partículas, procedeu-se a mensuração individual dos microplásticos. Para isso, cada partícula identificada nas membranas filtrantes foi fotografada utilizando o software ManyCam acoplado ao sistema de captura de imagem dos estereomicroscópio e assim, as imagens foram registradas. As imagens obtidas foram importadas para o software ImageJ, amplamente utilizado para análises morfométricas em estudos científicos. Inicialmente, houve a calibração da escala do programa e em seguida, as partículas foram delimitadas, possibilitando a obtenção de suas dimensões lineares (Fig. 2).

Figura 2. Dimensionamento das partículas.



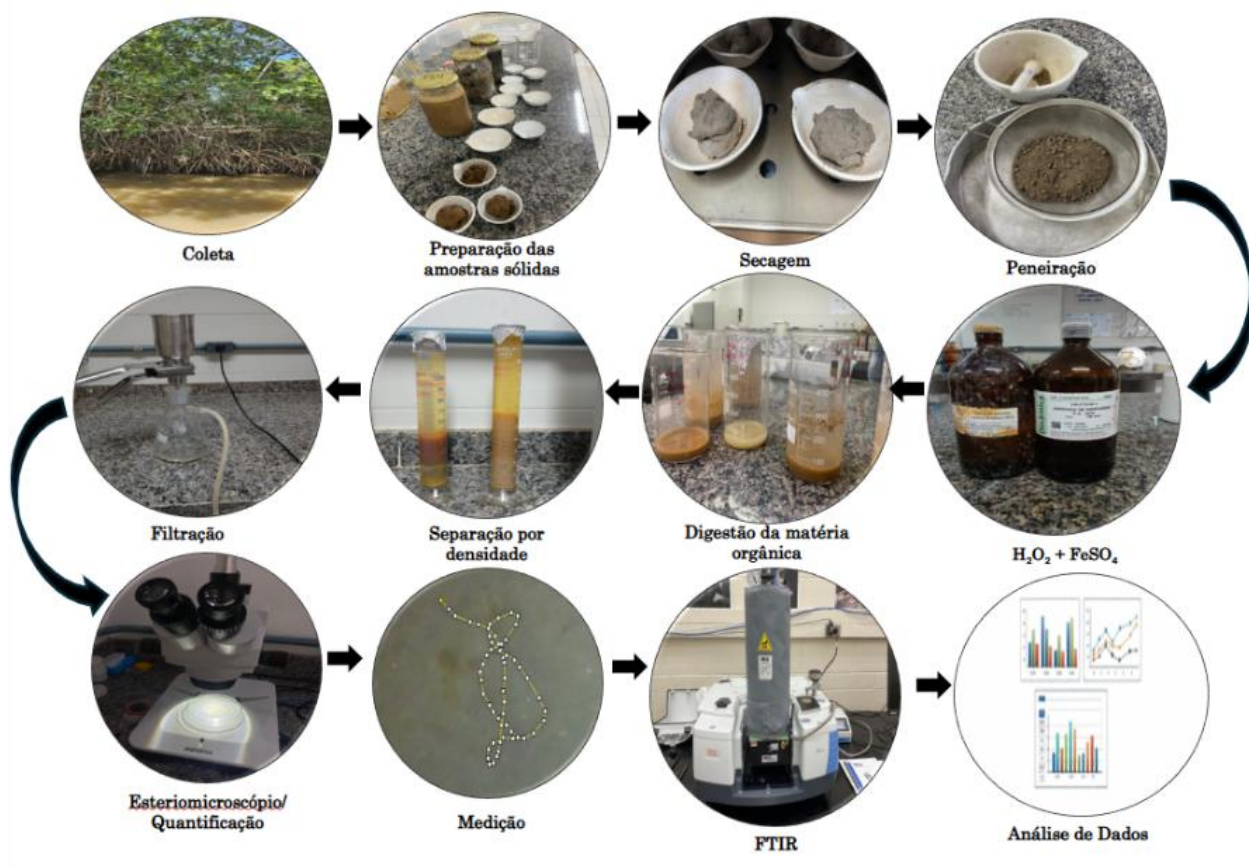
Fonte: Autor, 2025.

3.5 Caracterização química – espectroscopia FTIR

A caracterização química das partículas poliméricas foi realizada por meio da Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier associada ao acessório de Refletância Total Atenuada (FTIR-ART) na região do infravermelho médio 4000-650 cm^{-1} em equipamento modelo Cary 630, marca Agilent (Santa Clara - USA). Os dados foram obtidos com uso do software Microlab e o Resolution Pro, marca Agilent (Santa Clara - USA). A resolução espectral máxima de 2 cm^{-1} e o espectro apresentado corresponde à média de até oito leituras para cada número de onda. Esse método permite avaliar a absorção da radiação infravermelha por uma substância em diferentes comprimentos de onda.

A Figura 03 apresenta um fluxograma que ilustra o percurso metodológico de maneira clara e organizada, permitindo uma melhor visualização das etapas e procedimentos adotados na análise de microplásticos.

Figura 3. Fluxograma das etapas de preparação e análise do material.



Fonte: Autor, 2025.

3.6 Tratamento dos dados e análises integradas

Os dados serão obtidos a partir da caracterização físico-química dos sedimentos (umidade, sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis), da quantificação e classificação morfológica dos MPs (forma, cor e tamanho), bem como a identificação polimérica por espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier, foram organizados em planilhas para posterior tratamento estatístico. Será realizado uma análise estatística descritiva, incluindo cálculo de média, desvio-padrão e distribuição percentual das variáveis, a fim de caracterizar o comportamento geral dos dados.

Será realizada uma análise comparativa entre os pontos amostrais, considerando os diferentes níveis de influência antrópica, o que permitirá discutir padrões espaciais de distribuição dos MPs no sistema estuarino do Delta do Parnaíba. A integração entre dados sedimentológicos, caracterização morfológica e identificação polimérica possibilitará o estudo acerca das fontes potenciais e o comportamento desses poluentes.

A avaliação de possíveis associações entre a abundância de microplásticos e os parâmetros físico-químicos do sedimento, os dados serão submetidos a testes de normalidade de Shapiro-Wilk. Deve-se considerar a distribuição normal e não normal por parte das variáveis, apresentando relações paramétricas e se as variáveis forem não paramétricas, usa-se a correlação de Spearman (ρ), adequada para dados ambientais que não atendem aos pressupostos de normalidade.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise Físico-Química da Água

Os resultados do pH das amostras estudadas variaram entre 6,59 (P01) e 8,11 (P10). De acordo com Vujic *et al.* (2023), um pH mais baixo (ácido) pode acelerar a degradação de plásticos como poliestireno e polietileno de baixa densidade, enquanto um pH mais elevado (alcalino) tende a reduzir esse processo. Entretanto, a intensidade desses efeitos pode variar conforme as condições específicas do ambiente aquático.

Quanto aos resultados de oxigênio dissolvido (OD), variam de 3,86 a 5,88 ppm. A poluição da água pode reduzir os níveis de oxigênio dissolvido, principalmente devido à presença de poluentes orgânicos, como os polímeros, que consomem oxigênio durante sua decomposição (Bolños, 2011). A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece que o valor mínimo de OD para a preservação da vida aquática em águas doces é de 5,0 mg/L, indicando

que em alguns pontos o oxigênio dissolvido esteve abaixo do limite recomendado, caracterizando condições de estresse para a biota aquática. Entre os fatores que influenciam a interação entre microplásticos e outras substâncias, a matéria orgânica (Wu *et al.*, 2016).

Turbidez é uma medida da extensão em que a água perde sua transparência devido à presença de partículas em suspensão, como sedimentos, materiais inorgânicos em suspensão, matéria orgânica, compostos orgânicos solúveis coloridos, fitoplâncton, algas e outros organismos microscópicos (Sahoo *et al.*, 2023).

P01 e P02 estão inseridos em área preservada, localizados no canal principal e caracterizados por intensa deposição de matéria orgânica, com valores observado de 75 e 150 NTU, respectivamente, podem ser interpretados pela dinâmica estuarina natural. De acordo com a Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, estabelece limite de até 100 NTU para águas doces em ambientes estuarinos, especialmente em canais sujeitos à ação de marés, é comum a formação de zonas de máxima turbidez, resultantes da mistura entre águas doces e salgadas e da ressuspensão contínua de sedimentos finos e detritos orgânicos. Ademais, mesmo em área preservada, a elevada turbidez não necessariamente indica impacto antrópico direto, mas pode refletir a dinâmica natural do canal estuarino, caracterizada por elevada carga de sólidos suspensos e matéria orgânica.

Tabela 2. Valores dos parâmetros físico-químicos.

Sítios Amostrais	Turbidez (NTU)	OD (mg/L)	pH	Temperatura (°C)	Salinidade (ppm)
1	75	5,06	6,59	29	0,5
2	150	4,75	6,75	29,49	4,4
3	51,6	3,86	6,81	29,43	3,9
4	35,2	4,06	7,05	30,38	13,1
5	29	5,3	8	29,3	36,1
6	15	5,51	8,08	29,5	37,5
7	13,4	5,03	8,05	29,14	36,2
8	15,1	3,97	7,91	29,42	33,5
9	30,5	5,28	7,59	29,64	0
10	7,7	5,08	8,11	29,94	31,5
11	17	4,6	8,04	29,27	18,5
12	34,6	4,68	7,35	29,1	0
13	21,1	4,2	7,05	29,41	0
14	32,1	5,38	6,75	29,11	0
15	59	3,89	7,23	29,06	1

16	39,4	5,88	7,12	29,78	0
17	0,6	5,56	7,07	29,68	0
18	20,3	6,05	6,6	29,83	0
19	30,07	4,74	7,04	30,07	0

Fonte: Autor, 2026.

Estudos têm demonstrado que a presença de microplásticos na água, pode contribuir para o aumento da turbidez (Soler *et al.*, 2025). Isso ocorre devido à natureza das partículas de microplásticos, que são leves e podem permanecer suspensas na água por longos períodos (Chen *et al.*, 2025). Além disso, os microplásticos podem adsorver outros contaminantes orgânicos e inorgânicos, aumentando ainda mais a turbidez e afetando a transparência da água (Zhou *et al.*; 2021; Ballent *et al.*; 2013).

Os resultados da salinidade indicaram uma grande variação, indo de 0 ppm (condições de água doce) até cerca de 37,5 ppm (condições típicas de água marinha). Em áreas de baixa salinidade, próximas à influência fluvial, os MPs tendem a se acumular junto com sedimentos finos e matéria orgânica, já que a menor densidade da água favorece a deposição. Nas regiões de alta salinidade (31,5–37,5 ppm), sob maior influência marinha, os MPs podem permanecer mais tempo em suspensão devido à maior densidade da água e à ação das correntes de maré, sendo transportados para zonas costeiras e oceânicas. A salinidade é um dos parâmetros mais importantes para compreender a dinâmica dos estuários, pois reflete diretamente o equilíbrio entre água doce proveniente dos rios e a água salgada do mar (BRAGA *et al.*, 2023). Nos estuários brasileiros, estudos mostram que a salidade é altamente variável, dependendo da sazonalidade das chuvas, da intensidade das marés e da descarga fluvial (BRAGA *et al.*, 2023).

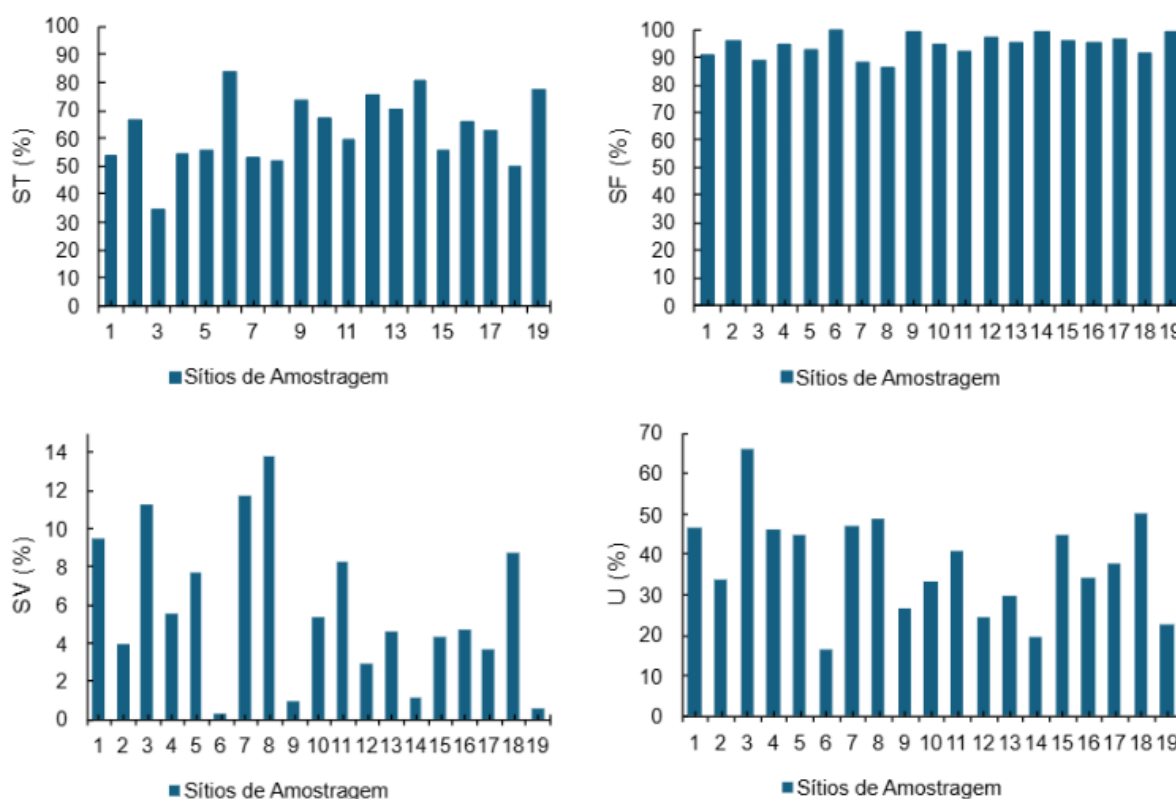
O crescimento do turismo desordenado, a expansão urbana nas áreas costeiras, a pesca predatória, o descarte inadequado de resíduos sólidos e a intensificação de atividades portuárias e industriais têm provocado impactos significativos no ecossistema local. Entre os problemas ambientais mais visíveis está a acumulação de resíduos plásticos, que entram nos sistemas aquáticos e sofrem degradação física, química e biológica, aumentando o número de microplásticos. Portanto, a presença de microplásticos nesse ambiente pode comprometer não apenas a saúde dos ecossistemas aquáticos, mas também a qualidade da água fornecida às comunidades (Rochman, 2018)

4.2 Análise das Frações Sólidas

A quantificação das frações sólidas presentes nas amostras de água e sedimento é

necessária para a compreensão da dinâmica sedimentar dos corpos hídricos (Fraga *et al.*, 2020). Os parâmetros de sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV) e umidade (U) (Fig. 4) fornecem informações essenciais sobre a composição física do ambiente, permitindo identificar a proporção de material orgânico e inorgânico presente, bem como inferir sobre a influência de processos naturais e atividades antrópicas (PROMATEC AMBIENTAL, 2023). Em ambientes estuarinos como o Delta do Parnaíba, a análise dessas frações demonstra intensas variações sofridas nessas áreas como a salinidade, mistura de águas doces e salgadas, além da influência direta ou indireta dos seres humanos, o que afeta a disposição e composição dos sólidos (Ji *et al.*, 2026).

Figura 4. Composição física do ambiente.



Fonte: Autor, 2026

Os resultados obtidos pressupõem uma variação entre os 19 sítios de amostragem, refletindo heterogeneidade nas características sedimentares da área estudada. Os valores de ST apresentam variação, principalmente nos pontos P03 e P06, oscilando em percentual entre 30% e 85%, respectivamente, essa amplitude é possivelmente associada a ampla variabilidade de locais na dinâmica deposicional e no aporte de material particulado (Santos *et al.*, 2020).

Os SF apresentam valores elevados, predominantemente na faixa de 90%, correspondente ao material inorgânico remanescente após a queima da amostra, representando a porção mineral do sedimento. A baixa variabilidade espacial observada, sugere que apesar das diferenças locais na umidade e nos ST, a composição mineral básica do sedimento permanece relativamente constante ao longo da amostragem (Fernandes *et al.*, 2019).

Os valores de SF observados nas amostras indicam uma predominância significativa de material inorgânico nos diferentes pontos do Delta, representando o resíduo mineral não volátil que permanece após a calcinação, composto por sais, minerais e partículas sedimentares. Nos pontos próximos a foz e áreas de influência marinha, como P10, P12 e P19, os percentuais de SF foram mais elevados, refletindo a maior salinidade e a deposição de partículas transportadas pela maré.

Os SV apresentam valores baixos, variando de 0% até 14%, correspondente a perda de massa após a combustão da matéria orgânica, os resultados indicam baixa contribuição orgânica nos sedimentos analisados. Contudo, alguns sítios apresentaram valores mais elevados de SV, sugerindo possíveis áreas de maior deposição orgânica, podendo alterar significativamente as propriedades físico-químicas do sedimento.

Os SV, que representam a quantidade de matéria orgânica presente nas amostras (Thomazine *et al.*, 2023), apresentaram variações entre os pontos, com destaque para os pontos P03 e P08, que exibiram valores mais elevados em comparação aos demais. Ressalta-se que ambos os pontos estão localizados no interior da Reserva Extrativista Marinha do Delta do Parnaíba, em áreas internas de manguezal. Essas áreas são caracterizadas por menor influência hidrodinâmica das marés, favorecendo a deposição e o acúmulo de material particulado fino e de resíduos orgânicos provenientes da própria vegetação do mangue, como folhas, galhos e raízes. Dessa forma, é provável que a maior concentração de sólidos voláteis observada nesses pontos esteja associada à maior retenção e ao acúmulo natural de matéria orgânica, refletindo as condições ambientais típicas de setores mais internos do manguezal.

Paralelamente, os menores percentuais de sólidos voláteis foram observados nos pontos P02 e P19, localizados no rio Parnaíba, nas proximidades da Ilha Grande e da ilha das Canárias, respectivamente, em regiões mais próximas a áreas urbanizadas. Embora esses setores estejam sujeitos a maior interferência antrópica, trata-se de ambientes com maior influência hidrodinâmica, especialmente devido à ação das marés, da descarga fluvial e do tráfego de

embarcações, o que favorece a ressuspensão e o transporte de sedimentos finos e de matéria orgânica particulada. Além disso, a maior circulação da água nesses trechos tende a promover maior oxigenação do sedimento, intensificando os processos de degradação da matéria orgânica, o que contribui para a redução dos teores de sólidos voláteis. Assim, mesmo sob maior pressão antrópica, esses ambientes apresentam menor capacidade de retenção e acúmulo de matéria orgânica, em contraste com áreas mais internas e isoladas de manguezal, onde predominam condições de menor energia hidrodinâmica e maior deposição natural de material orgânico.

Os sólidos totais (ST), que correspondem à soma das frações fixa e volátil do sedimento, apresentaram variações entre os pontos de amostragem, refletindo principalmente diferenças no teor de umidade e nas características físicas e composicionais dos sedimentos. O teor de ST está diretamente relacionado à umidade, uma vez que se trata de grandezas complementares, de modo que sedimentos com maior umidade tendem a apresentar menores percentuais de sólidos totais. Além disso, a umidade do sedimento é influenciada pelo tipo de sólido predominante, sendo geralmente menor em sedimentos com maior proporção de sólidos fixos (fração mineral) e maior naqueles com elevado teor de sólidos voláteis, uma vez que a matéria orgânica favorece a retenção de água.

As características granulométricas também exercem papel fundamental nesse comportamento, uma vez que sedimentos mais arenosos tendem a apresentar maior teor de sólidos fixos e menor capacidade de retenção de umidade, enquanto sedimentos mais finos, como os argilosos, apresentam maior retenção hídrica. A literatura indica ainda que sedimentos mais finos e ricos em matéria orgânica apresentam maior capacidade de retenção de partículas plásticas (Zhou *et al.*, 2024), enquanto sedimentos arenosos tendem a reter menores quantidades desse material, em função da menor área superficial e da maior mobilidade dos grãos. Dessa forma, a compreensão das frações mineral e orgânica dos sedimentos é fundamental para a identificação de áreas mais propensas à retenção de microplásticos, especialmente quando associada a fatores adicionais, como a proximidade de áreas urbanizadas ou regiões com intensa atividade turística.

Nesse contexto, os pontos P08, localizado na Reserva Extrativista Marinha do Delta do Parnaíba, e P10, situado nas proximidades de Luís Correia, apresentaram os menores valores de ST, indicando sedimentos com maior umidade e, provavelmente, com características mais finas e argilosas, favorecendo a retenção de água. Em contrapartida, os maiores valores de ST

foram registrados nos pontos P01, localizado nas proximidades dos Lençóis Piauienses, área caracterizada por ambientes dunares e sedimentos predominantemente arenosos, e P07, situado na Reserva Extrativista, próximo à Ilha da Revoada dos Guarás, área que apresenta bancos de areia, além disso, sujeita a intensa atividade turística, o que pode contribuir para a maior mobilização de sedimentos minerais e maior proporção de sólidos fixos.

A umidade é um parâmetro de grande relevância, pois influencia diretamente a concentração dos sólidos, a densidade dos sedimentos e a atividade microbiana. Dessa forma, sua variação entre os pontos estudados reforça a importância de integrar esse dado à interpretação da qualidade ambiental, especialmente em ecossistemas costeiros sujeitos à alternância entre ambientes úmidos e secos provocada pelas marés. A umidade das amostras apresentou o comportamento diretamente relacionado à composição dos sólidos Totais e às condições locais de deposição.

A Umidade apresentou variação entre os sítios, com valores aproximados entre 15% e 65%. Sedimentos com maior teor de umidade tendem a estar associados a áreas de menor energia, favorecendo a retenção de água entre os sedimentos, potencialmente, de partículas finas. De modo integrado, os resultados indicam um ambiente com predominância de material mineral, baixa fração orgânica e variação espacial significativa na umidade. Esse conjunto de características é típico de ambientes estuarinos ou costeiros sob influência hidrodinâmica variável, nos quais os processos físicos desempenham papel central na distribuição e deposição dos sedimentos.

4.3 Análise Quantitativa dos Microplásticos

A caracterização morfológica e a quantificação dos MPs são etapas fundamentais para compreender as dimensões e os reais impactos desses contaminantes nos ecossistemas aquáticos pois a forma, o tamanho e a abundância das partículas influenciam diretamente seu comportamento ambiental, sua distribuição nos diferentes compartimentos do ecossistema e seu potencial de interação com organismos aquáticos (Pal et al., 2024).

Diferentes morfologias, como fibras, fragmentos e filmes, apresentam dinâmicas distintas de transporte, deposição e ressuspensão, além de diferentes probabilidades de ingestão pela biota (Rashid et al., 2025). Do mesmo modo, a quantificação permite avaliar o grau de contaminação ambiental, identificar padrões espaciais e possíveis fontes de aporte, bem como subsidiar comparações entre áreas e estudos distintos (Xu *et al.*, 2020). Assim, essas etapas

forneem informações essenciais para a avaliação de riscos ecológicos, para o entendimento dos processos de acumulação e para o embasamento de estratégias de monitoramento e gestão ambiental (LI *et al.*, 2023).

Essa caracterização morfológica permitiu identificar formas, cores e tamanhos, fornecendo indícios sobre suas origens, como atividades pesqueiras ou o desgaste de materiais plásticos maiores (fragmentos), bem como sobre o comportamento dos microplásticos no ambiente, especialmente em relação aos processos de transporte, deposição e interação com o sedimento.

A quantificação possibilita avaliar a distribuição espacial e a intensidade da contaminação, permitindo comparar diferentes áreas, identificar zonas mais impactadas e analisar a ocorrência dos microplásticos associado a fatores físico-químicos e antrópicos. A Tabela 3 apresenta a quantificação morfológica dos microplásticos identificados nas amostras, considerando a forma, a cor e a classe de tamanho das partículas.

Tabela 3. Quantificação morfológica dos MPs.

Forma (Unid.Kg⁻¹)	Quant. (Und)	Cor (Unid.Kg⁻¹)	Quant. (Und)	Tamanho (mm)
Fragmento	31800	vermelho	75	
Fibra	2450	verde	25	
		azul	1075	
		incolor	1275	0.02≤MPs≤0.500
		branco	600	
		preto	3825	
		marrom	26450	

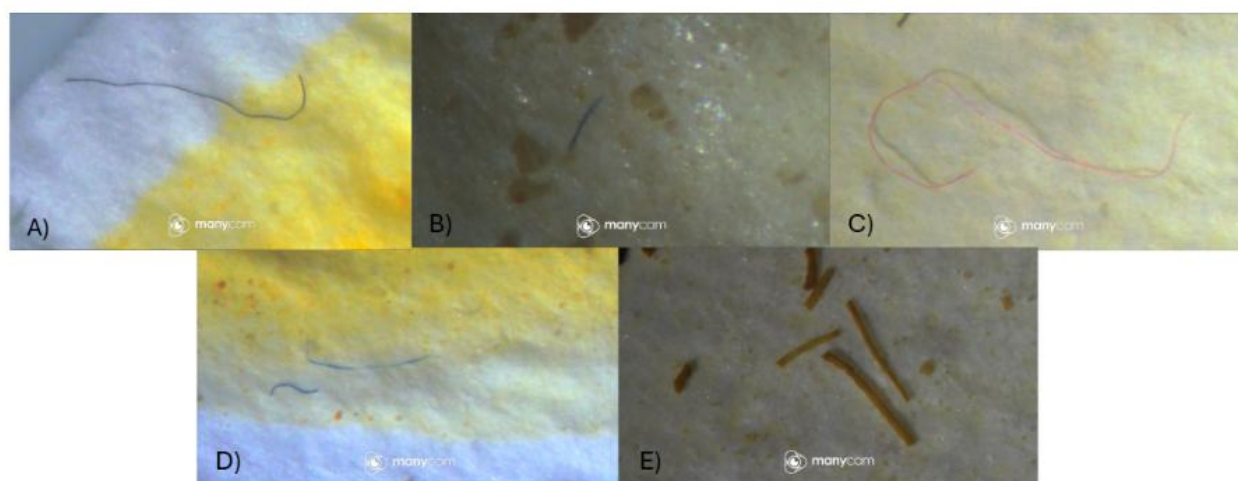
Fonte: Autor, 2026.

Observou-se o predomínio de fragmentos em relação as fibras, indicando a origem do descarte de resíduos plásticos, como resíduos domésticos e navegação. Quanto ao tamanho, os microplásticos concentraram-se majoritariamente na faixa entre $0,02 \leq \text{MPs} \leq 0,500$ mm, esta escala de tamanho pode favorecer a interação com organismos aquáticos e maior facilidade de dispersão no ambiente (Ricciardi *et al.*, 2021).

A Figura 5 apresenta a diversidade morfológica dos MPs analisados em microscópio,

notou-se fibras com diferentes colorações, incluindo incolores, azuis, rosadas e amarronzadas, além de variações no comprimento e na espessura, características típicas de materiais poliméricos. As fibras exibem formato alongado, flexível e com extremidades regulares, indicando processos de desgaste e fragmentação associados à degradação ambiental.

Figura 5. Representação dos MPs.



A) Fibra azul; B) Fibra azul; C) Fibra vermelha; D) Fibras azuis e fibra incolor; E) Fragmento marrom.

Fonte: Autor, 2026.

4.4 Caracterização por Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)

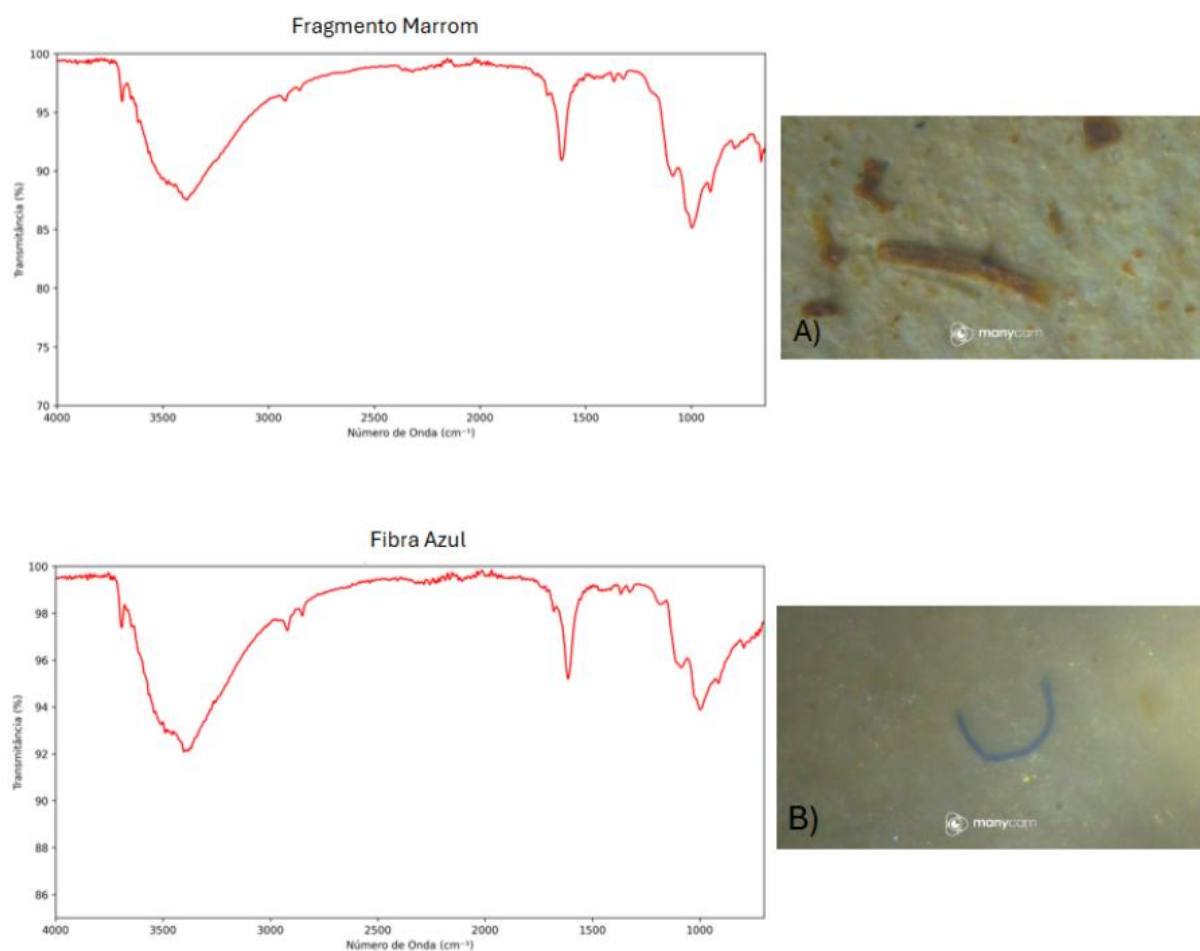
O uso do FTIR constitui uma etapa fundamental para a identificação dos tipos de polímeros presentes nas amostras, permitindo compreender a origem e o comportamento dessas partículas no ambiente aquático. Essa técnica baseia-se na interação da radiação infravermelha com as ligações químicas dos materiais, gerando espectros característicos de cada polímero. Assim, o FTIR nos possibilita diferenciar materiais plásticos de outras partículas presentes na amostra, além de contribuir para uma avaliação mais precisa da contaminação e seu potencial impacto.

A partir das 19 coletas realizadas, foram selecionadas 72 partículas classificadas visualmente de acordo com sua morfologia para identificação polimérica no FTIR. No entanto, devido a limitações associadas ao tamanho reduzido de algumas partículas, bem com a dificuldade de manipulação e posicionamento adequado no equipamento, nem todas as amostras puderam ser analisadas com sucesso.

Após o processamento espectral, apenas 7 amostras apresentaram espectros com qualidade adequada para interpretação e comparação com bibliotecas espectrais, correspondendo a um retorno de 9,7% das partículas inicialmente selecionadas. Parte das amostras apresentou espectros com elevado nível de ruído, inviabilizando a identificação do polímero, que está associado à presença residual de matéria orgânica aderida às partículas, bem como, à degradação avançada dos MPs, que compromete a interação adequada com o feixe infravermelho.

Alguns exemplos de espectros de infravermelho para os MPs mais abundantes nas amostras são apresentados na figura 6. Com base na avaliação espectral, observou-se que o material é compatível com o espectro do polietileno.

Figura 6. Espectros gerados pelo FTIR dos polímeros apresentados.



Fonte: Autor, 2026.

As análises foram feitas na região de $4000\text{--}500\text{ cm}^{-1}$ e estão nos gráficos apresentados na Figura 5. Em ambos os espectros, observa-se uma banda larga na região entre aproximadamente 3.700 e 3.000 cm^{-1} , associada às vibrações de estiramento O–H, possivelmente relacionada à presença de umidade adsorvida ou à oxidação superficial do polímero, comum em microplásticos expostos a processos de intemperismo ambiental (Olivatto, 2017).

Os picos observados característicos acima de 3600 cm^{-1} , 2900 cm^{-1} , 2800 cm^{-1} , 1700 cm^{-1} , 1400 cm^{-1} , 1300 cm^{-1} , 1000 cm^{-1} , 900 cm^{-1} se referem ao polímero polietileno, como descrito por (Olivatto, 2017). Nota-se que ambas as imagens se trata do mesmo composto, o polietileno, e apesar das imagens A e B apresentarem características morfológicas diferentes, são o mesmo composto.

Ainda que a análise e a caracterização completa de todas as categorias morfológicas não tenham sido viáveis, os resultados obtidos demonstram a ocorrência de polímeros usados em

atividades antrópicas ao longo do Delta.

A espectroscopia FTIR é uma ferramenta amplamente empregada em estudos sobre microplásticos, pois, além de possibilitar a identificação dos diferentes tipos de polímeros plásticos presentes nas amostras permite avaliar o grau de intemperismo físico-químico das partículas. Por meio da análise das bandas de absorção características, é possível detectar modificações na estrutura química dos polímeros, resultantes de processos de degradação ambiental e sua interação com a matéria orgânica e contaminantes presentes no meio. Essas informações são fundamentais para compreender a origem, o tempo de exposição e o comportamento ambiental dos microplásticos, além de auxiliar na avaliação de seus potenciais impactos ecológicos, conforme destacado por (Fu *et al.*, 2020).

4.5 Análise Estatística

Os resultados obtidos estão reunidos de forma sintética na Tabela 4, que admite estatística descritiva dos principais parâmetros físicos e químicos analisados. A organização desses dados permitiu a visualização clara dos intervalos de variação de temperatura, pH, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, umidade e abundância de microplásticos, facilitando a interpretação das condições ambientais do Delta.

Tabela 4. Estatística descritiva dos parâmetros analisados.

Variável	Intervalo	Média	σ
°C	29,00 - 31,00	29,4763	0,3597
pH	6,00 - 8,5	7,3257	0,5493
Turbidez	0,6 - 150	36,2631	33,0905
Saturação	50,8 - 86	68,0315	10,5564
Salinidade	0 - 37,5	11,3789	15,3187
OD	3,86 - 6,05	4,8884	0,6685
ST	0,30 - 0,85	62,6246	12,5115
SF	0,85 - 0,98	94,2939	3,958
SV	0,02 - 0,15	5,706	3,958
H	0,15 - 0,70	37,3754	12,5115
MPs	600 - 6525	71,2105	54,8589

Fonte: Autor, 2025

Posteriormente à análise descritiva dos dados, foi aplicado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk (Tabela 5), utilizado para verificar se um conjunto de dados segue uma distribuição normal e recomendado para amostrar pequenas devido à sua elevada potência

estatística. Os resultados indicaram que os dados não apresentam distribuição normal ($p < 0,05$), o que inviabiliza a aplicação de testes estatísticos paramétricos que pressupõe normalidade.

Tabela 5. Teste de normalidade de Shapiro-Wilk.

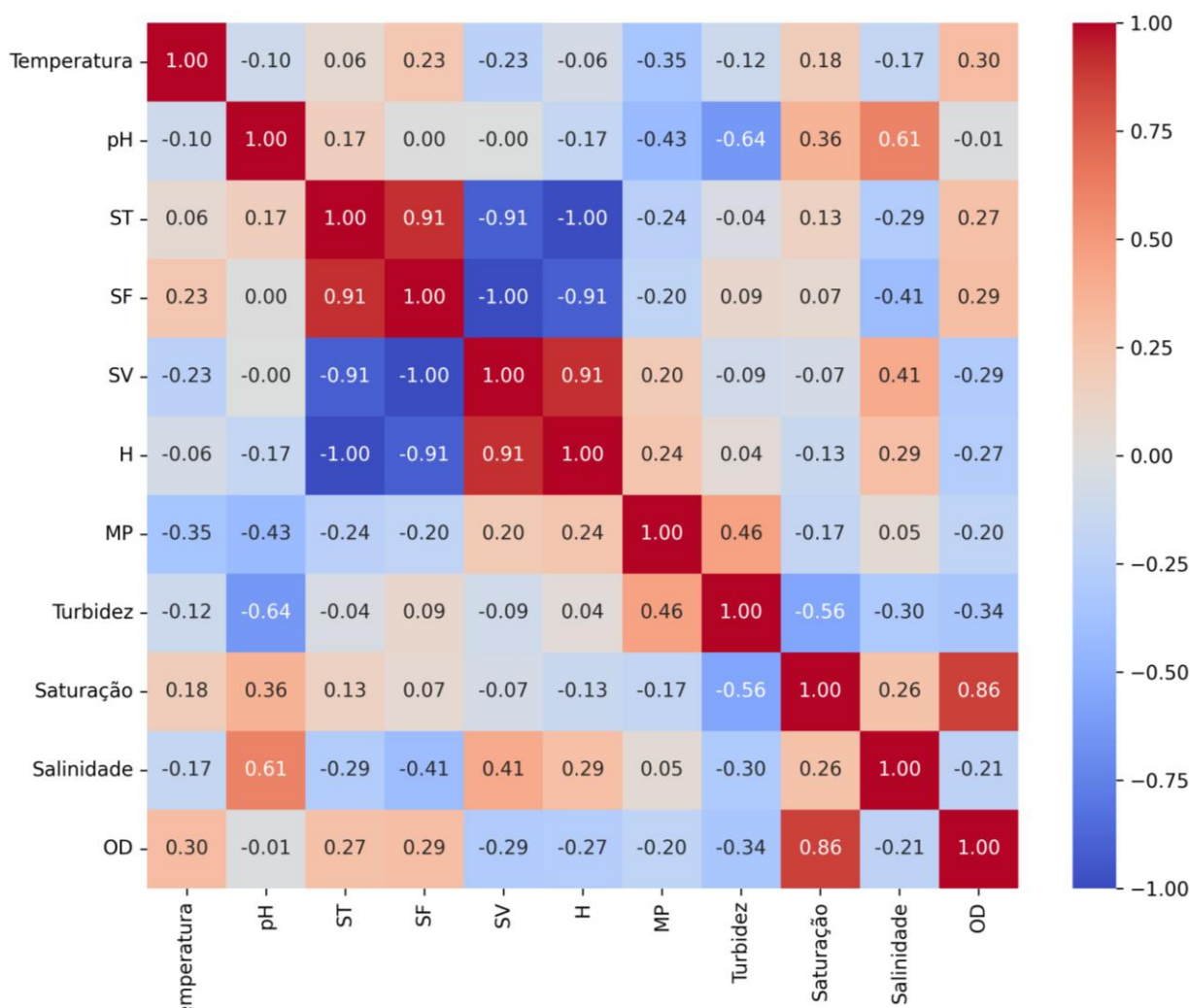
Variável	Teste de Chapiro	p	Distribuição
Temperatura	0,9335	0,2011	normal
pH	0,8804	0,0218	não normal
ST	0,965	0,6735	normal
SF	0,9489	0,379	normal
SV	0,9489	0,379	normal
H	0,965	0,6735	normal
MP	0,7452	0,0002	não normal
Turbidez	0,7605	0,0003	não normal
Saturação	0,9961	0,6964	normal
Salinidade	0,7156	0,0001	não normal
OD	0,9539	0,4594	normal

Fonte: Autor, 2026

O teste de normalidade de Shapiro-Wilk, foi utilizado para verificar a distribuição de algumas variáveis. Apresentaram distribuição normal (como temperatura, ST, SF, SV, saturação e OD), enquanto outras não seguiram a normalidade (como pH, microplásticos, turbidez e salinidade). Diante desse cenário misto, a escolha da correlação de Spearman é mais adequada, pois esse método não exige que os dados tenham distribuição normal e trabalha com postos (ranks) em vez de valores absolutos. Assim, Spearman é robusto para variáveis não paramétricas e permite avaliar relações entre os parâmetros ambientais sem violar pressupostos estatísticos

Diante disso, optou-se pela utilização de métodos estatísticos não paramétricos, empregando-se o coeficiente de Spearman (Fig. 7), para verificar se existiam relações relevantes entre as variáveis analisadas e analisar como elas interagem entre si. Esse método estatístico é utilizado para avaliar a relação entre variáveis a partir da ordem dos dados, variando em coeficientes de -1 a +1, indicando a intensidade e o sentido da associação, sendo útil para o estudo pois permite identificar padrões entre as variáveis físico-químicas da água e a ocorrência dessas partículas.

Figura 7. Mapa de calor da correlação de Spearman.



Fonte: Autor, 2026.

A matriz de correlação de Spearman evidencia relações consistentes entre variáveis do ambiente estudado. Observa-se uma forte correlação positiva entre ST e SF ($\rho = 0,91$), indicando que o aumento da carga total de sólidos está diretamente associado à fração inorgânica do material presente. Em contrapartida, os SV apresentam forte correlação negativa com ST ($\rho = -0,91$) e SF ($\rho = -1,00$), refletindo a relação inversa entre a fração orgânica e a fração inorgânica dos sólidos.

A umidade (U) mostra correlação positiva com SV ($\rho = 0,91$) e negativa com ST e SF ($\rho = -1,00$ e $-0,91$), respectivamente, sugerindo que ambientes com maior teor de matéria orgânica tendem a reter mais água, enquanto áreas com maior carga mineral apresentam menor umidade, como dissertado anteriormente quanto aos resultados da gravimetria.

Em relação aos MPs, as correlações observadas são, em geral, fracas, entretanto

destacando-se a correlação negativa com o pH ($\rho = -0,43$) e com a temperatura ($\rho = -0,35$), sugerindo que os pontos que apresentaram pH mais ácido e temperaturas mais baixas indicaram propensão ao acúmulo de MPs. Ademais, a correlação positiva, ainda que fraca, entre MPs e SV ($\rho = 0,20$) e umidade ($\rho = 0,24$) indica que a presença de matéria orgânica pode favorecer a retenção ou acumulação dos mesmos no ambiente. Resultados semelhantes têm sido reportados na literatura, que aponta a influência de variáveis físico-químicas e da matéria orgânica na distribuição e retenção de microplásticos em sedimentos aquáticos (Ben Hassem *et al.*, 2021; Maia *et al.*, 2021; Fraga *et al.* 2020; Zhou *et al.*, 2024). No entanto, no contexto da área de estudo, as correlações observadas apresentaram baixa intensidade, sugerindo que esses fatores, embora relevantes, exercem influência limitada sobre a distribuição dos MPs, sendo provavelmente superados por outros controles ambientais, como a dinâmica hidrossedimentar, a granulometria e as fontes locais de aporte.

No conjunto das variáveis relacionadas à oxigenação, destaca-se a correlação positiva muito forte entre saturação e oxigênio dissolvido (OD) ($\rho = 0,86$), o que demonstra coerência ao se notar que saturação é diretamente proporcional a OD. Por outro lado, a turbidez apresenta correlação negativa moderada com saturação ($\rho = -0,56$) e com OD ($\rho = -0,34$), sugerindo que o aumento da carga de partículas em suspensão pode estar associado à redução da disponibilidade de oxigênio na coluna d'água. Esse padrão pode estar relacionado tanto à limitação da penetração de luz, afetando processos fotossintéticos.

O pH apresenta correlação positiva com a salinidade ($\rho = 0,61$), indicando influência da intrusão marinha, uma vez que águas de maior salinidade tendem a apresentar caráter mais alcalino. Além disso, observa-se correlação negativa entre pH e turbidez ($\rho = -0,64$), o que pode refletir a influência de matéria orgânica e processos de decomposição sobre a acidez do meio.

Em relação aos microplásticos, a associação mais expressiva ocorre com a turbidez ($\rho = 0,46$), indicando correlação positiva moderada, o que sugere que os MPs acompanham as condições hidrodinâmicas, possivelmente sendo transportados ou retidos.

5. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos ao longo desse estudo confirmam a presença de microplásticos no Delta do Parnaíba, evidenciando a influência direta das atividades antrópicas sobre esse ecossistema estuarino com elevada relevância ambiental, social e econômica. A identificação de MPs nas amostras de sedimentos demonstra que esses contaminantes já fazem parte da

dinâmica natural do ecossistema, sendo transportados, distribuídos e acumulados em função dos parâmetros físico-químicos, atividades antrópicas e do uso do território ao longo do Delta.

A análise dos parâmetros físico-químicos da água revelou variações espaciais na análise do pH, oxigênio dissolvido e turbidez, relacionadas sobretudo à hidrodinâmica do sistema deltaico, como a influência das marés e da descarga fluvial, podendo também refletir, de forma pontual, efeitos de atividades antrópicas locais. Os maiores valores de turbidez e ST se encontram em áreas próximas a zonas urbanas e de intensa atividade antrópica (pesca e turismo), com na cidade de Luís Correia, enquanto os pontos mais afastados dessas influências, apresentaram melhores condições de qualidade da água.

A caracterização dos sólidos totais, fixos, voláteis e da umidade dos sedimentos evidenciou a predominância de material inorgânico em grande parte dos pontos amostrados, especialmente sob influência marinha, enquanto maiores teores de sólidos voláteis e umidade estiveram associados a áreas com maior aporte de matéria orgânica e resíduos de origem antrópica. Ao aplicar o mapa de calor da correlação de Spearman foi possível compreender as relações entre as variáveis, destacando a relação entre ST e SF, bem como a sua relação entre as frações orgânicas e inorgânicas. Além disso, observou-se que a matéria orgânica e a umidade exercem papel relevante na retenção e possível acumulação dos microplásticos no ambiente.

A análise quantitativa e morfológica dos MPs revelou uma ampla distribuição dessas partículas em todos os pontos amostrados, com predominância nas formas de fragmentos e fibras, concentrados majoritariamente no intervalo de tamanho $0,02 \leq \text{MPs} \leq 0,500 \mu\text{m}$. Esses contaminantes emergentes representam um risco elevado para os organismos aquáticos, devido a maior facilidade de ingestão e dispersão, além do potencial de interação com contaminantes químicos. A diversidade de cores e formas observadas aponta para múltiplas fontes de origem, incluindo descarte inadequado de resíduos, atividades pesqueiras e a fragmentação progressiva de plásticos maiores.

A caracterização de sua composição através do FTIR confirmou a presença predominante do polietileno, um dos polímeros mais usados globalmente e amplamente associado a atividades cotidianas e industriais. Os espectros obtidos indicaram sinais de intemperismo físico-químico, sugerindo que os microplásticos analisados permanecem há tempo considerável no ambiente, sofrendo processos de degradação e interação com a matéria orgânica e outros contaminantes.

De forma integrada, este trabalho demonstra que os MPs do Delta do Parnaíba não estão distribuídos de maneira aleatória, mas sim condicionadas por fatores ambientais e, principalmente, pela intensidade das ações humanas. Os resultados reforçam o papel dos estuários como áreas tanto de retenção e redistribuição desses contaminantes, funcionando como zonas críticas de acúmulo antes do transporte para o ambiente marinho. Dessa forma, o estudo contribui de maneira relevante para o entendimento da poluição por MPs em ambientes costeiros tropicais, fornecendo subsídios científicos fundamentais para o monitoramento ambiental e estratégias de mitigação voltadas à preservação do Delta do Parnaíba e de ecossistemas semelhantes.

REFERÊNCIAS

- ABREMA – Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente.** Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2025. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/>. Acesso em: 06 de janeiro de 2026.
- AKDOGAN, Z.; GUVEN, B. Microplastics in the environment. **Environmental Pollution**, v. 254, p. 113011, 2019.
- BALLENT, A.; PANDO, S.; PURSER, A.; JULIANO, M. F.; THOMSEN, L. Transporte modelado de poluição microplástica marinha bentônica no canhão da Nazaré. **Biogeosciences**, v. 10, p. 7957–7970, 2013. DOI: 10.5194/bg-10-7957-2013.
- BANSAL, O. P. Microplastics in the Environment: Uptake, Bioaccumulation and Impacts on Plants, Animals and Humans Health: A Review. **International Journal of Environment and Climate Change**, v. 16, n. 1, p. 432–445, 2026.
- BARBOZA, L. G. A.; VIEIRA, L. R.; BRANCO, V. et al. Microplastics increase mercury bioconcentration in gills and bioaccumulation in the liver, and cause oxidative stress and damage in *Dicentrarchus labrax* juveniles. **Scientific Reports**, v. 8, 15655, 2018.
- BARNES, D. K. A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 364, n. 1526, 2009.
- BAZTAN, J. et al. Protected areas in the Atlantic facing the hazards of micro-plastic pollution: First diagnosis of three islands in the Canary Current. **Marine Pollution Bulletin**, v. 80, n. 1–2, p. 302–311, 2014.
- BEN HASSEN, N. et al. Risk assessment of trace metals using chemical speciation, bioavailability, and cluster analysis around wadi El Bey (Gulf of Tunis, Tunisia). **Soil & Sediment Contamination**, v. 33, n. 3, p. 257–283, 2024.
- BRAGA, E. S. et al. O AMBIENTE ESTUARINO E A VARIAÇÃO DE pH: LIMITES NATURAIS E OBSERVAÇÃO EXPERIMENTAL DO EFEITO DA ACIDIFICAÇÃO SOBRE A BIODISPONIBILIDADE DE FÓSFORO. **Química Nova**, v. 46, p. 591–607, 7 ago. 2023.
- BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T. S.; THOMPSON, R. C. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. **Environmental Science & Technology**, v. 44, p. 3404–3409, 2010.
- BROWNE, M. A. et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 21, p. 9175–9179, 2011.
- CARUSO, G. et al. Plastic occurrence, sources, and impacts in Antarctic environment and biota. **Water Biology and Security**, v. 1, n. 2, p. 100034, 2022.
- CATARINO, A. I.; MACCHIA, V.; SANDERSON, W. G.; THOMPSON, R. C. Ingestion of

microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 155, p. 111219, 2020.

CHEN, H. L. et al. Microplastic concentrations in river water and bed sediments in a tropical river. **Environmental Monitoring and Assessment**, 2023.

CHEN, Hui Ling et al. Microplastic pollution in freshwater systems in Southeast Asia: contamination levels, sources, and ecological impacts. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 39, p. 54222–54237, 2021.

CHEN, P. et al. Direct evidence that microplastics are transported to the deep sea by turbidity currents. **Environmental Science & Technology**, v. 59, n. 14, p. 7278–7287, 2025.

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

DE PAULA FILHO, F. J.; MARINS, R. V.; LACERDA, L. D. Natural and anthropogenic emissions of N and P to the Parnaíba River Delta in NE Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 166, p. 34–44, 2015.

DENG, J. et al. Microplastics and accumulated heavy metals in restored mangrove wetland surface sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 159, 111482, 2020.

DEVI, A. et al. Microplastics as an emerging menace to environment: Insights into their uptake, prevalence, fate, and sustainable solutions. **Environmental Research**, v. 229, p. 115922, 2023.

DIALECTAQUIZ, A. et al. Microplastics hotspots on a tropical estuarine-bay system. **Ocean and Coastal Research**, v. 73, 2025.

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

DUAN, J. et al. How mangrove plants affect microplastic distribution in sediments. **Science of the Total Environment**, v. 767, 144695, 2021.

DUNG, V. L. et al. Depth profiles of microplastics in sediment cores from mangrove forests. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 9, p. 1381, 2018.

ESCROBOT, M.; PAGIORO, T. A.; MARTINS, L. R. R.; FREITAS, A. M. Microplastics in Brazilian coastal environments: a systematic review. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 56, n. 1, 2021.

FERNANDES, E.; VITORINO, N.; RIBEIRO, M. J.; TEIXEIRA, C.; BORDALO, A. A. Spatial and seasonal dynamics of elemental composition and mineralogy of intertidal and subtidal sediments in the Lima Estuary (NW Portugal). **Arabian Journal of Geosciences**, v. 12, n. 13, p. 412, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12517-019-4569-8>.

FERRARI, M. F. **Avaliação da presença de microplásticos em esgoto sanitário do município de Campo Mourão** – PR. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso – UTFPR.

- FRAGA, R. F.; ROCHA, S. M. G.; LIMA NETO, I. E. Impact of flow conditions on coliform dynamics in an urban lake in the Brazilian semiarid. **Urban Water Journal**, v. 17, n. 1, p. 43–53, 2020.
- FRIAS, J. P. G. L.; OTERO, V.; SOBRAL, P. Evidence of microplastics in zooplankton samples. **Marine Environmental Research**, v. 95, p. 89–95, 2014.
- FU, W. et al. Separation, characterization and identification of microplastics and nanoplastics. **Science of the Total Environment**, v. 721, 137561, 2020.
- GHANBARI, N. et al. Microplastic pollution in sediments in urban river sections. **Applied Water Science**, 2022.
- GONZÁLEZ, D. et al. **Riverine litter monitoring: options and recommendations**. JRC Technical Report, 2016.
- IBGE. Parnaíba (PI): cidades e estados. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pi/parnaiba.html>.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba. Brasília: ICMBio, 2023.
- IVAR DO SUL, J.; COSTA, M.; FILLMANN, G. Microplastics in the pelagic environment. **Water Air Soil Pollution**, v. 225, 2014.
- JAHAN, S. et al. Interrelationship of microplastic pollution in sediments and oysters. **Science of the Total Environment**, 2019.
- Jl, Y. et al. The influence of sediment content and salinity in estuarine areas on the settling velocity of microplastics. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 277, p. 104854–104854, 2026.
- JIANG, J. et al. A review of microplastic transport in coastal zones. **Marine Environmental Research**, v. 196, p. 106397, 2024.
- JOLAOSHO, T. L. et al. Microplastics in freshwater and marine ecosystems: Occurrence, characterization, sources, distribution dynamics, fate, transport processes, potential mitigation strategies, and policy interventions. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 294, p. 118036, 2025.
- JONES, F. **A ameaça dos microplásticos**. Disponível em: <https://revistapesquisa.fapesp.br/a-ameaca-dos-microplasticos/?utm_source=>. Acesso em: 19 fev. 2026.
- KATHIRESAN, K. How do mangrove forests induce sedimentation? **Revista de Biología Tropical**, v. 51, n. 2, p. 355, 2003.
- LEBRETON, L. C. M. et al. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, 15611, 2017.
- LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F.; BARLETTA, M. Distribution patterns of microplastics in

plankton. **Environmental Research**, v. 132, p. 146–155, 2014.

LI, X. et al. Occurrence, Bioaccumulation, and Risk Assessment of Microplastics in the Aquatic Environment: A Review. **Water**, v. 15, n. 9, p. 1768, 1 jan. 2023.

LUCIO, F. T. et al. Disponibilidade e influência dos microplásticos nos seres vivos. **Conexão Ciência**, v. 14, n. 1, p. 47–55, 2019.

MACFARLANE, G. R.; KOLLER, C. E.; BLOMBERG, S. P. Accumulation and partitioning of heavy metals in mangroves. **Chemosphere**, v. 69, n. 9, p. 1454–1464, 2007.

MAIA, C. E.; MORAIS, E. R. C. de; OLIVEIRA, M. de. Estimativa de carbonato de cálcio aplicado via água de irrigação nas regiões da Chapada do Apodi e Baixo Açu, RN. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 71–75, 2001.

MARKLEY, L. A. T.; DRISCOLL, C. T.; HARTNETT, B.; MARK, N.; MATEOS CÁRDENAS, A.; HAPICH, H. **Guide for the Visual Identification & Classification of Plastic Particles**. 2024. DOI: 10.13140/RG.2.2.27505.45927.

MARTIN, C.; ALMAHASHEER, H.; DUARTE, C. M. Mangrove forests as traps for marine litter. **Environmental Pollution**, v. 247, p. 499–508, 2019.

MELLO, I. **Microplásticos: Impactos e Soluções**. Disponível em: <https://blogambiental.com.br/microplasticos/?utm_source=>. Acesso em: 19 fev. 2026.

MENG, X.; YUAN, J.; HUANG, Q.; LIU, R.; YANG, Y.; YANG, X.; WANG, K. A review of sources, hazards, and removal methods of microplastics in the environment. **Water**, v. 17, n. 1, p. 102, 2025.

MOHANA, A. A. et al. Nano/microplastics: fragmentation and interaction with pollutants. **Chemosphere**, v. 309, 136682, 2022.

MONTAGNER, C. et al. MICROPLÁSTICOS: OCORRÊNCIA AMBIENTAL E DESAFIOS ANALÍTICOS. **Química Nova**, v. 44, n. 10, 2021.

NAJI, A. et al. Occurrence of microplastics in littoral sediments. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 25, p. 20459–20468, 2017.

NAOMI, B. **Bioacumulação de microplásticos em peixes e potenciais implicações para o consumo e saúde humana**. Disponível em: <https://hdl.handle.net/11449/312937>. Acesso em: 11 fev. 2026.

OLIVATTO, G. P. **Estudo sobre microplásticos em águas superficiais da Baía de Guanabara**. Tese (Doutorado). PUC-Rio, 2017.

OLIVATTO, G. P. et al. Microplásticos: contaminantes de preocupação global. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 6, p. 1968–1989, 2018.

PAL, D. et al. Microplastics in aquatic systems: A comprehensive review of its distribution, environmental interactions, and health risks. **Environmental Science and Pollution**

Research, v. 32, 13 dez. 2024.

PAL, D.; PRABHAKAR, R.; BARUA, V. B. et al. Microplásticos em sistemas aquáticos: Uma revisão abrangente de sua distribuição, interações ambientais e riscos à saúde. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 32, p. 56–88, 2025.

PICÓ, Y.; BARCELÓ, D. Microplastics in environmental samples. *ACS Omega*, v. 4, p. 6709, 2019.

PORTO DE PARNAÍBA. Brasília: **ANTAQ**, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/antag>. Acesso em: 11 fev. 2026.

PROMATEC AMBIENTAL. **Série de sólidos - Promatec Análises Ambientais**. Disponível em: <https://www.promatecambiental.com.br/serie-de-solidos-2/?utm_source>. Acesso em: 20 fev. 2026.

RASHID, S. et al. Microplastics in terrestrial ecosystems: sources, transport, fate, mitigation, and remediation strategies. **Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration**, 10 mar. 2025.

Relatório da ABC sobre microplásticos na TV Brasil - ABC - Academia Brasileira de Ciências. Disponível em: <<https://www.abc.org.br/wp-content/uploads/2025/08/microplastico>>. Acesso em: 19 fev. 2026.

RICCIARDI, M. et al. Microplastics in the Aquatic Environment: Occurrence, Persistence, Analysis, and Human Exposure. **Water**, v. 13, n. 7, p. 973, 1 abr. 2021.

RIVERA-GUTIÉRREZ, E.; MARTÍNEZ-GALLEGOS, S.; MACEDO-MIRANDA, M. G.; ILLESCAS, J. Microplásticos: un nuevo tipo de contaminantes emergentes y persistentes. **Materiales Avanzados**, n. 39, p. 48–49, 2023.

ROCHA, C. A.; SILVA, E. F.; SOUZA, R. C. C. **Polímero de entretenimento**. Lins, 2013.

ROCHMAN, C. M. Microplastics research—from sink to source. **Science**, v. 360, p. 28–29, 2018.

ROCHMAN, C. M. et al. Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 38, n. 4, p. 703–711, 2019.

RODRIGUES, F. C.; CHRISPIM, Z. M. P.; SILVA, F. C. Análise dos parâmetros físico-químicos e a influência na qualidade da água. **Anais do VII Seminário P&D PROVIC/PIBIC**, p. 7–7, 2022.

SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, L. J. et al. Seasonal evidences of microplastics in environmental matrices of a tourist dominated urban estuary in Gulf of Mexico, Mexico. **Chemosphere**, v. 277, 130261, 2021.

SANTOS, W. L. P.; MÓL, G. S. Química cidadã. **São Paulo: Nova Geração**, 2010.

SANTOS et al. Hydrodynamics and suspended particulate matter retention in macrotidal estuaries located in Amazonia-semiarid interface (Northeastern-Brazil). **International Journal of Sediment Research**, v. 35, n. 4, p. 417–429, 17 mar. 2020.

SOLER, M. et al. Transport and sedimentation of microplastics by turbidity currents: Dependence on suspended sediment concentration and grain size. **Environment International**, v. 195, 109271, 2025.

THAKUR, S.; CHAUDHARY, J.; SHARMA, B.; VERMA, A.; TAMULEVICIUS, S.; THAKUR, V. K. Sustainability of bioplastics: Opportunities and challenges. **Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry**, v. 13, p. 68–75, 2018.

THOMAZINE, B. et al. Sedimento de lagoa de zoológico e seus potenciais usos. **Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais e de Saneamento**, 2023.

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO COSTEIRAS E MARINHAS DO BRASIL. Brasília: MMA, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/mma>. Acesso em: 11 fev. 2026.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO DELTA DO PARNAÍBA (UFDPAr). UFDPAr monitora presença de plástico marinho na APA do Delta do Parnaíba. 2023.

WAGNER, M. et al. Microplastics in freshwater ecosystems. **Environmental Sciences Europe**, v. 26, p. 12, 2014.

WU, C.; ZHANG, K.; HUANG, X. L.; LIU, J. Sorption of pharmaceuticals to polyethylene debris. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 8819–8826, 2016.

WU, X. et al. Environmental Health and Safety Implications of the Interplay Between Microplastics and the Residing Biofilm. **Environment & Health**, 2024.

XIA, L. Research Progress on Analysis Methods of Microplastics in Water. **Scientific Journal of Technology**, v. 4, n. 11, p. 81–88, 2022.

XU, M. et al. Internalization and toxicity of nanoplastics. **Science of the Total Environment**, v. 694, 133794, 2019.

XU, Q. et al. Microplastics in sediments from an interconnected river-estuary region. **Science of the Total Environment**, v. 729, p. 139025, 2020.

YOUSAFZAI, S. et al. Detection and degradation of microplastics in the environment: a review. **Environmental Science: Advances**, 2025.

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, n. 6, 114575, 2024.

ZHOU, Q. et al. Trapping of microplastics in halocline layers. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, 2021.

ZUO, L. et al. Microplastics in mangrove sediments. **Science of the Total Environment**, v. 725, 138344, 2020.

ANEXO
DECLARAÇÃO

Declaro para os devidos fins que este Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia/Tese/Dissertação), escrito sob minha orientação, está em versão final, de acordo com as solicitações realizadas pela banca examinadora. Informo também que procedi à revisão final do texto, constatando que atende às especificações das normas da ABNT para apresentação de trabalhos acadêmicos da UFCA, no que diz respeito ao conteúdo e à formatação.

Data e local da assinatura eletrônica